

# Gestió i tractament d'aigües residuals

Xarxa temàtica

**Maria Dolors Balaguer**  
**Maria Àngels Puig**  
**Miquel Salgot**  
**Miquel Sànchez-Marrè**  
**Clàudia Turon**





---

# Gestió i tractament d'aigües residuals

Xarxa temàtica:

Maria Dolors Balaguer  
Maria Àngels Puig  
Miquel Salgot  
Miquel Sànchez-Marrè  
Clàudia Turon

Universitat de Girona. 2007. 1 ed. català.  
Edició electrònica.

Amb el suport de la Generalitat de Catalunya



Generalitat de Catalunya

ISBN: 978-84-8458-260-1

Dipòsit legal: GI.155-2008

---

## Ressenya:

Sota el títol **Gestió i tractament d'aigües residuals** trobem un llibre que pretén ser una guia útil per a la comunitat que es mou a l'entorn de la gestió i tractament d'aigües residuals. El document es troba estructurat en 5 capítols, el primer dels quals és una presentació de la problemàtica associada a les aigües residuals, així com de les possibles actuacions a portar a terme per a solucionar aquesta qüestió. Ja entrant en la matèria trobem els capítols 2 i 3 on es descriu en detall el sistema de clavegueram i les diferents tecnologies de depuració disponibles. No més important que el disseny d'un sistema de sanejament, és la seva gestió, i per aquest motiu en el capítol 4 s'hi recullen les pautes bàsiques d'operació i manteniment. Finalment, el darrer dels capítols contempla el destí final de les aigües ja depurades: el medi receptor o bé la reutilització d'aquestes.

---

## Avís legal:

Aquesta obra està subjecta a una llicència Reconeixement 3.0 de Creative Commons. Se'n permet la reproducció, la distribució, la comunicació pública i la transformació per generar una obra derivada, sense restricció sempre que se'n citi el titular dels drets (Universitat de Girona). La llicència completa es pot consultar a <http://creativecommons.org/licenses/by/3.0/es/legalcode.ca>



# Sumari

## Capítol 1. Planificació

- 1.1. Introducció
- 1.2. Els sistemes de sanejament
- 1.3. Anàlisi de la depuració
- 1.4. La reutilització d'aigües residuals
- 1.5. Prospectiva de la depuració
- 1.6. Bibliografia

## Capítol 2. Xarxes de clavegueram

- 2.1. Tipus de xarxes de clavegueram
- 2.2. Definició de les xarxes de clavegueram
- 2.3. Instal·lacions complementàries de la xarxa de clavegueram
- 2.4. Estacions de bombament
- 2.5. Bibliografia

## Capítol 3. Tecnologies de tractament

- 3.1. Les aigües residuals urbanes
- 3.2. Tractament de les aigües residuals urbanes
- 3.3. Tractaments fisicoquímics
- 3.4. Tractament biològic amb biomassa en suspensió
- 3.5. Tractament biològic amb biomassa fixada
- 3.6. Tractament biològic anaerobi
- 3.7. Tractaments tous
- 3.8. Gestió dels fangs generats
- 3.9. Processos de membrana
- 3.10. Projecte i costos de construcció
- 3.11. Bibliografia

## Capítol 4. Operació i manteniment

- 4.1. Introducció
- 4.2. Seguretat i fiabilitat
- 4.3. Manteniment i control
- 4.4. Costos associats
- 4.5. Bibliografia

## Capítol 5. Control de sistemes

- 5.1. Introducció
- 5.2. Àmbit i escales de control
- 5.3. Control i reutilització d'aigües
- 5.4. Usos ambientals i medis receptors
- 5.5. Risc de reutilització de l'aigua
- 5.6. Costos control mediambiental
- 5.7. Bibliografia



---

# Capítol 1

## Planificació

---

- 1.1. Introducció
  - 1.2. Els sistemes de sanejament
  - 1.3. Anàlisi de la depuració
  - 1.4. La reutilització d'aigües residuals
  - 1.5. Prospectiva de la depuració
  - 1.6. Bibliografia
- 

### AUTORS

**Montserrat Folch i Miquel Salgot** (Laboratori Edafologia – Universitat de Barcelona)

## 1. PLANIFICACIÓ

### 1.1. INTRODUCCIÓ

La gestió de l'aigua residual va aparèixer amb les primeres ciutats, i ja es poden trobar restes de clavegueres en les ruïnes de moltes ciutats gregues i romanes (Angelakis i Spyridakis, 1995). Amb aquesta infraestructura, es pretenia allunyar de la vista i dels altres sentits un subproducte de la civilització que era poc atractiu i fastigós. Secundàriament, això va començar a implicar una millora higiènica, el que ja diferenciava el desenvolupament i la cultura de les diferents civilitzacions de l'època. Més tard, aquesta millora es va perdre, i fins fa relativament poc temps, les excretes circulaven a cel obert per dins de moltes ciutats. Això, juntament amb la gran aglomeració humana deguda a les tècniques defensives de guerra, que encerclaven els habitatges amb muralles, afavorí les grans epidèmies de l'edat mitjana.

A Londres, el 1853, i mitjançant les deduccions de John Snow, es va relacionar el vessat d'aigua residual al riu Tàmesi amb les malalties que afectaven la gent que havia begut aigua riu avall dels vessats, i es va establir científicament la primera relació aigua residual/aigua de beguda/malalties: les malalties de transmissió hídrica (Isaac, 1996).

A finals del mateix segle XIX van aparèixer a França (París) i Alemanya els camps on es vessaven les aigües per no llençar-les directament als rius. Sovint, en aquests camps es conreaven els vegetals que es menjaven a les ciutats, ja que les aigües residuals exercien un efecte prou bo d'adobat. Actualment, a la ciutat de Mèxic encara hi ha una pràctica similar a la vall del Mezquital (Jiménez.Cisneros *et al.*, 2001); encara que podem parlar d'una pràctica força comuna en molts llocs del món. De vegades, fins i tot es fertilitzen llacunes amb aigua residual per tal que es puguin produir peixos, proteïnes animals.

A principis del segle XX es van fer les primeres depuradores més o menys com les coneixem avui, amb despesa d'energia "artificial", elèctrica, per fer la seva tasca. El sanejament implicava la construcció de clavegueres i de depuradores per a ésser complet.

El concepte de sanejament s'ha aplicat exclusivament i durant molt temps a les aigües residuals d'origen urbà o domèstic, oblidant majoritàriament les d'origen industrial i ramader. Això no vol dir que aquestes aigües no es depurin, molt especialment les de les indústries, que tradicionalment són més controlables que les explotacions ramaderes; sinó que es fa difícil obligar als industrials i ramaders a

depurar les aigües si les ciutats no ho fan. L'agricultura no acostuma a generar aigües residuals encara que sí crea contaminació difusa.

No cal oblidar la gestió de les aigües de pluja, que en les ciutats sovint es fa conjuntament o en part amb la de les aigües residuals urbanes. L'aigua d'escorrentia de les ciutats pot contenir tan o més contaminants que la residual, especialment després de períodes de sequera o poca pluja (Alther, 2001).

### 1.1.1. Depuració, el concepte actual

La depuració d'aigües residuals hauria d'implicar l'eliminació dels components de l'aigua residual que poden causar perjudicis a la salut humana, la qualitat de les aigües i l'estat dels ecosistemes. La indicació principal és que les estacions depuradores d'aigües residuals han de ser eficients i fiables.

Per tal de controlar aquesta eficiència i fiabilitat, cal definir unes eines analítiques per a determinar uns paràmetres de control de la depuració. Actualment, els paràmetres emprats majoritàriament són el contingut de matèria orgànica i el de sòlids en suspensió. Addicionalment es controla el contingut en nutrients, nitrogen i fòsfor, si l'aigua ha de ser vessada en zones sensibles. No s'acostuma a determinar el contingut en microorganismes patògens o en productes tòxics.

Podem dir, que en algun moment entre el 1853 i l'actualitat, el concepte de "sanejament", interpretat com a una millora de les condicions sanitàries de les aglomeracions humanes, ha perdut el seu sentit tradicional per passar a ser un concepte o eina d'enginyeria. Aquesta eina treu les aigües de la ciutat (tan les residuals com les pluvials) i les allunya com més aviat millor, podent-les depurar o no després d'aquest transport. El concepte sanitari, del que deriva la paraula sanejament, ha passat a ser secundari (Salgot *et al.*, 2005).

Depurar significa, com ja hem dit, eliminar sòlids en suspensió i matèria orgànica de l'aigua residual, i en alguns casos nutrients. Després, l'aigua depurada va a parar al medi d'una o altra manera: vessant-la a les masses d'aigua o als sistemes amb sòl i fins i tot evaporant-la.

Amb el vessat d'efluents depurats es fa arribar al medi una quantitat prou important d'organismes patògens i de contaminants químics, que no han estat eliminats amb la depuració i que tenen la capacitat de generar problemes importants en forma de malalties, toxicitat i impactes ambientals diversos. No obstant, les bones pràctiques higièniques d'una societat i l'estat de salut de la població poden fer que els problemes de toxicitat i patogenicitat no es tradueixin en problemes de salut importants, el que sovint ha fet oblidar o menystenir la transcendència sanitària dels processos de tractament d'aigua, i especialment la depuració. Les millores assistencials, d'accés als medicaments, i tecnològiques; i l'emascament que permet la desinfecció amb clor, han fet baixar la vigilància pel que fa a la qualitat sanitària de les aigües. De fet, en els darrers anys s'està parlant de patògens o malalties emergents i re-emergents; indicant que patògens que ja es donaven per oblidats han revifat en perdre's la immunitat a nivell de població.

El que hem indicat va estar potenciat per un cert concepte antropocèntric del sanejament; ja que pràcticament no es considerava l'impacte negatiu de les aigües residuals, depurades o no, en el medi ambient. S'han arribat a considerar les aigües residuals com a un element fertilitzant del mar Mediterrani. D'altra banda, en els dos darrers decennis ha guanyat importància en la societat i s'ha convertit en predominant, un corrent diguem-ne ecologista, que defineix el sanejament com a una eina únicament per a recuperar la qualitat de les aigües, tan les continentals com les marines.

Si ens plantegem les polítiques de sanejament des d'un punt de vista econòmic, podem indicar que la depuració en el nostre país s'ha basat quasi exclusivament en fer servir tecnologies molt provades i amb un ús intensiu d'energia. Això s'ha fet amb independència d'altres condicionants, com són el cabal a depurar, el preu dels terrenys, la climatologia, els avanços tecnològics, la capacitat econòmica ... Aquesta situació contrasta amb la d'altres països europeus (França, Alemanya, Dinamarca) en els que d'altres solucions, més naturals, s'han fet servir a bastament i es continuen potenciant (Salgot *et al.*, 2005).

Les tecnologies amb elevat consum d'energia elèctrica (dures o intensives) es basen en la transferència d'oxigen a l'aigua, i en la barreja aigua residual/cultiu microbià en un sistema biològic amb biomassa suspesa o alguna vegada fixada. Ens trobem amb un cultiu microbià en un reactor, en el que es busca una bona eficiència de la transferència d'energia a l'aigua fent servir poc espai.

L'espai és l'inconvenient principal de les tecnologies que es poden fer servir alternativament, i que es denominen toves o extensives. Són sistemes que tenen el seu camp en la depuració de l'aigua residual de comunitats petites o mitjanes o bé en els tractaments terciaris o avançats, i la biomassa pot ser també suspesa o fixada.



### **1.1.2. La història de la depuració a Catalunya**

La depuració d'aigües residuals s'endegà realment a Catalunya amb l'aparició del Pla de Sanejament del 1982, que seguia a la creació de la Junta de Sanejament l'any 1981. Abans, existien de forma aïllada i sense planificació algunes depuradores, fruit normalment de la bona voluntat d'alguna autoritat municipal o d'agrupacions de municipis amb una certa sensibilitat ambiental.

La Llei del Parlament català, del 1981, que va iniciar aquestes activitats va instaurar el Cànon de Sanejament que encara s'aplica amb un altre nom. El Pla de Sanejament de Catalunya va patir al llarg dels anys diverses variacions i canvis de política. Inicialment, es va plantejar el seu finançament exclusivament amb els diners recaptats pel cànon. Aviat, això es va revelar com a insuficient, i es va recórrer a l'endeutament per tal de poder avançar el Pla. En els darrers anys s'ha accedit a fons aliens, com els FEDER de la Unió Europea, per a les grans depuradores de Barcelona i alguna altra. Val a dir que el cànon es cobrava i es cobra encara amb el rebut de l'aigua potable.

En l'actualitat (2004) s'ha acabat pràcticament el PSARU (Pla de Sanejament de les Aigües Residuals Urbanes) i ha aparegut un PSARU 2002, destinat bàsicament a les depuradores per a petites poblacions. També hi ha un PSARI (per a les Aigües Residuals Industrials), i un Pla per a les Aigües Residuals Ramaderes. Són a punt d'establir-se un Pla de Reutilització d'Aigües Residuals i un Pla de Manteniment de les depuradores. No obstant, el fort endeutament actual (2005) de l'Agència Catalana de l'Aigua ha restringit de forma important les obres de noves depuradores d'aigües residuals.

En el primer Pla de Sanejament hi ha pràcticament 300 depuradores que serveixen les poblacions grans. Les dues grans depuradores de Barcelona són a punt de ser acabades. La previsió és que hi hagi unes 1400 depuradores més per a les comunitats més petites en un període de temps no molt llarg, segons el PSARU 2002.

Si ens plantegem l'estat de la depuració de les aigües residuals industrials, podem indicar que s'ha aconseguit ja fa temps un control prou important; i que moltes empreses han posat en funcionament programes de reciclatge i fins i tot de reutilització de les seves aigües.

D'altra banda, la depuració de les aigües residuals ramaderes no segueix, ni de bon tros, l'èxit de la depuració dels altres tipus d'aigua. Es pot dir que hi ha una manca de tecnologies adients, econòmicament viables i fiables per a la depuració d'aquestes aigües residuals. El cert, és que les aigües residuals ramaderes necessiten tecnologies específiques per a depurar unes aigües comparativament molt carregades de matèria orgànica, i amb una certa quantitat d'impureses i de matèries sòlides, en funció del tipus d'estabulació del bestiar.

En un moment determinat, fa poc temps, la Junta de Sanejament es va integrar en l'Agència Catalana de l'Aigua (ACA), que governa tot el cicle de l'aigua a les conques internes de Catalunya. Per acord amb la Confederació Hidrogràfica de l'Ebre, també es fa càrrec del sanejament a les terres de l'Ebre. Encara que puguem dir que l'ACA dirigeix la depuració a Catalunya, en certa manera ha transferit una part de les seves competències al que es denominen Administracions Actuants, com són alguns Consorcis (el de la Costa Brava, el de la defensa de la conca del riu Besòs, per exemple), mancomunitats o Consells Comarcals (EMSSA: Empresa Metropolitana de Sanejament, S.A. a l'àrea de Barcelona), algun Ajuntament, etc. Tot sovint però, el dia a dia o gestió dels sistemes de depuració s'adjudica (generalment amb concursos) a empreses especialitzades.

Una certa política de repartir l'explotació a pràcticament tots els explotadors que es presenten als concursos, independentment de la seva capacitat tècnica i historial, ha generat en nombroses ocasions el sentiment que la depuració no es fa bé en el país, i que hi ha "café para todos".

Apart de tot el que hem dit, una part important del sanejament, la responsabilitat i gestió dels sistemes de clavegueram, depèn encara dels Ajuntaments; que cobren un impost específic per a aquesta tasca. En algun cas, les entitats locals no tenen prou capacitat tècnica per a aquesta tasca i s'han de buscar solucions adients, com és normalment el suport de les diputacions.

## **1.2. ELS SISTEMES DE SANEJAMENT**

La depuració d'aigües residuals té com a objectiu teòric retornar a l'aigua la qualitat inicial amb la que fou servida. Tecnològicament, això és possible, encara que cal definir la relació cost/benefici en funció de la qualitat final d'aigua que es desitgi, el punt de vessat i la qualitat de l'efluent marcada per la legislació. Els sistemes de depuració, prou complexos, s'han de considerar de forma integrada. En tot cas, el mot sanejament té un significat més ampli que depuració i és el que farem servir per a significar el conjunt d'accions i infraestructures que s'inicien amb el vessat del ciutadà, indústria o establiment ramader, acaben en la depuració i segueixen amb el vessat o eliminació de l'aigua tractada. Per

qüestions d'oportunitat i objectius de la publicació ens centrarem bàsicament en les aigües residuals d'origen urbà.

El procés de sanejament s'inicia amb l'aigua un cop servida a l'usuari (abastament urbà, industrial) i a la que s'afegeixen determinats contaminants. Cal aplicar aquí el principi que el millor contaminant és el que no s'afegeix a l'aigua, i intentar reduir o eliminar la contaminació en origen tant com es pugui.

### 1.2.1. El clavegueram

Si plantejem l'addició de contaminants no evitables, com són les excretes, es pot pensar en la possibilitat de treballar amb un concepte diferent, reduint tot el que sigui possible l'addició d'aigua (Lens *et al.*; eds., 2001). Aquest concepte, així com el de la separació d'excretes sòlides i líquides s'està expandint com a teoria en molts països del nord d'Europa. És obvi que això té molts avantatges, almenys des del punt de vista teòric, però en la pràctica és d'aplicació molt difícil ja que els sistemes de clavegueram de les ciutats estan dissenyats per a que l'aigua arrossegui les restes de tota mena que van a parar a les clavegueres. En realitat, aquesta teoria podria ser duta a la pràctica en petits nuclis o en parts separades i de nova creació d'urbs grans.

Aquí també hem de dir que durant molt temps s'ha plantejat la necessitat de fer sistemes de clavegueram separatiu; és a dir, que condueixin les aigües pluvials per una banda i les residuals per una altra. La idea subjacent és que l'aigua de pluja és neta i que no cal barrejar-la amb la residual. Així, es pot garantir una millor gestió dels dos tipus d'aigua. La teoria és molt bonica, però la pràctica ens diu que l'aigua de pluja és tan contaminada com la residual, almenys en les primeres etapes d'una precipitació. Si no hi ha clavegueram separatiu, l'aigua de pluja i la residual van juntes; de manera que quan se sobrepassa la capacitat del clavegueram de portar aigua, es fa un vessat al medi o *by-pass*. Llavors, es vessa al medi una barreja d'aigua residual i de pluja, que genera un impacte negatiu prou considerable. L'alternativa actual més vàlida sembla la gestió conjunta dels dos tipus d'aigua, tot fent sistemes de retenció d'aigües pluvials barrejades amb residuals, com és el cas de Barcelona on s'està fent una xarxa de grans dipòsits de retenció de l'aigua barrejada, que un cop passat l'episodi de pluja es retorna a la xarxa de clavegueres i pot ser tractada per la depuradora (Carbonell *et al.*, 2006).

La gestió dels sistemes de clavegueram no és gens senzilla, ja que s'ha de combinar la presència d'aquests dos tipus d'aigua; l'existència de vessats que poden esdevenir tòxics; la possible fermentació de matèria orgànica; els cabals prou diferents segons l'hora del dia o l'estació – especialment en sistemes de segona residència; el sobredimensionament en llocs com els que acabem d'indicar que porta a temps d'estada massa llargs i fa l'aigua sèptica, etc.

L'aigua residual ha d'arribar al final de la xarxa, on es poden produir entrades d'aigües "paràsites", per exemple aigua de mar; i normalment es bombeja o es condueix per gravetat al sistema de depuració. Algunes vegades, en sistemes associats a ciutats d'orografia complicada o en zones molt planes o properes al mar, el bombeig en determinats punts de la xarxa esdevé obligatori.

Pel fet que el gestor és una entitat local i que no es veuen, hi acostuma a haver problemes amb les clavegueres. La seva construcció hauria d'estar planificada i fer-la abans de les zones urbanitzades a les que serveixen, però no acostuma a ser el cas, i més en les zones construïdes d'antic. Es pot donar el cas de clavegueres molt antigues, fins i tot del temps dels romans, que encara donen servei. Hi ha dos tipus principals de problemes, els derivats de les pèrdues i els de les entrades al sistema no previstes o no desitjades.

Les pèrdues s'originen pel desgast del material o pels moviments que pateixen les canonades. Això és especialment greu en els casos en que es construeixen les clavegueres (o col·lectors) en terreny poc estable, com la sorra de platja o els fons de riera. En aquests casos, el terreny acostuma a ser força permeable, el que ajuda a perdre grans quantitats d'aigua. Es poden descriure diversos casos d'aquesta mena a Catalunya.

Per les pròpies característiques de l'aigua residual (humitat, sofre...) és fàcil que el medi s'acidifiqui i segons quin tipus de material es desgasti amb facilitat. Finalment, la canonada pot col·lapsar amb més o menys intensitat.

Els sistemes de col·lectors no són competència dels Ajuntaments, sinó de l'entitat de conca, l'Agència Catalana de l'Aigua (ACA). Val a dir que sovint les despeses de construcció del col·lectors són comparables a les de la construcció de la planta depuradora. Acostumen a presentar problemes en moments de pluja molt intensa, per manca de capacitat. Els alleujadors són la solució a aquest cas, però això presenta el problema afegit que s'alliberen al medi (rius o mar) gran quantitat de deixalles sòlides i de mida gran, si el col·lector és important.

### 1.2.2. Graus de tractament

En general, la depuració d'aigües residuals en municipis d'una certa mida s'entén (i legalment ha de ser així) com a una depuració secundària, el que implica un tractament biològic. Tal com s'indica en un altre lloc, es possible que la necessitat de vessar en zones declarades sensibles o la reutilització d'aigües residuals impliqui la necessitat d'un tractament més avançat. Hi ha discussions sobre si cal considerar els tractaments d'eliminació de nutrients com a secundaris, o bé com a avançats o terciaris.

En tot cas, una desinfecció o una filtració avançada si que es consideren com a tractaments terciaris.

La tecnologia de depuració més emprada a Catalunya és la de llots activats; que dona qualitat finals que compleixen amb la legislació, però que energèticament no és excessivament rendible. Tal com hem dit, la necessitat de vessar a zones sensibles o per reutilitzar fa que s'hagin d'emprar d'altres tractaments. Per vessar acostuma a ser necessari eliminar nutrients, mentre que per a reutilitzar, la desinfecció és la tecnologia més adient.

El grau de tractament ve determinat legalment, per la Directiva 91/271 CEE i la transposició corresponent a la legislació espanyola. Aquesta legislació ha estat assumida per l'administració catalana (l'ACA).

### 1.2.3. La millor tecnologia a l'abast (MTA)

En general, quan es planteja la depuració d'aigües residuals s'ha de buscar la tecnologia més adaptada a la zona on s'ha d'implantar el sistema de depuració. No s'han de tenir en compte únicament les tecnologies, sinó que també cal considerar la capacitat econòmica, l'acceptació social i la capacitat de fer funcionar el sistema des del punt de vista tècnic, entre d'altres limitacions.

Es parla de la Millor Tecnologia a l'Abast o Disponible (MTA o MTD); BAT (*Best Available Technology*) en anglès. Aquesta tecnologia ha de ser la més adaptada a totes les circumstàncies del lloc on cal instal·lar el sistema de depuració.

No s'ha d'oblidar que cal incloure també el tractament de fangs; generats en tractar l'aigua. Com que el tractament i eliminació de fangs s'han d'incloure en el concepte de sanejament, la MTA ha de considerar la generació i d'altres necessitats de la denominada línia de fangs. En la selecció de la MTA s'han de tenir en compte:

- Les característiques de l'aigua residual
- La mida i tipus de la instal·lació que s'ha de construir.
- Normativa vigent
- Tecnologies disponibles
- Integració en el medi
- Economia
- Acceptació social
- Centralització/descentralització
- Qualitat final de l'aigua, segons la normativa de vessat
- Possibilitat de reutilització de l'aigua residual

Per tal d'aconseguir una bona decisió, es poden emprar eines específiques, com els Sistemes de Suport a la Decisió: SSD (Kibi *et al.*, 2000).

### 1.2.4. Eines i tecnològiques en depuració

En la depuració d'aigües residuals es fan servir diferents tipus de tecnologies; des de les que empen tecnologia molt avançada (membranes per exemple), fins les més simples (els llacunats clàssics).

Com ja hem indicat, els sistemes de llots activats han estat la tecnologia de referència, complementada localment amb varietats i evolucions d'aquesta (Metcalf & Eddy, 2003). Els noms habituals: canal d'oxidació, SBR (per *Sequencing Batch Reactor*, en anglès), alta càrrega, etc. s'estan complementant amb innovacions més recents, com és el Bioreactor amb Membrana (BRM). Aquestes tecnologies intensives fan el gruix de la feina en sistemes molt carregats de matèria orgànica o amb cabals importants. Si parlem de l'eliminació de nutrients, aquesta s'ha de fer a base d'esmerçar diners en energia; ja que els dissenys "durs" d'eliminació de nitrogen i fòsfor impliquen que l'aigua estigui més temps en els reactors existents i passi per diferents fases d'aerobiosi, anaerobiosi i anòxia. Cal fer Anàlisis acurades de Cicle de Vida (ACV) per veure què surt més a compte; si vessar amb una certa quantitat de nutrients al medi, eliminar-los totalment o no plantejar-se l'eliminació (Hospido *et al.*, 2001). El mateix es pot dir d'altres contaminants i de la major part de sistemes terciaris. En l'actualitat es parla de fer el sistemes sostenibles o sustentables.

En depuració estem parlant de tecnologies importades en la seva pràctica totalitat. La recerca en aquest camp a Catalunya i Espanya pràcticament no ha existit o no ha estat gens suportada des de l'Administració, molt possiblement perquè representa una inversió difícilment recuperable i dona resultats a mitjà termini, i es parteix d'una situació d'endarreriment crònic, amb algunes honrades excepcions. La recerca s'ha limitat en certa manera a fer desenvolupaments parcials o adaptacions de tecnologies foranies.

L'altra banda d'aquesta consideració són les tecnologies toves. Contràriament a l'anterior, a l'estranger el gran esforç tecnològic es va fer ja fa uns anys, i actualment hi ha una certa inèrcia. Possiblement perquè les inversions necessàries són inferiors i s'obtenen respostes més ràpides, i també per un cert atreviment, hi ha determinades tecnologies que s'han adaptat i desenvolupat molt més ràpidament al nostre país. Podem pensar en les zones humides construïdes o en la infiltració-percolació (Salgot *et al.* 2003). Al costat de sistemes d'aquest tipus més o menys ben pensats i planificats, ens poden trobar amb disbarats tecnològics locals, impossibles de fer funcionar o amb sistemes construïts molt poc professionalment.

Pel que fa als tractaments de desinfecció, també es treballa amb tecnologies importades, i s'han adaptat a les nostres condicions les d'ultraviolats, biòxid de clor, ozó, etc. (Salgot *et al.*, 2002).

Aquí és imprescindible dir que la tecnologia que no s'hauria d'escollir en el camp de les aigües residuals és la cloració clàssica, per la seva reconeguda capacitat de formar subproductes tòxics amb la matèria orgànica, present en les aigües residuals en concentracions força més importants que en les aigües potables i per l'elevada toxicitat del clor per a molts organismes en ser vessat als medis naturals. De tota manera, hi ha determinades veus que dissenteixen del que s'acaba d'indicar, tot indicant que es formen cloramines immediatament.

### **1.3. ANÀLISI DE LA DEPURACIÓ**

Com ja hem dit, la implantació de les depuradores a Catalunya no es va plantejar inicialment com una política global de sanejament, La primera sèrie de depuradores (apart de les del municipi de Barcelona) es va instal·lar a la Costa Brava com a una manera de mantenir la qualitat de les aigües de banyada. La depuració és pagava amb un rebut específic, recaptat per la mateixa empresa explotadora de la depuració. Aquestes primeres depuradores es van instal·lar durant els anys setanta (Salgot, 1981).

Posteriorment, es va generalitzar la implantació del sanejament (i de l'impost) i les circumstàncies actuals són prou diferents.

Quan ja s'han cobert - o estan a punt - les necessitats de depuració de les grans i mitjanes conurbacions, i s'està planificant i començant l'extensió a les petites aglomeracions, és clar que a Catalunya hi ha un cert avantatge en comparació amb molts altres indrets de l'estat espanyol; que les depuradores semblen, amb excepcions, més ben gestionades i que, no obstant, en els darrers anys s'han concedit contractes de gestió que fan l'efecte d'un repartiment per motius econòmics, més que per capacitat tecnològica.

Tampoc està molt ben resolt, en aquests moments, com s'han de tractar durant i després de la depuració els fangs; i encara menys com s'han d'eliminar (Sibony, 1997). Amb això plantejem la necessitat d'eliminar els subproductes d'una activitat que podria considerar-se com a una indústria, però que s'ha plantejat únicament com a un mètode d'eliminació de subproductes d'un lloc físic. Recordem que com a residus o subproductes d'una depuradora tenim les restes separades del pretractament (greixos, gruixuts, sorres...), els fangs o biosòlids i les aigües tractades.

#### **1.3.1. La relació depuració/perill-risc**

En la depuració d'aigües residuals es fa servir una "primera matèria", l'aigua residual, que genera un cert perill per a les persones que hi entren en contacte o pel medi on es vessa després de la depuració. Tal com hem dit abans, hi ha unes possibles conseqüències de toxicologia i de patogenicitat (Salgot, 2002)..

Si considerem els perills generats per l'aigua residual i a la seva dispersió en el medi, hem de plantejar-los associats a unes característiques socials. De fet, el contingut en patògens, tòxics químics i contaminants físics de les aigües residuals reflecteix les pautes de comportament de la societat que genera l'aigua residual. Es pot dir també que respon als hàbits higiènics i a l'estat sanitari (malalties existents, pràctiques mèdiques i farmacèutiques...). En els darrers anys s'ha començat a analitzar en l'aigua residual el contingut de medicaments i dels seus subproductes de degradació, i s'han pogut quantificar famílies de medicaments, fins i tot segons les modes en l'ús d'antidepressius. Aquests medicaments poden trobar un camí cap a les aigües d'abastament amb una certa facilitat (Petrovic *et al.*, 2004).. Això ens estableix una connexió clara entre el rendiment de la depuració i la potabilització, i la qualitat de l'aigua de beguda.

Podríem dir, en conseqüència, que hi ha determinades passes del cicle antròpic de l'aigua que no han estat considerades dins el marc global del que estem parlant. Com a altre exemple tenim el cas típic de les aigües de reg i de la seva influència, un cop usades, en les masses d'aigua. En aquest sentit, no queda clar encara el paper que les pràctiques agrícoles tenen realment en el contingut de nitrats de les aigües subterrànies, ja que les depuradores d'aigua residual generen una certa quantitat de nitrogen en diferents formes.

D'altra banda, encara hi ha fortes discussions pel que fa a la qualitat desitjada per a les aigües de banyada, tant de costa com de rius; i la qualitat de les aigües superficials interiors tampoc ha estat massa considerada.

Per tant, no es pot atribuir a les aigües residuals depurades tot el risc en relació a l'aigua; cal plantejar el risc globalment, malgrat la pràctica impossibilitat de fer estudis epidemiològics planificats en el món dels recursos hídrics.

De tota manera, i tornant a la depuració, falten també estudis de fiabilitat dels diversos tractaments que es fan servir al país; i seguiments de les relacions entre els efluent vessats a medis aquàtics i les aigües naturals, ja siguin subterrànies, de rius, embassaments o mar (Vergès i Salgot, 2002).

Les eines d'anàlisi de perills i risc ens permetrien reduir les despeses necessàries per a fer estudis epidemiològics i toxicològics tant de la depuració com d'altres pràctiques derivades, com el vessat a masses d'aigua o la reutilització. Manca també comparar les dades existents pel que fa a malalties d'origen hídric i qualitats de l'aigua en les diferents matrius ambientals i en els sistemes de proveïment.

### **1.3.2. Les eines de presa de decisió en depuració**

Quan s'ha procedit a depurar aigües residuals, i més endavant a considerar possibles reutilitzacions, s'ha trobat a faltar una planificació real d'aquesta pràctica. Les decisions tecnològiques de regeneració de l'aigua residual s'han fet primant una pretesa "seguretat" de depuració més que uns criteris de planificació a llarg termini i de novetat tecnològica; o simplement d'adaptació a les circumstàncies existents. La contrapartida, com ja s'ha indicat, ha estat molt probablement una despesa més gran pel que fa a l'energia emprada en depuració i regeneració; i la presència a hores d'ara de tecnologies obsoletes o que presenten problemes seriosos de manteniment. Cal també, un cop les instal·lacions estan construïdes, continuar treballant en la presa de decisions pel que fa a les qualitats de vessat (i per tant a les inversions en manteniment i funcionament) i no fer funcionar els sistemes de la mateixa manera durant tot l'any. Això es podria traduir en fer funcionar les depuradores en funció de la qualitat desitjada en el medi receptor, més que en la qualitat del vessat. En d'altres mots sinònims, cal pensar en els nivells d'immissió en comptes del d'emissió.

En aquest sentit, el desenvolupament d'eines com els índexs de qualitat (i més concretament els relacionats amb els invertebrats) pot ser la base per a una millora en la gestió global de l'aigua natural, ja que els mètodes clàssics d'anàlisi ens diuen poca cosa pel que fa a la fiabilitat dels sistemes i al seu impacte a llarg termini en l'ambient (Puig, 1999).

## **1.4. LA REUTILITZACIÓ D'AIGÜES RESIDUALS**

A Catalunya, encara que en teoria hi hagi prou aigua si considerem mitjanes, manca una certa garantia d'abastament. Aquesta afirmació és discutida i discutible segons el punt de vista, tan personal com geogràfic. El cert és que hi ha un volum determinat de recursos convencionals (aigües superficials i subterrànies) que s'aprofiten prou íntegrament i que en moltes ocasions no donen més de si. La manca

de recursos es fa més palesa en època de sequera, especialment si aquesta dura més d'un o dos anys. No obstant, una de les causes d'aquesta "sequera" ha estat un augment cert de la demanda, poc gestionada, que actua sobre els mateixos recursos que hi ha hagut disponibles durant molts anys. Per tant, cal preguntar-se si les conseqüències de la sequera són causades per la manca de recursos o per l'augment poc discriminat de la demanda.

Hi va haver una discussió aferrissada, sota el paraigües d'un Pla Hidrològic Nacional, sobre si calia o no dur aigües addicionals del Roine o de l'Ebre a determinats punts del país (Cabrera, 2001; Salgot i Folch, 2001). En l'actualitat, es discuteix la conveniència d'instal·lar desalinitzadores d'aigua de mar en zones on se'ns diu que la xarxa de distribució elèctrica no dona més de si.

No hem d'entrar aquí en aquesta discussió, sinó que això ens serveix per a indicar que hi ha d'altres fonts d'aigua al país que s'han de tenir en compte si es vol fer una bona planificació dels recursos. Ens volem referir, principalment, als denominats recursos no convencionals, tal com s'indiquen en la Taula 1.1. D'altra banda, part dels recursos convencionals que fins fa poc no es podien emprar per manca de qualitat, tornen a ser disponibles en alguns casos ja que la tecnologia ha evolucionat prou per a tractar-los a preus competitiu, especialment en èpoques de sequera.

Entre els recursos no convencionals ens interessen aquí especialment les aigües residuals regenerades. Aquesta aigua ha seguit tot el cicle antròpic, des de la captació al tractament de potabilització, la recollida en el sistema de clavegueram i la depuració; tot això abans de ser vessada. Es pot indicar que fins aquest punt s'han gastat molts diners en uns cabals importants d'aigua, concentrats en un punt determinat. Fa doncs, una certa pena llençar aquesta aigua a rius o al mar, pel fet que s'estan llençant al mateix temps molts diners.

**Taula 1.1** Classificació dels recursos d'aigua segons l'origen

Dins la conca		Externs a la conca*
Convencionals	No convencionals	
Aigües superficials	Aigua salabrosa continental	Transferències clàssiques entre conques
Aigües subterrànies	Aigua de mar	Altres moviments (vaixell, tren...)
Escorrentiu		
Aigua residual regenerada		
Rosada, gebre ...		

\*La classificació entre convencionals i no convencionals també es podria fer aquí, si calgués.

En el marc "institucional" d'intentar reconvertir els residus en recursos, es pot considerar que amb una certa inversió addicional l'aigua es pot recuperar i tornar-la a fer servir de nou.

No obstant, el mateix avantatge de tenir l'aigua residual depurada concentrada en punts molt concrets del país, generalment en línia de costa, és també un inconvenient. Hi ha grans volums d'aigua tractada, amb una qualitat constant, lluny dels llocs on es necessita més; les zones agrícoles. Si es vol reutilitzar l'aigua caldrà plantejar-se també la possibilitat d'implantar infraestructures de transport d'aquesta aigua, de la mateixa manera que es fa a Israel, encara que fins ara la simple menció d'aquesta possibilitat ha estat considerada més un disbarat o una elucubració científica que altra cosa.

Per a poder procedir a la reutilització cal, no obstant i de nou, fer una planificació adient, començant per les tecnologies de regeneració i acabant pel que hem indicat, les infraestructures de distribució de l'aigua regenerada.

#### 1.4.1. Tractaments de regeneració

La regeneració de l'aigua residual per a una posterior reutilització és una eina que requereix una inversió en planificació, implantació (construcció), operació i manteniment (Wilderer, 2004; Asano, 2005). Això vol dir augmentar la factura del tractament de l'aigua residual, incloent-hi les despeses de regeneració (amb el control, distribució, etc.).

Cal pensar qui es fa càrrec d'aquesta despesa: l'usuari de l'aigua regenerada o l'organisme de l'administració hidràulica. Si la reutilització genera un benefici important per a l'usuari o bé si aquest té la capacitat econòmica suficient per pagar l'aigua, la resposta sembla clara. En canvi, si aquesta capacitat econòmica no existeix o es fa el canvi d'un recurs hídric per l'altre, sembla que és més justificat que pagui la despesa de regeneració l'Administració. Pel que fa a l'usuari agrícola el plantejament és diferent, ja que moltes vegades es tracta de substituir un recurs que ha estat emprant de fa molts anys i sobre el que té uns certs drets, per un altre, molt menys segur legalment i que acostuma a tenir un cost (i un preu) diferent, a més d'unes normatives més estrictes per a fer-lo servir.

Si parlem pròpiament dels tractaments de depuració i regeneració, hi ha dues tendències: els sistemes durs, que inclouen coagulació-floculació, filtració, tecnologies de membrana, tecnologies de desinfecció, etc., i les tecnologies toves, amb sistemes de llacunatge, infiltració-percolació, zones humides, etc.

Tots dos tipus de sistemes tenen avantatges i inconvenients, i cal tenir bones eines de suport a la decisió per tal d'escollir el més adient per a cada lloc. Per a això es fan servir els sistemes de suport a la decisió o la millor tecnologia a l'abast.

Cal indicar que en alguns llocs s'han construït sistemes de regeneració que no s'han arribat a fer servir, que es fan servir poc, que es fan servir malament o que no es controlen. Això pot contribuir a crear una consciència o un estat d'opinió negatiu pel que fa a la reutilització de l'aigua residual.

En tot cas, a Catalunya podem indicar que hi ha dues tendències pel que fa als tractaments de regeneració, i que fins al moment no ha aparegut cap Pla de Planificació per la regeneració i reutilització d'aigües residuals, encara que a juliol de 2005 sembla que es farà públic en poc temps. Aquestes dues tendències es basen en el tipus de tecnologia que es fa servir i tenen relació amb la qualitat d'aigua que es vol aconseguir.

D'una banda tenim les tecnologies dures, associades en certa manera als criteris de Califòrnia "Title 22"; i de l'altra les tecnologies toves, més relacionades amb els criteris OMS (Organització Mundial de la Salut). Es poden obtenir rendiments similars, encara que cadascuna té el seu camp d'efectivitat.

En tot cas, les tecnologies toves semblen més adaptades a cabals comparativament petits i les dures a cabals importants d'aigua.

Sovint, el problema en la decisió es planteja associat a la qualitat demanada si es fan diferents usos de l'aigua regenerada que necessiten qualitats diferents. Hi ha dues possibilitats, fer tractaments específics per a cada qualitat, ja sigui en la depuradora o en el punt d'ús, o bé tractar tota l'aigua com si anés a parar a la reutilització que exigeix més qualitat. Totes dues coses tenen avantatges i inconvenients, i amb això es torna a la vella pregunta de si cal centralitzar o descentralitzar. No sembla haver-hi una resposta clara i molt possiblement, tot depengui de les circumstàncies de cada cas. De nou tornem a la necessitat d'aplicar el concepte de MTA.

#### **1.4.2. La distribució de l'aigua regenerada**

Un cop l'aigua ha estat tractada fins a una qualitat adient, es planteja el problema de la seva distribució. Usualment, la planta de regeneració es troba situada prop del punt d'ús, per la qual cosa les conduccions són relativament curtes i no presenten gaire problemes. No obstant, hi ha casos (com per exemple a l'illa de Tenerife, a les Canàries; o a Israel) en que es tracta amb conduccions de més de 50 km. En aquests casos es plantegen problemes de formació de biopel·lícules o de transformacions químiques i físiques de l'aigua, que cal preveure i gestionar.

D'altra banda, en molts llocs en que la demanda és estacional es procedeix a construir sistemes d'emmagatzematge interestacional, en forma de grans basses. Aquest és el cas a Sicília i també a Israel, per exemple. Aquests sistemes permeten un tractament addicional de l'aigua sempre que es gestionin bé.

Amb grans volums, podríem establir un cert paral·lelisme amb el que en aigües potables es coneix com a distribució en alta i distribució en baixa, el que demana sistemes de gestió diferents.

#### **1.4.3. La reutilització a Catalunya**

En teoria, Catalunya és un dels llocs d'Espanya i fins i tot de la Mediterrània on la reutilització d'aigües residuals hauria de tenir més èxit. D'una part la depuració de les grans zones urbanes està pràcticament acabada; de l'altra, la qualitat de la depuració és prou adient. Considerem també que hi ha una demanda estival puntual de recursos hídrics força elevada, per causa del turisme, que cada cop més transforma el paisatge litoral i interior; que continua havent-hi una demanda important per a usos

agrícoles; i que ens trobem amb un recurs relativament poc segur, considerant les sequeres habituals i la manca de capacitat d'emmagatzematge.

Aquestes consideracions, i d'altres, han servit per a justificar, en la teoria, la necessitat que a Catalunya es reutilitzi l'aigua residual. Això ho hem sentit manta vegada, però la traducció pràctica no ha correspost encara a la implantació real de la reutilització.

D'altra banda, hi ha el problema del context legal de la reutilització. No es tracta d'un problema únic de Catalunya, sinó que és comú a l'Estat Espanyol. Malgrat els reiterats anuncis, encara no es disposa de legislació sobre reutilització, ni a nivell català ni a nivell espanyol. En els darrers mesos sembla que l'esborrany català va prenent cos, i que es podrà tenir una base legal en poc temps. Pel que fa al de nivell estatal ningú dona indicacions fiables, encara que darrerament (juny de 2005) el tema ha revifat i s'ha indicat que abans de final de l'any 2005 potser sortirà el Decret corresponent.

En tot cas, hi ha hagut diverses iniciatives endegades particularment i que són prou representatives. Com a exemples, podem parlar d'usos agrícoles (Comunitat de Regants del Molinet de Reus, alguns punts de la Costa Brava, Piera), de reg de camps de golf (Torrebonica, Lloret), d'usos urbans (Costa Brava), etc. El gran projecte, que tot just s'està executant, és el de la gran depuradora del Sud de Barcelona, que planteja reutilització per a usos diversos, com recàrrega d'aqüífers, recuperació de cabal del Llobregat, usos agrícoles... (Cazurra, 2006).

El futur sembla que serà positiu, si s'aconsegueix aclarir el tema i un cop sembla que les autoritats sanitàries i de l'aigua han arribat a un cert consens.

## **1.5. PROSPECTIVA DE LA DEPURACIÓ**

La depuració i regeneració d'aigües residuals també resta sotmesa a les modes: modes del tipus de tractament, de demandes de qualitat, de disseny de depuradores, etc. Algunes d'aquestes tecnologies perduren i d'altres desapareixen. Com a modes prou conegudes, podem destacar la construcció de sistemes de llacunes airejades, en els vuitanta; els biodiscs també a la mateixa època; determinats sistemes amb macròfits en l'actualitat...

Una de les altres modes o discussions, ha estat, com ja hem indicat abans en reutilització, la centralització o descentralització dels sistemes de depuració. La pregunta subjacent era i és: cal fer grans depuradores que recullin l'aigua residual de diferents municipis? O, ben al contrari, les petites depuradores són més adaptades al país? En el primer cas es recorre a l'economia d'escala, tot pensant que el tractament de grans volums optimitza el tractament. En el segon cas, la descentralització, les depuradores es fan més a prop del lloc on es genera l'aigua residual i es redueixen les despeses i l'impacte de fer grans transports d'aigua residual.

De tota manera, en aquests moments (estiu de 2005) sembla que ens trobem en una situació d'impasse, ja que les dificultats financeres de l'Agència Catalana de l'Aigua han reduït l'execució dels projectes.

En tot cas, hi ha un PSARU 2002 (resta de grans depuradores i les petites) que s'hauria d'executar i que està prou parat.

### **1.5.1. Les previsions de futur**

La depuració d'aigües residuals ha assolit a Catalunya, fa molt poc temps, el que d'altres països del nostre entorn ja tenen fa anys; la plena depuració dels grans municipis. La passa següent és doble, d'una part començar a plantejar la substitució de depuradores que han quedat obsoletes i de l'altra implantar completament la depuració en els nuclis petits i els habitatges unifamiliars.

Cal aprofitar l'avinentesa que determinades instal·lacions s'han fet velles, s'han malmès per defectes de construcció o han quedat al mig dels pobles, per refer-les, tot reduint la despesa energètica i modernitzant les tecnologies emprades. També cal pensar en la possibilitat de reutilitzar les aigües residuals de forma planificada i per tot el territori.

Cal considerar que una gran part de Catalunya, i també d'Espanya, ha estat declarada per les nostres pròpies autoritats com a zona sensible, segons la legislació europea, marcada per la Directiva 91/271. Aquesta declaració implica la necessitat de reduir els nutrients presents en els vessats. Això pot condicionar, en certa manera, el tipus de depuradora que cal construir en el futur.

### **1.5.2. Bioquímica, bioenginyeria, biotecnologia, ecologia microbiana o còpia de processos naturals?**



L'aproximació bioquímica o microbioquímica que havia estat un dels punts capdavanters en el tractament d'aigües residuals i que es recollia, per exemple, en els textos clàssics de l'escola francesa; ha anat deixant pas a un plantejament molt més hidràulic i d'enginyeria de disseny. Tot el que es pugui controlar amb aixetes i temporització sembla molt més efectiu que l'activitat d'uns microorganismes, difícilment qualificable i quantificable si no és a gran escala..

Excepte en els casos que hi hagi una recerca molt especialitzada o en processos d'enginyeria molt determinats, els microorganismes es troben en comunitats que inclouen una gran diversitat genètica i fenotípica. Les interaccions entre els diferents tipus de microbis i el seu ambient constitueixen el que es denomina ecologia microbiana.

El disseny i operació dels processos d'enginyeria en biotecnologia ambiental són les formes pràctiques amb les quals l'ecologia microbiana es manipula, de forma que una comunitat microbiana assolix un objectiu marcat per l'home. De fet, els enginyers creen reactors en els que els tipus adients o correctes de microorganismes es troben presents (comunitats microbianes).

A efectes pràctics, la depuració d'aigües residuals no és més, ni menys, que una còpia dels fenòmens que succeeixen en la naturalesa; això sí, una mica o molt accelerats. L'acceleració s'aconsegueix incrementant la quantitat d'energia introduïda en el sistema; ja sigui molta (processos durs o intensius) o poca (processos tous). De fet, aquests darrers poden arribar a funcionar només amb l'energia aportada per la llum del sol (llacunatges, zones humides...).

## 1.6. BIBLIOGRAFIA

Alther, G. (2001). *Stormwater management*. Wat. Env. & Technol. 13 (10): 31-34.

Angelakis, A.N. i Spyridakis, S. (1995). *The status of water resources in Minoan times: a preliminary study*. Angelakis, A.N. and Issar, A., (eds.) Diachronic climatic impacts on water resources with emphasis on the Mediterranean Region. Springer Verlag, Heidelberg, Germany.

Asano, T. (2005). *Urban water recycling*. Wat. Sci. Tech. 51: 83-89

Cabrera, E. (2001). *La politización del PHN*. El País, 19 de Abril de 2001.

Carbonell, J., Malgrat, P., Garcia, J. i Gullón, M. (2006). *La planificació i la gestió avançada de sistemes de drenatge urbà*. Aplicació a Barcelona i a la seva àrea metropolitana. Rayón, F.; Dolz, J.; editors: L'aigua a Catalunya. Una perspectiva per als ciutadans, pp. 172-180

Cazurra, T. (2006). *El projecte de reutilització de les aigües residuals depurades de DEPURBAIX*. Comunicació al Seminari AQAUREC, Barcelona 2006.

Hospido, A., Novo, E., Moreira, M.T. i Feijoo, G. (2001). *Análisis del ciclo de vida como herramienta de evaluación de nuevos sistemas de depuración de aguas residuales. Caso práctico: efluentes de la industria textil*. Tecnología del Agua, XXI (219): 22-26.

Isaac, A.R. (1996). *Disinfection dialogue*. Wat. Env. & Technol. 8 (5): 67-72.

Jiménez-Cisneros, B., Maya, C. i Salgado, G. (2001). *The elimination of helminth ova, faecal coliforms, Salmonella and protozoan cysts by various physico-chemical processes in wastewater and sludge*. Wat. Sci. Tech. 43 (12): 179-192

Kibi, N., Sasseville, J.L., Martel, J.M. i Blais, J.F. (2000). *Choix multicritère de procédés d'épuration des eaux usées municipales*. Revue des Sciences de l'Eau / Journal of Water Science, 13 (1): 21-38.

Lens, P. Zeeman, G., i Lettinga, G. editors (2001). *Decentralised sanitation and reuse: concepts, systems and implementation*. IWA Publishing, London.

Metcalf i Eddy (2003). *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse*; 4 ed. McGraw-Hill, New York.

Petrovic, M., Hernando, M.D., López de Alda, M. i Barceló, D. (2004). *Eliminació de contaminants emergents de les aigües residuals*. SAM - Suport a la Gestió Ambiental d'activitats en el Municipi. 11: 114-119.

Puig, M.A. (1999). *Els macroinvertebrats dels rius catalans: guia il·lustrada*. Generalitat de Catalunya, Dep. de Medi Ambient, Barcelona.

Salgot, M. (1981). Tesi doctoral en Farmàcia. Universitat de Barcelona.

Salgot, M. i Folch, M. (2001). *La discusión actual sobre los recursos hídricos en España: El Plan Hidrológico Nacional (2000)*. A: El agua en Iberoamérica. Funciones de los humedales. Calidad de vida y agua segura. A.Fernández-Cirelli, editora. CYTED, Buenos Aires.

Salgot, M. (2002). *El risc relacionat amb la reutilització d'aigües residuals*. Discurs d'ingrés a la R.A.F.C.

Salgot, M., Folch, M., Huertas, E., Tapias, J.C., Avellaneda, D., Girós, G., Brissaud, F., Vergés, C., Molina, J. i Pigem, J. (2002). *Comparison of different advanced disinfection systems for wastewater reclamation*. Wat. Sci. Tech.: Water Supply. 2(3): 213-218.

Salgot, M., Folch, M., Huertas, E., Torrens, A. i Alcalde, L. (2003). *Fitotecnologías en la depuración de aguas residuales*. A: El agua en Iberoamérica. Tópicos básicos y estudios de caso; Fernández-Cirelli, A.; Salgot, M.; editors. CYTED, Buenos Aires.

Salgot, M.; Folch, M.; Huertas, E.; Torrens, A. (2005). *Conceptos básicos del tratamiento de aguas residuales. Tratamiento, disposición y aprovechamiento de lodos residuales*. Moeller, G.; Ramírez, A.; Garrido, S.E.; Díaz, C.; editors. IMTA, CIRA; Jiutepec, Morelos, México.

Salgot, M., Huertas, E., Weber, S., Dott, W. i Hollender, J. (2006). *Wastewater reuse and risk: definition of key objectives*. Desalination, 187: 29-40.

Sibony, J. (1997). *Traiter et valoriser les boues*. OTV, Sant Maurice, France.

Vergés, C. i Salgot, M. (2002). *El risc associat al cicle de l'aigua*. Observatori del Risc, informe 2002. Mir, N.; Solà, C.; editors. Institut d'estudis de la seguretat, Beta editorial, Barcelona.

Wilderer, P.A. (2004). *Some thoughts about future perspectives of water and wastewater management*. Wat. Sic. Tech. 49 (5-6): 35-37.

---

# Capítol 2

## Xarxes de clavegueram

---

### 2.1. Tipus de xarxes de clavegueram

### 2.2. Definició de les xarxes de clavegueram

### 2.3. Instal·lacions complementàries de la xarxa de clavegueram

### 2.4. Estacions de bombament

### 2.5. Bibliografia

---

#### **AUTORS**

**Martín Gullón** (Director de Serveis del Cicle de l'Aigua - EMSHTR)

## **2. XARXES DE CLAVEGUERAM**

### **2.1. TIPUS DE XARXES DE CLAVEGUERAM**

En funció del líquid que transporten, les xarxes de clavegueram es poden classificar en unitàries i separatives.

Les xarxes de clavegueram unitàries són les que s'utilitzen per recollir conjuntament, en un mateix conducte, les aigües residuals i pluvials. Inicialment, aquest tipus de clavegueram es va dissenyar per ser més econòmic, en necessitar un únic conducte. En canvi, el principal inconvenient que té és que descarrega una part de l'aigua residual barrejada amb l'aigua pluvial al medi receptor, ja que les plantes depuradores clàssiques no es dimensionen per tractar la suma de tota l'aigua residual i de pluja.

Les xarxes de clavegueram separatives estan formades per dos conductes, un que recull i transporta l'aigua pluvial, i l'altre per a l'aigua residual. Originàriament, es van construir aquestes xarxes amb l'objectiu d'evitar la contaminació causada per les descàrregues d'aigües al medi receptor procedents de la xarxa de clavegueram unitària. Ara bé, actualment aquest motiu no és suficient, ja que les mateixes aigües pluvials també provoquen contaminació per la neteja dels camps o dels carrers, i el tractament d'aquesta contaminació cada vegada té més importància per aconseguir una bona qualitat del medi receptor.

Les xarxes de clavegueram també es poden classificar en funció de la mida de la seva secció, de la longitud i de la seva ubicació respecte al punt de recollida i de l'estació depuradora.

La connexió domiciliària uneix els edificis o les parcel·les amb el conducte de la xarxa de clavegueram que passa pel carrer. Aquesta xarxa, anomenada secundària, porta l'aigua de diversos edificis fins a un clavegueram principal o col·lector. Aquests col·lectors normalment són concentradors de l'aigua d'una mateixa conca o subconca i la transporten fins a la mateixa estació depuradora o fins a un interceptor. El concepte d'*interceptor* està relacionat amb la recollida de l'aigua de diferents col·lectors.

Segons la descripció que hem fet anteriorment, la secció dels conductes de la xarxa de clavegueram és creixent i la seva magnitud depèn de la població i/o de la indústria en el seu àmbit d'afectació, així com de l'aigua pluvial que es reculli en la conca associada. La secció de la xarxa de clavegueram depèn del cabal que s'ha de transportar i del pendent del conducte, que està molt directament relacionat amb el pendent del terreny on està situada. Per facilitar el manteniment, s'adopten unes dimensions mínimes de secció per poder netejar correctament els conductes..

El principal element complementari en la xarxa de clavegueram és el pou de registre, que se situa com a punt d'unió entre dos conductes diferents, o en punts de canvi de direcció o de secció. Al mateix temps, també serveix com a accés per netejar la xarxa. En l'apartat [2.3 Instal·lacions complementàries de la xarxa de clavegueram](#)> s'expliquen les característiques dels pous de registre així com d'altres instal·lacions complementàries que es poden trobar a les xarxes de clavegueram, com són els embornals, els sobreexidors, els dissipadors d'energia i les connexions domiciliàries.

Sempre que la topografia és favorable, s'intenta que les xarxes de clavegueram funcionin per gravetat>, però no sempre és possible. Quan la topografia és desfavorable és necessari utilitzar un sistema per elevació>. Aquest sistema consisteix permet que les aigües flueixin per gravetat i, en un cert punt de la xarxa, hi ha una elevació per mitjans mecànics per tornar a fluir una altra vegada per gravetat. En canvi, en el sistema per impulsió> les aigües s'elevan per mitjans mecànics i després continuen en una xarxa de pressió>.

Les condicions que fan que sigui necessari escollir un sistema per elevació o per impulsió són les següents:

- Els pendents disponibles no permeten velocitats de l'aigua en els conductes d'acord amb uns límits mínims.
- Les característiques del terreny impossibiliten el sistema per gravetat, el dificulten greument o fan que sigui molt car.
- L'existència d'altres infraestructures que impedeixen el pas i no és possible construir-hi un sífó.
- És necessari elevar la cota de l'aigua a un nivell més alt que el terreny per al seu tractament posterior.

En igualtat de condicions, és preferible escollir un sistema per elevació que un sistema per impulsió.

Una altra possibilitat, que s'utilitza en casos excepcionals, és una xarxa de clavegueram al buit>. En aquests casos, l'aigua residual flueix per gravetat des d'on es genera fins a una vàlvula especial de buit que està connectada amb un conducte principal. Solament s'obre la vàlvula quan existeix un determinat volum d'aigua i es torna a tancar després de passar l'aigua. El buit s'aconsegueix en el conducte principal gràcies al tancament de les vàlvules esmentades i a unes bombes de buit situades en una central de bombament. Normalment, aquesta central està situada a prop del punt de descàrrega o de la instal·lació de tractament.

## **2.2. DEFINICIÓ DE LES XARXES DE CLAVEGUERAM**

Les xarxes separatives estan formades per dos conductes, un d'aigua pluvial i un altre d'aigua residual, mentre que la xarxa unitària transporta en el mateix conducte l'aigua residual i la pluvial. La majoria dels criteris que es donen a continuació per definir les xarxes de clavegueram són vàlids per a tots dos tipus i, en el cas que no sigui així, s'especifica clarament per evitar confusions.

### **2.2.1. Informació bàsica per projectar les xarxes de clavegueram**

Topografia i característiques del sòl

És necessari aconseguir tots els mapes i plànols de la zona d'estudi i, si no són adequats, caldrà fer-ne un aixecament topogràfic. El grau de definició que es necessita depèn de les característiques del projecte.

En tot cas, i de manera independent, sempre s'ha de fer un aixecament topogràfic> de la traça de la xarxa de clavegueram on s'ubica la situació dels carrers, les línies de ferrocarril, els parcs públics, els desguassos i drenatges, els serveis aeris i soterrats, així com tots els elements que poden influir sobre la xarxa de clavegueram o quedar-ne afectats. Un altre aspecte que normalment cal indicar són els límits de propietat de les parcel·les que es poden afectar.

En cas necessari, i si no es té la informació suficient de les instal·lacions soterrades que hi ha, es poden fer cates per conèixer amb precisió la situació i l'estat d'aquestes instal·lacions.

També és important tenir un coneixement exhaustiu de les característiques del sòl> on es construirà la xarxa de clavegueram amb la finalitat de garantir una correcta execució de l'obra i un bon estat dels conductes durant el seu funcionament. Per a això, és necessari realitzar sondatges i prendre mostres

de cada tipus de terreny diferent que hi hagi a la traça de la xarxa de clavegueram. També cal conèixer la situació del nivell freàtic i la seva evolució amb el temps.

### Cabals d'aigua residual

Per poder definir una xarxa de clavegueram és fonamental estimar correctament el cabal d'aigua residual. Aquest cabal és la suma de l'aigua residual domèstica, més la comercial, la industrial i la procedent dels equipaments municipals. Ara bé, conèixer un cabal no solament vol dir estimar-ne el valor mitjà, sinó també el cabal punta màxim i el cabal mínim.

A efecte de càlcul s'han de diferenciar les aigües residuals domèstiques urbanes de les aigües industrials, perquè les dotacions i els paràmetres que s'utilitzen en cada cas són diferents.

El cabal d'aigua residual domèstica es calcula segons l'expressió següent:

$$Q_d = A_d \cdot \delta_d \cdot d_d$$

on

$Q_d$  = cabal d'aigua residual domèstica del dia de màxim consum

$A_d$  = superfície ocupada per la població domèstica

$\delta_d$  = densitat de població a la zona d'estudi

$d_d$  = dotació d'aigua residual domèstica produïda el dia de màxim consum, és a dir, el volum que produeix un habitant en una unitat de temps

Aquesta expressió també es pot substituir per la següent en funció de la disponibilitat de les dades inicials:

$$Q_d = N_h \cdot O_h \cdot d_d$$

on

$N_h$  = nombre d'habitatges domèstics

$O_h$  = ocupació mitjana dels habitatges domèstics

El cabal d'aigua residual industrial es calcula segons l'expressió següent:

$$Q_i = A_i \cdot d_i$$

on

$Q_i$  = cabal d'aigua residual industrial del dia de màxim consum

$A_i$  = superfície de la zona industrial

$d_i$  = dotació d'aigua residual industrial produïda el dia de màxim consum, és a dir, el volum que produeix cada unitat de superfície industrial en una unitat de temps

Les dotacions d'aigua que calen utilitzar varien segons la zona concreta on s'hagi de projectar la xarxa. Com a terme mitjà es poden considerar els valors de la Taula 2.1.

**Taula 2.1** Dotacions domèstiques i industrials dels dies de màxim consum

	Dotació	Unitat
Habitatge en zona de baixa densitat	200 - 300	L/hab.·dia
Habitatge en zona d'alta densitat	120 - 200	L/hab.·dia
Indústria	50 - 300	m <sup>3</sup> /hab.·dia

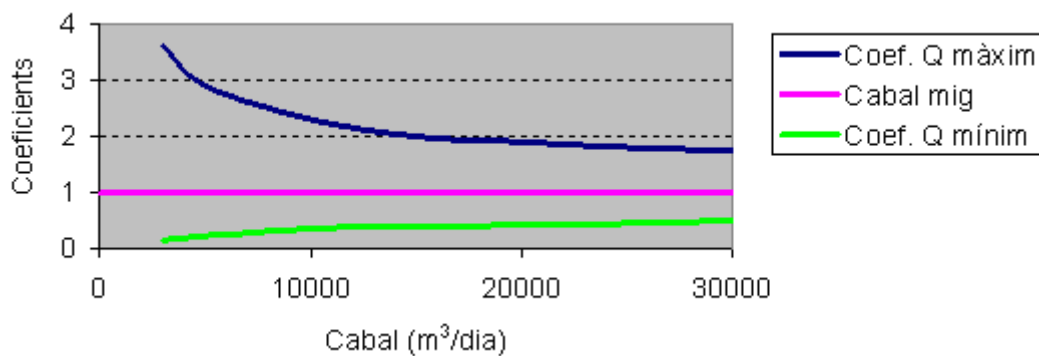
En el cas de la indústria, per poder obtenir resultats més precisos s'ha de tenir informació sobre les seves característiques.

Amb les expressions anteriors s'obtenen els cabals dels dies de màxim consum diari i, per tant, s'han de multiplicar per uns coeficients per obtenir el cabal màxim o punta i el cabal mínim. A la Taula 2.2 s'indiquen alguns d'aquests coeficients en funció del cabal mitjà diari.

**Taula 2.2** Coeficients de càlcul dels cabals màxim i mínim

Cabal mitjà diari (m <sup>3</sup> /dia)	Coeficient de cabal màxim	Coeficient de cabal mínim
3.000	3,6	0,15
5.000	2,8	0,22
10.000	2,3	0,35
15.000	2,0	0,40
20.000	1,9	0,42
25.000	1,8	0,45
30.000	1,7	0,50

A la Figura 2.1 es representen aquests coeficients en funció del cabal mitjà diari.



**Figura 2.1.** Coeficients de càlcul del cabal màxim i mínim

### Cabals d'aigua pluvial

Per poder definir una xarxa de clavegueram unitària o separativa és fonamental conèixer el cabal d'aigües pluvials. Actualment, es comercialitzen diversos programes informàtics que permeten conèixer, amb una excel·lent exactitud, el comportament de la xarxa en funció de les característiques hidrològiques de la conca, la pluja, l'escorrentia, la topografia i les característiques urbanístiques del sòl.

Malgrat això, a continuació s'explica el mètode racional>. Es un mètode àmpliament utilitzat i d'aplicació fàcil. A més a més, aquest mètode permet conèixer fàcilment l'efecte qualitatiu que tenen els diferents paràmetres que hi intervenen.

$$Q = c \cdot i \cdot A$$

on

Q = cabal d'aigua de pluja d'escorrentia

c = coeficient d'escorrentia, adimensional

i = intensitat de pluja, és a dir, volum d'aigua que cau en una unitat de temps i en una superfície determinada

A = superfície de la conca afluente en el punt on es vol conèixer el cabal d'aigua pluvial

La superfície> de la conca afluente pot ser mesurada amb exactitud sobre el plànol. Cada punt d'incorporació d'aigua a la xarxa s'ha d'associar amb una subconca i la suma de totes ha de ser la conca afluente total. A cada subconca s'han de conèixer els següents aspectes:

- Categoria urbanística del sòl (actual i futura): agrícola, bosc, urbà, industrial...
- Superfície o percentatge d'impermeabilització
- Característiques del terreny i de les edificacions, així com el seu coeficient d'escorrentia
- Coneixement general dels pendents del terreny i de la forma de la conca, així com el temps de concentració

El temps de concentració> és el temps que triga en arribar una gota d'aigua des del punt més allunyat de la conca fins al punt en el qual es vol conèixer el cabal. En general, quan la duració del ruixat és igual o major que el temps de concentració, s'obtenen cabals constants en el punt de càlcul i, per tant, es dimensiona la conducció pel ruixat de duració igual al temps de concentració.

El temps de concentració és igual a la suma del temps d'escorrentia i el temps de recorregut.

El temps d'escorrentia és el temps que triga l'aigua a desplaçar-se per la superfície del terreny fins a arribar a un curs d'aigua o a la xarxa de clavegueram. És d'avaluació difícil i depèn de les característiques del terreny.

El temps de recorregut és el temps que triga l'aigua a desplaçar-se per una llera coneguda o una xarxa de clavegueram. Es pot calcular fàcilment.

Per al càlcul de les xarxes de clavegueram urbanes, normalment s'estableix un període de retorn de 10 anys. En canvi, en torrents i lleres públiques que excedeixen la zona urbana, i que tenen possibilitats d'arrossegaments i de danys greus, el període de retorn que s'utilitza normalment és de 500 anys.

El coeficient d'escorrentia> és igual a la relació entre el cabal màxim d'escorrentia a qualsevol punt i la intensitat de la pluja durant el temps de concentració en aquest punt. Aquest coeficient s'ha de conèixer a cada zona de la conca que es pretén estudiar. Els principals aspectes que fan variar aquest coeficient en un terreny determinat són els següents:

- El pendent del terreny, perquè el contacte per a la infiltració pot ser menor.
- El tipus de terreny, i per tant, la capacitat d'infiltració de l'aigua.
- El tipus i la densitat de vegetació.
- La saturació del terreny per pluges immediatament anteriors.
- El temps de concentració, perquè un temps excessivament llarg representa una major saturació del terreny.

La intensitat de pluja> és la del màxim ruixat per a una freqüència o període de retorn determinat, i amb una duració igual al temps de concentració.

La utilització del mètode suposa que existeix la mateixa pluja a la totalitat de la conca vessant del punt d'estudi i, per tant, els cabals calculats són més conservadors quan la conca vessant és més gran. Cal dir que, en realitat, la pluja no cau uniformement sobre tota la conca i que, en conques de grans dimensions, hi haurà zones en les quals no plourà o plourà menys. Per aquestes raons, el mètode racional s'ha d'aplicar exclusivament a conques vessants petites i bàsicament urbanes.

### **2.2.2. Criteris de disseny per projectar les xarxes**

Traçat en planta

Les xarxes de clavegueram s'han de situar obligatòriament en els vials de les poblacions i, únicament de manera excepcional, per raons de tipus topogràfic, poden anar per zones verdes. Ara bé, en tot cas, sempre han d'estar situades en terrenys públics.

Normalment, els conductes de la xarxa de clavegueram se situen a l'eix del carrer, equidistant a les dues línies de façana existents. Així, les connexions domiciliàries de les dues bandes tenen la mateixa llargària.

Quan el vial és molt ample (superior a 25 metres), normalment es dobla la xarxa col·locant dos conductes, un a cada costat, de manera que les connexions domiciliàries no siguin tan llargues. Aquest criteri també es pot aplicar a vies amb trànsit molt intens perquè així se'n facilita la conservació i el manteniment.

Quan, excepcionalment, la xarxa se situa a la vorera, s'ha de preveure l'espai suficient perquè hi passin la resta de serveis públics, tant en planta com en alçat, així com una distància mínima a la façana que faciliti qualsevol possible reparació futura.

Dimensionat hidràulic

La fórmula de Manning és la més utilitzada per al dimensionament de les xarxes de clavegueram:

$$v = \frac{1}{n} \cdot R_h^{2/3} \cdot i^{1/2}$$

on

$v$  = velocitat de l'aigua en règim uniforme, en m/s

$R_h$  = radi hidràulic, en m (és igual al quocient entre la superfície de la secció d'aigua i el perímetre de conducte mullat)

$i$  = pendent del conducte, en m/m

$n$  = coeficient de rugositat de Manning, adimensional

Quan es tracta de conduccions de nova construcció o en bon estat de conservació, així com amb longituds superiors a 1,5 m, es recomana utilitzar un valor de  $n$  de 0,0013. Quan l'estat de conservació és correcte es recomana utilitzar el valor de 0,015. Fins i tot, aquest valor pot ser superior si no existeix una correcta evacuació de l'aigua residual, motivada, per exemple, per variacions en les alineacions o en els pendents, per canvis de les dimensions interiors, per punts on hi hagi acumulació d'aigua o per una construcció de baixa qualitat.

Es comercialitzen conductes circulars construïts amb materials plàstics que inicialment són més llisos (coeficient de Manning inferior a 0,013) i mantenen les seves condicions originals durant un temps més llarg que les construïdes amb materials tradicionals. Per aquest motiu, hi ha fabricants que indiquen que es poden utilitzar valors inferiors de  $n$  en conduccions de plàstic ( $n = 0,011$  o  $n = 0,010$ ). Ara bé, les connexions domiciliàries, els pous de registre i altres instal·lacions complementàries provoquen pertorbacions del flux, i aquestes pertorbacions són independents del material que s'ha utilitzat en el conducte. Per aquesta raó, i tenint en compte el grau d'incertesa inherent al projecte i a la construcció del clavegueram, es recomana que el valor de  $n$  no sigui inferior a 0,013.

Velocitats mínimes i màximes

L'aigua residual no pot circular a una velocitat massa baixa durant un període de temps prolongat perquè es poden produir excessives deposicions de sòlids a la xarxa de clavegueram. S'ha de procurar que hi hagi una velocitat suficient durant un nombre elevat d'hores al dia de manera que els sòlids que s'hagin dipositat durant el període de baixa velocitat puguin ser arrossegats. La velocitat mínima de disseny ha de ser de 0,6 m/s quan el flux d'aigua és a secció plena o semiplena.

En realitat, una velocitat mitjana de l'aigua de 0,3 m/s és suficient per evitar deposicions importants de sòlids, malgrat que, per evitar alguns materials com sorres i graves, aquesta velocitat mitjana ha de ser de 0,75 m/s.

En canvi, en sifons invertits, en ser difícil de netejar-los, és necessari projectar-los amb una velocitat mínima de 1,0 m/s.

L'extracció del material dipositat a la xarxa de clavegueram és complicada i cara, i si no es realitza pot ocasionar problemes importants. Per aquest motiu, és aconsellable utilitzar pendents que generin les velocitats autonetejadores esmentades anteriorment. Ara bé, per aconseguir-ho a vegades hi ha un increment del cost d'excavació. En tot cas, i independentment del pendent, sempre és important que es faci un manteniment i una neteja de la xarxa de clavegueram per evitar la formació de deposicions importants que fan que no funcioni correctament en no transportar el cabal previst i poder originar danys a propietats alienes.

Un altre aspecte que cal tenir en compte és l'erosió que es pot provocar amb una velocitat excessiva de l'aigua. Ara bé, aquesta erosió també depèn de la naturalesa dels sòlids en suspensió que porta l'aigua



residual. En general, si s'utilitzen en el projecte velocitats màximes mitjanes de 2,5 a 3,0 m/s de l'aigua residual, no es produeixen danys a la xarxa de clavegueram.

En canvi, a causa del seu caràcter ocasional, les aigües pluvials poden tenir velocitats superiors i poden arribar fins a 6,0 m/s a secció plena.

En torrents sense revestiments les velocitats màximes no han de produir erosions a la llera. Les velocitats límit dependran del tipus de terreny natural o del material amb què s'ha canalitzat. En tot cas, mai no s'ha de sobrepassar el límit de 6,0 m/s que s'aplica a les xarxes de clavegueram.

#### Pendents mínims i màxims

Per aconseguir unes velocitats mínimes de 0,6 m/s és necessari posar uns pendents superiors als indicats a la Taula 2.3.

A més de la formació de deposicions, un altre problema que hi pot haver quan la xarxa de clavegueram té poc pendent és la possible acumulació de sulfur d'hidrogen. Quan el sulfur d'hidrogen s'allibera a l'atmosfera que hi ha dins del conducte per sobre del nivell de l'aigua, hi pot haver problemes importants d'olors i fer-se malbé els materials de la xarxa de clavegueram, sobretot si contenen ciment.

**Taula 2.3** Pendents (en mm/m) en els conductes de la xarxa de clavegueram per aconseguir una velocitat de 0,6 m/s, segons la fórmula de Manning

Diàmetre interior (mm)	Coeficient de Manning	
	n = 0,013	n = 0,015
300	1,9	2,6
400	1,3	1,7
500	1,0	1,3
600	0,8	1,0
700	0,6 (*)	0,8
800	0,5 (*)	0,7 (*)
900	0,4 (*)	0,6 (*)
1000	0,4 (*)	0,5 (*)

\* Des d'un punt de vista constructiu el pendent mínim és aproximadament de 0,8 mm/m

Si el pendent del carrer fos molt superior al de la xarxa de clavegueram, s'hauria d'intentar canviar el disseny de la xarxa per aconseguir que el cabal permanent fos més gran. D'aquesta manera, es poden posar pendents més elevats i les profunditats d'implantació de la xarxa seran més petites. Si tot això no fos possible, s'hauria d'optar per un sistema d'elevació o d'impulsió, o bé per la implantació de cambres de descàrrega automàtica per eliminar els sediments.

No és aconsellable que el pendent màxim dels conductes que han de transportar aigües permanentment sigui superior al 3 %. Aquest valor és una orientació perquè el que realment condiciona el pendent són els límits de la velocitat de l'aigua donats anteriorment.

#### Dimensionat mecànic

Per dimensionar mecànicament la xarxa de clavegueram s'han de tenir en compte tots els esforços a què pot estar sotmesa, de manera que no es produeixi cap trencament dels conductes ni cap fissuració de mides indesitjables.

Els principals esforços a què pot estar sotmesa una conducció soterrada que transporta aigua són els següents:

- Pes propi del conducte
- Pes de l'aigua que transporta el conducte

- Pressió interior de l'aigua
- Pressió hidrostàtica de la capa freàtica, en cas que n'hi hagués
- Sobrecàrrega de terres
- Sobrecàrrega fixes
- Sobrecàrrega mòbils
- Reaccions del recolzament sobre el conducte

Existeixen molts mètodes d'avaluació dels esforços provocats per la sobrecàrrega de terres. Els valors d'aquests esforços depenen, bàsicament, dels paràmetres següents:

- La manera de col·locar el conducte en relació amb el rebliment (en rasa o en terraplè indefinit)
- Dimensions de l'excavació, alçada del rebliment, amplada de l'excavació, inclinació de les parets de la rasa
- Tipus de conducte (més o menys rígid o flexible)
- Característiques del rebliment (densitat, cohesió...)
- Característiques del terreny natural de suport del conducte

L'empenta lateral de les terres té un efecte molt important quan els conductes tenen unes dimensions grans.

Les sobrecàrregues fixes poden ser repartides o concentrades i el seu estudi depèn, bàsicament, del tipus de terreny que envolta les conduccions (argiles o sorres).

Les sobrecàrregues mòbils normalment són produïdes pel trànsit i no tenen gaire importància, sempre que el recobriment de les conduccions no sigui molt petit.

#### Materials dels conductes prefabricats

Els materials més utilitzats en la fabricació dels conductes de les xarxes de clavegueram són el fibrociment, la fundició dúctil, el formigó armat, el formigó pretesat i el PVC. A la Taula 2.4 s'indiquen, per a cada material esmentat, una breu descripció de les seves característiques i l'interval de diàmetres en els quals es comercialitzen els conductes. Els diàmetres de la Taula 2.4 són una orientació i la seva disponibilitat pot variar en funció dels fabricants. Per encàrrec específic, es poden aconseguir més diàmetres dels que s'indiquen.

**Taula 2.4** Materials més utilitzats en els conductes prefabricats de les xarxes de clavegueram

Tipus de material	Interval de diàmetres comercialitzat (mm)	Descripció
Fibrociment	300-1.200	Té un pes més petit que altres conduccions rígides. Si no es tracta adequadament pot ser molt sensible a la corrosió dels àcids i del sulfur d'hidrogen.
Fundició dúctil	100-800	S'utilitza en llocs on les conduccions han de suportar càrregues molt elevades. Pot tenir problemes de corrosió i no s'ha d'utilitzar en contacte amb aigües salobres si no es protegeix adequadament.
Formigó armat	300-1.400	Pot tenir corrosió interna si l'atmosfera sobre l'aigua residual conté sulfur d'hidrogen. També pot tenir corrosió externa si el sòl és àcid o amb un contingut elevat de sulfats.
Formigó	400-2.000	Solament és adequat si hi ha grans longituds de la

pretensat		xarxa de clavegueram sense connexions domiciliàries. En canvi, pot garantir una elevada estanquitat. La possible corrosió és similar a la del formigó armat.
PVC	0-300	És una alternativa a les conduccions de fibrociment. És un material molt lleuger però robust. És molt resistent a la corrosió.

És necessari adoptar un diàmetre mínim de les conduccions de la xarxa de clavegueram, perquè s'hi poden introduir objectes relativament grans que poden provocar obturacions. El diàmetre mínim desitjable a la xarxa és de 400 mm, i en casos especials molt justificats es pot acceptar fins a 300 mm.

#### Conductes construïts in situ

Els motius d'economia, de mides o de dificultat de transport, entre altres coses, poden fer que no sigui aconsellable la col·locació de conductes prefabricats i que s'esculli l'opció de les conduccions fabricades *in situ*. En aquest cas, normalment, els conductes són de formigó armat i de forma rectangular.

En general, el tipus de ciment serà pòrtland. Ara bé, se n'utilitzarà d'un altre tipus si hi pot haver algun problema amb els compostos que estaran en contacte amb els conductes una vegada construïts.

Cal col·locar juntes de retracció a distàncies no superiors a 15 metres i que aquestes juntes estiguin fetes amb material adequats, com per exemple el neoprè.

A la Figura 2.2 es pot veure un col·lector que té la solera i els murs verticals construïts *in situ* i el sostre fet amb lloses prefabricades.



**Figura 2.2** Col·lector amb la solera i els murs verticals construïts *in situ* i el sostre amb llosa prefabricada

#### Ventilació de la xarxa de clavegueram

La ventilació de la xarxa de clavegueram que transporti aigües residuals és necessària per evitar l'asfíxia dels treballadors que fan el manteniment i la neteja de la xarxa. A més a més, també s'evita la possibilitat d'explosions, les males olors i els compostos amb concentracions elevades que poden perjudicar els materials utilitzats en les construccions dels tubs.

#### 2.2.3. Instal·lacions complementàries

Les principals instal·lacions complementàries de les xarxes de clavegueram són els pous de registre i les connexions domiciliàries dels edificis. Aquests elements i altres es defineixen amb detall a l'apartat [2.3 Instal·lacions complementàries de la xarxa de clavegueram](#) d'aquest capítol, on es veurà el nombre de pous necessari a la xarxa i la separació màxima que hi ha d'haver entre dos pous consecutius.

Els pous de registre s'han de situar en els punts de la xarxa de clavegueram on hi hagi canvi de secció, pendent o direcció, i són més necessaris quan el diàmetre dels conductes de la xarxa de clavegueram és més petit. Excepte en casos molt justificats, també es pot col·locar un pou en el punt de la connexió domiciliària amb el conducte de la xarxa perquè facilita les feines de manteniment i de neteja.

Si els pous tenen una alçada important, s'han d'evitar les caigudes verticals d'aigua residual. Una manera d'aconseguir-ho és conduir l'aigua amb un tub vertical i així reduir al mínim les esquitxades.

#### **2.2.4. Projecte d'una xarxa de clavegueram**

##### **Plànols**

Com a norma general, s'ha d'elaborar un plànol general d'ubicació de les obres previstes de la xarxa de clavegueram. També és convenient afegir un plànol on s'assenyalin els límits dels plànols de detall. Segons la llargària de la xarxa de clavegueram i l'escala que s'utilitzi, els dos plànols esmentats anteriorment poden ser el mateix.

A més de la xarxa de clavegueram, en els plànols de detall s'han d'incloure corbes de nivell, cotes dels eixos de tots els carrers propers, línies de ferrocarril, pous de registre de tots els serveis, embornals i fanals, així com el nom de tots els elements públics existents, com per exemple parcs, carrers, edificis i cursos d'aigua.

Els perfils longitudinals han d'indicar gràficament l'alçada del terreny sobre l'eix dels conductes i l'alçada de la rasant d'aquest, que es defineix com el punt més baix de la secció on hi ha aigua. També s'indica numèricament el diàmetre del conducte i el seu pendent, així com les cotes de connexió dels conductes als pous de registre. També s'indicarà, sempre que sigui possible, informació sobre els serveis subterranis existents i qualsevol estructura que pugui afectar l'execució de les obres.

En els plànols es pot donar informació dels sondejos geotècnics, indicant els punts exactes i les característiques del terreny. En cas contrari, aquesta informació s'indica en un annex de la memòria del projecte.

L'escala que s'ha d'utilitzar en els plànols de planta i perfil longitudinal varia en funció del grau de detall necessari, el qual depèn de les dificultats que hi hagi en la definició del traçat projectat.

Quan es redacten els projectes, és una bona pràctica que hi siguin en el mateix plànol, i amb la mateixa escala, la planta i el perfil longitudinal (escala horitzontal) perquè així s'aconsegueix una visió molt clara i ràpida d'on es farà l'obra. Normalment l'escala horitzontal dels perfils longitudinals i la de la planta és 1:500 o més petita. En canvi, l'escala vertical dels perfils normalment es distorsiona fins a 10 vegades l'escala horitzontal. Per tant, si l'escala horitzontal és 1:500, la vertical acostuma a ser 1:50. A la Figura 2.3 hi ha un exemple de planta i perfil longitudinal d'un projecte de xarxa de clavegueram.

Uns altres plànols importants són les instal·lacions complementàries i els detalls de la xarxa de clavegueram. Entre aquests destaquen les seccions transversals de la rasa dels conductes. A la Figura 2.4 hi ha diverses seccions tipus de rasa esmentada.

##### **Plec de condicions i assaigs de recepció de l'obra**

En el plec de condicions s'ha de descriure de manera clara i completa la qualitat dels materials que cal utilitzar, la manera d'emmagatzemar-los i de manipular-los, el sistema d'execució de les obres, les toleràncies de l'obra executada i els procediments constructius.

També s'indicaran els assaigs de recepció de la xarxa de clavegueram, tant mecànics o de pressió interior com d'estanquitat. Aquests assaigs s'han de realitzar en un tram de longitud no superior a 300 metres i s'han de fer immediatament després del rebliment de la rasa per poder fer qualsevol modificació molt ràpidament i de manera que afecti la mínima obra executada. Aquestes proves es poden fer amb aigua o amb aire a baixa pressió.

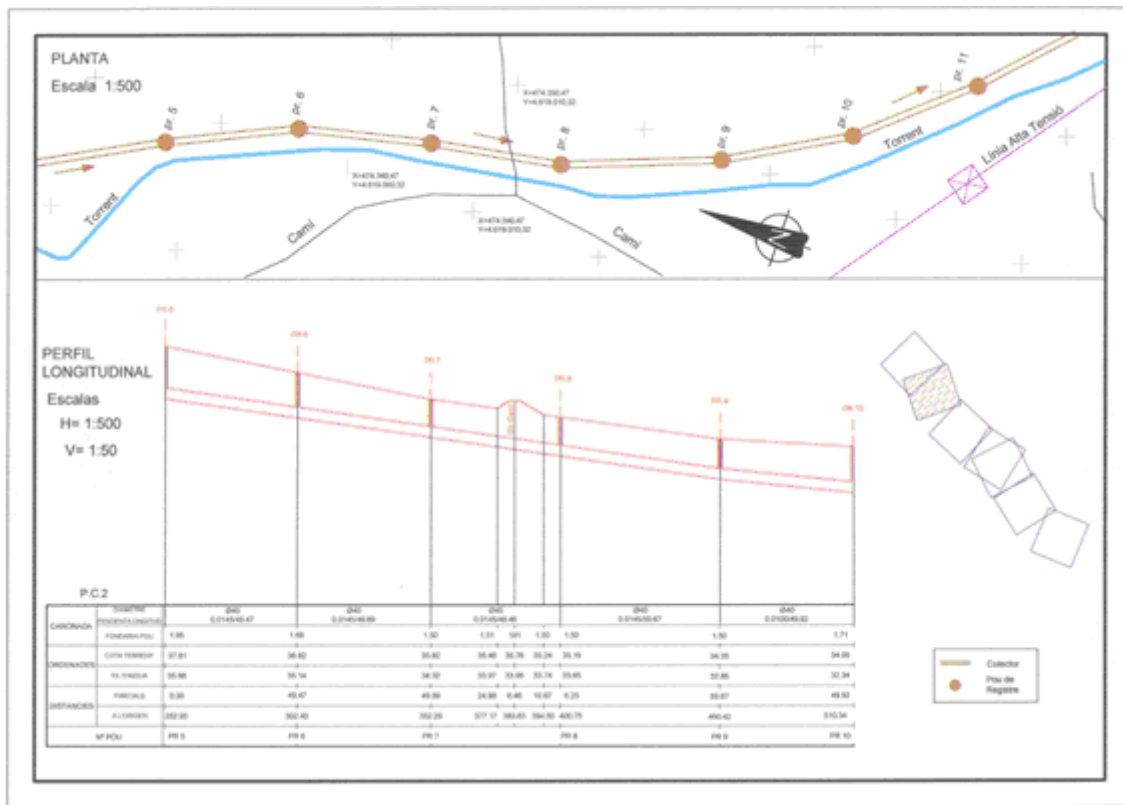


Figura 2.3 Planta i perfil longitudinal d'un projecte de xarxa de clavegueram

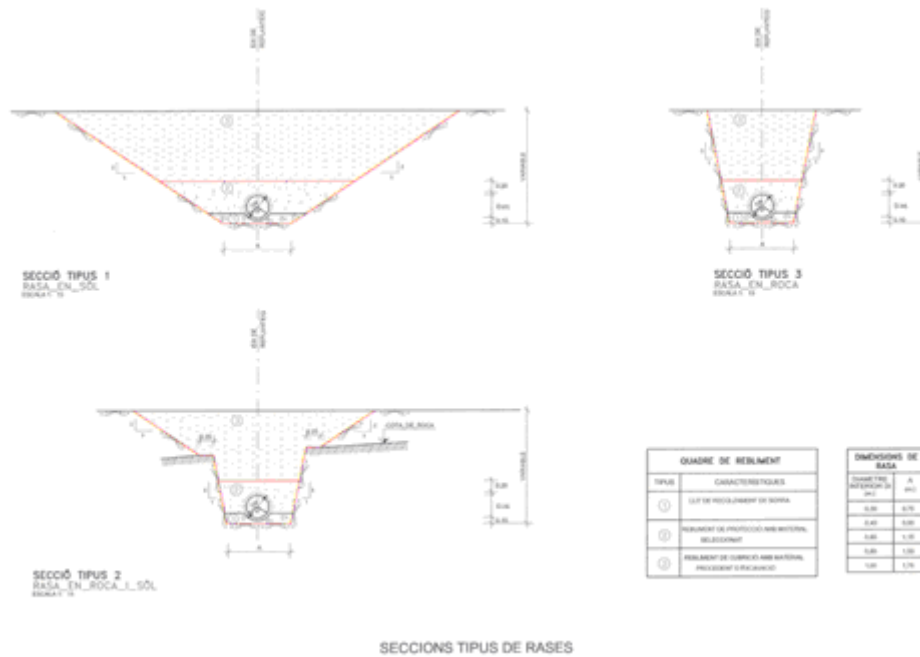


Figura 2.4 Seccions tipus de la rasa d'un conducte de la xarxa de clavegueram

Respecte a la prova de pressió interior, normalment es fa a una pressió màxima de treball de  $0,7 \text{ kp/cm}^2$ , és a dir, 7 m de columna d'aigua, durant 30 minuts. Després d'aquest temps, no hi pot haver un descens en el manòmetre superior a  $0,3 \text{ kp/cm}^2$ .

Respecte a la prova d'estanquitat, el conducte és sotmès a una pressió de  $0,5 \text{ kp/cm}^2$  durant 2 hores i les pèrdues no poden ser superiors a W litres, calculats segons l'expressió següent:

$$W = D \cdot L \cdot K$$

on

D = diàmetre interior, en metres

L = longitud de la prova, en metres

K = coeficient que depèn del material del conducte (=1 en formigó en massa, =0,4 en formigó armat...)

## 2.2.5. Obres

### Profunditat i recobriment

El recobriment és la distància entre l'aresta superior del conducte i el paviment o la rasant del carrer. El valor mínim d'aquesta distància ha de ser de 0,60 m en voreres i 1,00 m en zones que hagin de suportar el trànsit de vehicles. Quan aquestes distàncies siguin inferiors, s'han d'adoptar mesures de protecció exterior o millorar la resistència mecànica dels conductes.

De cara a proporcionar unes càrregues petites en els tubs a causa del trànsit, el recobriment dels conductes ha d'estar entre 2 i 3 m. Ara bé, aquesta distància normalment és inferior per fer més petita l'excavació i per facilitar el manteniment, la neteja i la conservació de la xarxa de clavegueram.

A la Figura 2.5 es poden veure dues instal·lacions de conduccions amb les rases corresponents.



**Figura 2.5** Conduccions instal·lades en les seves rases

### Amplada de l'excavació

L'amplada de l'excavació de la rasa per col·locar el conducte serà la mínima possible, sempre que sigui compatible amb la facilitat d'execució de les obres. En el cas de tubs de diàmetre petit, aquesta amplada mínima és de 0,75 m.

Normalment l'amplada de la rasa és la del diàmetre exterior més 0,30 m (0,15 m a cada costat). Ara bé, el tipus de juntes del conducte pot condicionar que aquesta amplada sigui superior.

Sempre que sigui compatible amb les característiques del terreny, les parets de l'excavació han de ser verticals. Si no és possible, normalment es col·loca un apuntalament, llevat que la inexistència d'altres serveis pugui aconsellar excavar amb els talussos naturals del terreny.

### Rebliment de les rases

Normalment no es col·loquen més de 100 m de conductes sense el seu rebliment, almenys parcialment, perquè així s'evita la possible flotació dels tubs en cas d'inundació de la rasa. Amb aquest cobriment també es protegeixen de cops i de variacions de temperatura.

Si és possible, es recomana fer un drenatge de la rasa que faciliti la sortida d'aigua en cas d'inundació.

Cada vegada que s'atura la col·locació dels tubs, és recomanable fer un tap en els extrems lliures per evitar l'entrada d'elements no desitjables. Aquesta actuació és més recomanable amb tubs de diàmetre

petit, perquè és més difícil de netejar-ne l'interior.

Com a norma general, el material del rebliment que ha d'estar en contacte amb els tubs se selecciona evitant la col·locació de pedres o graves de diàmetre superior a 2 cm fins a una altura d'uns 0,30 m per sobre de la generatriu superior del tub. El rebliment en aquesta zona es fa per capes successives d'una espessor d'uns 0,20 m tenint cura de no danyar el tub.

Les característiques del material del rebliment són importants malgrat que normalment s'utilitza la terra procedent de l'excavació compactada al 98 % de l'assaig de Proctor modificat.

En tot cas, és imprescindible complir les condicions del tipus de rebliment i del procediment constructiu que indica el fabricant del tub per assegurar una execució correcta i una durabilitat adequada del clavegueram.

#### Recolzament dels conductes

Si els conductes estan construïts *in situ*, el recolzament normalment es fa sobre una capa de formigó de baixa resistència característica (50-100 kp/cm<sup>2</sup>), i excepcionalment s'hi posa una base armada quan el terreny és de qualitat molt dolenta.

No es recomana que passin més de vuit dies entre l'excavació de la rasa i la col·locació del conducte prefabricat. En cas que sigui necessari, es poden deixar sense excavar uns 20 centímetres sobre la rasant de la solera. Aquests centímetres s'excavarien dins del termini esmentat anteriorment.

És important complir les condicions que imposa el fabricant del tub per assegurar un correcte funcionament del conducte.

#### 2.2.6. Manteniment de la xarxa de clavegueram

Normalment el personal responsable del manteniment de la xarxa de clavegueram és diferent del personal responsable del projecte i de la construcció i, per tant, és necessari que es tinguin en compte una sèrie de normes per aconseguir un manteniment correcte.

Els principals problemes de manteniment estan relacionats amb la concepció del projecte o amb l'execució de l'obra, o bé amb el tipus d'abocaments que arriben a la xarxa, sobretot si són industrials i no han estat tractats prèviament. A continuació s'indiquen aspectes de manteniment que s'han de tenir en compte a l'hora de redactar el projecte:

- S'ha de construir un pou de registre en qualsevol punt de la xarxa on hi hagi una singularitat, com poden ser un ràpid, un dessorrador, una entrada i sortida d'un sífó, un sobreixidor, una variació notable del pendent... També s'ha de construir en qualsevol punt de la xarxa que hi hagi una connexió domiciliària.
- La xarxa ha d'estar ventilada d'una manera eficient. Per tant, si no hi ha prou seguretat d'aconseguir-ho per les connexions de les parcel·les, s'hauria de construir una ventilació pròpia.
  - S'han de complir les limitacions de velocitats màximes i mínimes per evitar problemes importants, bàsicament de desgast i deposicions.
  - Quan es projecta la xarxa s'ha d'intentar que la quantitat de sorra que s'hi pugui incorporar sigui mínima.
  - Els accessos a la xarxa s'han de situar en zones que no estiguin afectades per artèries de trànsit importants.
  - En les zones industrials les aigües no han de ser agressives per a la xarxa. S'ha de prohibir-ne l'abocament i controlar-ho posteriorment.
  - S'ha d'evitar que es produeixin retencions d'aigua i de sediments de sòlids.
  - Els col·lectors que es puguin visitar han de tenir una banqueta per al pas del personal que tingui una alçada que no sigui superada pel nivell de les aigües residuals.
  - En els col·lectors que es puguin visitar s'ha d'evitar que es produeixin discontinuïtats en l'espai reservat per al pas del personal, com succeeix, per exemple, quan hi ha ràpids. En aquest cas,

s'ha de protegir el pas amb escales i baranes.

- Els pous de registre han d'estar situats sobre l'elevació per al pas de personal en els col·lectors que es puguin visitar.
- Les connexions als pous de registre s'han de fer de manera que l'abocament de les aigües no impedeixi l'accés del personal.
- No s'han de fer connexions sobre l'elevació per al pas de personal, si impedeixen la circulació del personal.
- Els dessorradors han de tenir un accés adequat per als vehicles d'extracció de residus.
- Quan es faci la xarxa de clavegueram en una urbanització nova, les connexions s'han de fer fins a la línia de façana per evitar posteriors obertures de rases i trencaments del clavegueram.
- S'han de dimensionar correctament les reixes de l'embornal, ja que la separació dels barrots impedeix que entrin a la xarxa materials de mida més gran.
- En un sífó és convenient posar una reixa abans del ramal descendent. Aquesta reixa facilita la neteja del sífó i fa que sigui necessària de manera menys periòdica.
- Els col·lectors que no es puguin visitar han de tenir un diàmetre mínim de 0,40 m, ja que els conductes amb diàmetres inferiors es poden embussar amb més facilitat a causa dels residus sòlids dels habitatges.

Sempre que sigui possible, es posaran cambres de descàrrega a la capçalera de la xarxa o bé en zones que es puguin considerar crítiques pel que fa a l'acumulació de sediments. Aquestes cambres només es poden subministrar amb aigua potable quan no hi hagi cap altra possibilitat. Moltes vegades, en xarxes unitàries, les cambres no es fan i és la mateixa aigua de pluja que fa la neteja.

Els elements que normalment s'utilitzen per fer una neteja mecànica dels conductes de la xarxa de clavegueram són els següents:

- Equips d'arrossegament de sediments amb aigua a alta pressió.
- Equips mecànics de càrrega, transport i extracció de sediments en els conductes a què es pugui accedir.
- Equips d'aspiració i d'extracció de sediments.
- Barres manuals per a actuacions puntuals.

Quan la xarxa de clavegueram és de petit diàmetre, les petites modificacions en la direcció del traçat es poden aconseguir amb trams rectes que tenen una petita separació en un dels extrems. En aquests casos s'ha de vigilar molt i utilitzar juntes totalment estanques, malgrat que el risc de penetració d'arrels és més elevat. En canvi, en claveguerams de més diàmetre la curvatura s'ha d'aconseguir amb peces especials.

La inspecció dels clavegueram de petit diàmetre amb càmeres de televisió permet conèixer-ne l'estat i el punt exacte on hi ha problemes i, per tant, és un element molt important per al manteniment.

En els claveguerams amb poc pendent i d'una gran longitud es pot produir una acumulació de sulfur d'hidrogen que, quan surt a l'atmosfera que hi ha sobre l'aigua, provoca problemes de pudors i el deteriorament de parts dels clavegueram que estan fetes amb formigó, com poden ser la mateixa conducció, altres estructures o el morter de les obres de fàbrica de totxo. Aquest és el motiu que provoca que s'hagin d'extremar les mesures de seguretat quan el personal de manteniment entra en el clavegueram atès que l'ambient pot ser irrespirable.

## **2.3. INSTAL·LACIONS COMPLEMENTÀRIES DE LA XARXA DE CLAVEGUERAM**

### **2.3.1. Pous de registre**

Els pous de registre són elements fonamentals de les xarxes de clavegueram que compleixen les funcions següents:

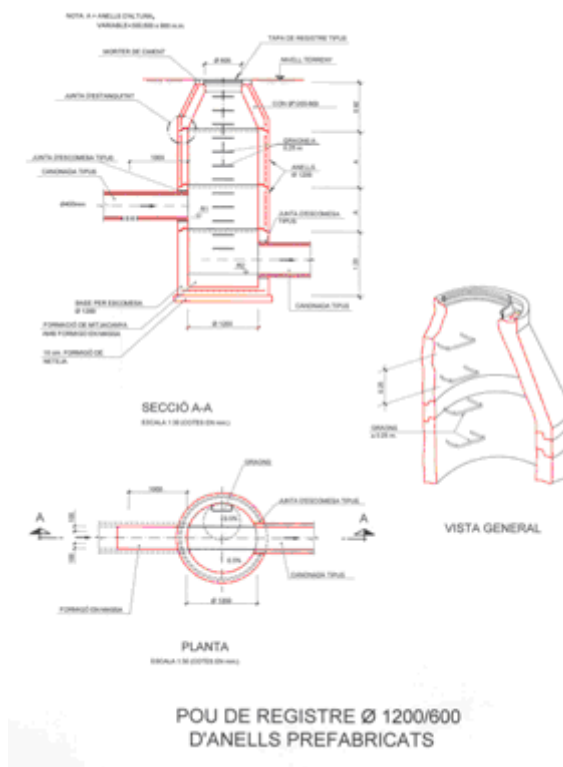


- Accés a la xarxa per al control de les conduccions i les reparacions
- Accés per a la neteja dels conductes
- Accés per al control de la qualitat de les aigües residuals

Els pous de registre consten dels elements següents:

- Marc i tapa exterior de tancament en contacte amb la superfície exterior
- L'estructura del pou
- Graons o sistema d'accés a la xarxa de clavegueram

A la Figura 2.6 es mostra la planta i la secció d'un pou de registre fet amb anells de formigó armat prefabricats, així com una perspectiva del pou esmentat.



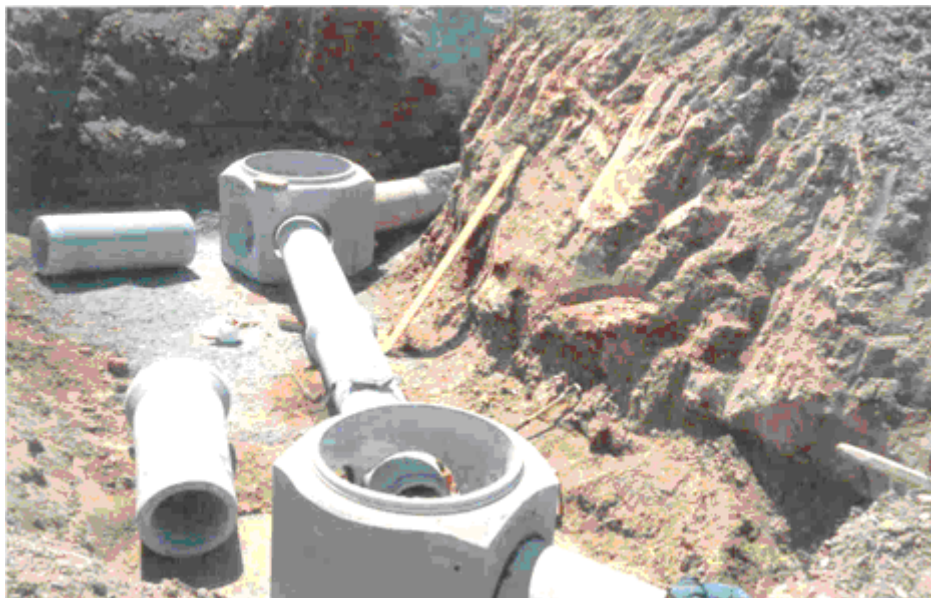
**Figura 2.6** Planta, secció i perspectiva d'un pou de registre

## Marc i tapa

Els factors que cal tenir en compte a l'hora d'escollir els marcs i les tapes dels pous de registre són els següents:

- Seguretat, per tal que les tapes no puguin saltar.
- Facilitat de reparació i substitució, ja que tenen un desgast a causa del trànsit i possibles subtraccions. S'ha d'exigir que siguin normalitzades.
- Resistència suficient per suportar la càrrega del trànsit exterior.
- El recolzament de la tapa sobre el marc s'ha de fer al llarg de tot el perímetre per evitar sorolls molestos i el perill de trencaments mecànics per cops violents
- Evitar l'entrada d'aigües pluvials i d'elements exteriors aliens a la xarxa de clavegueram
- Característiques estètiques i preu de subministrament i de col·locació

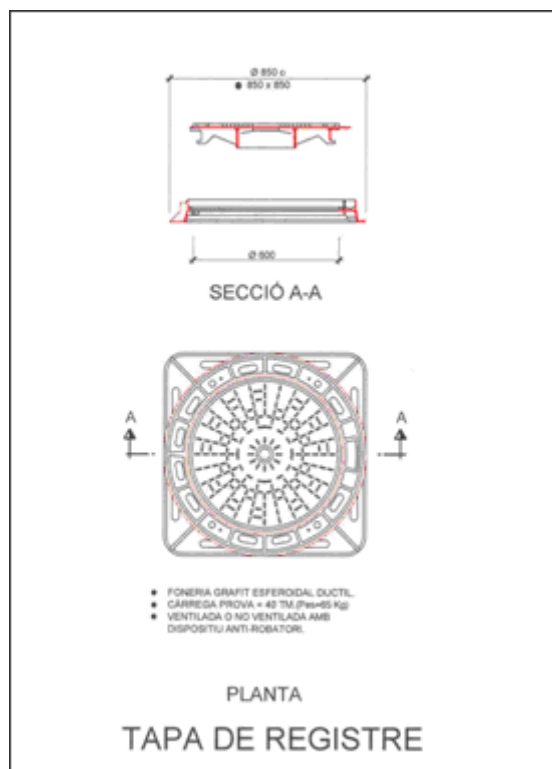
A la Figura 2.7 es pot veure la col·locació de dos pous de registre prefabricats



**Figura 2.7** Xarxa de clavegueram amb dos pous de registre prefabricats

Les tapes normalment són circulars perquè són menys pesades i més econòmiques. A més, i a diferència de les quadrades, no poden caure pel mateix pou de registre. Ara bé, també pot donar-se la combinació de tapa rodona i marc quadrat. A vegades, aquesta possibilitat és molt convenient des d'un punt de vista estètic i d'adaptació al paviment superficial, sobretot si la xarxa està situada sota la vorera.

A la Figura 2.8 hi ha un marc quadrat amb una tapa de registre circular.



**Figura 2.8** Marc quadrat i tapa de registre circular de diàmetre de pas 0,6 m.

El marc i la tapa acostumen a ser de fosa de ferro gris. En aquest cas, les peces han d'estar exemptes de defectes superficials com les gotes fredes, restes de sorra, esquerdes de construcció...

Pou

Els pous de registre han de ser suficientment grans per permetre l'accés a la xarxa de clavegueram. L'espai entre els graons d'accés i la paret oposada ha de tenir l'amplada suficient per poder passar

còmodament.

Quan és circular, normalment està fet amb peces prefabricades de formigó armat. A la Figura 2.9 hi ha una sèrie de detalls constructius d'aquest cas. El diàmetre mínim ha de ser d'1,0 m amb un con de reducció a la part superior. En canvi, quan és quadrat, pot tenir una secció de 0,70\*0,70 m i es pot fer amb fàbrica de totxo enlluït a les parets interiors. Ara bé, aquest material està en desús a causa de l'elevat cost de construcció i dels problemes d'infiltració que pot provocar. Com a alternativa es poden construir amb formigó armat.

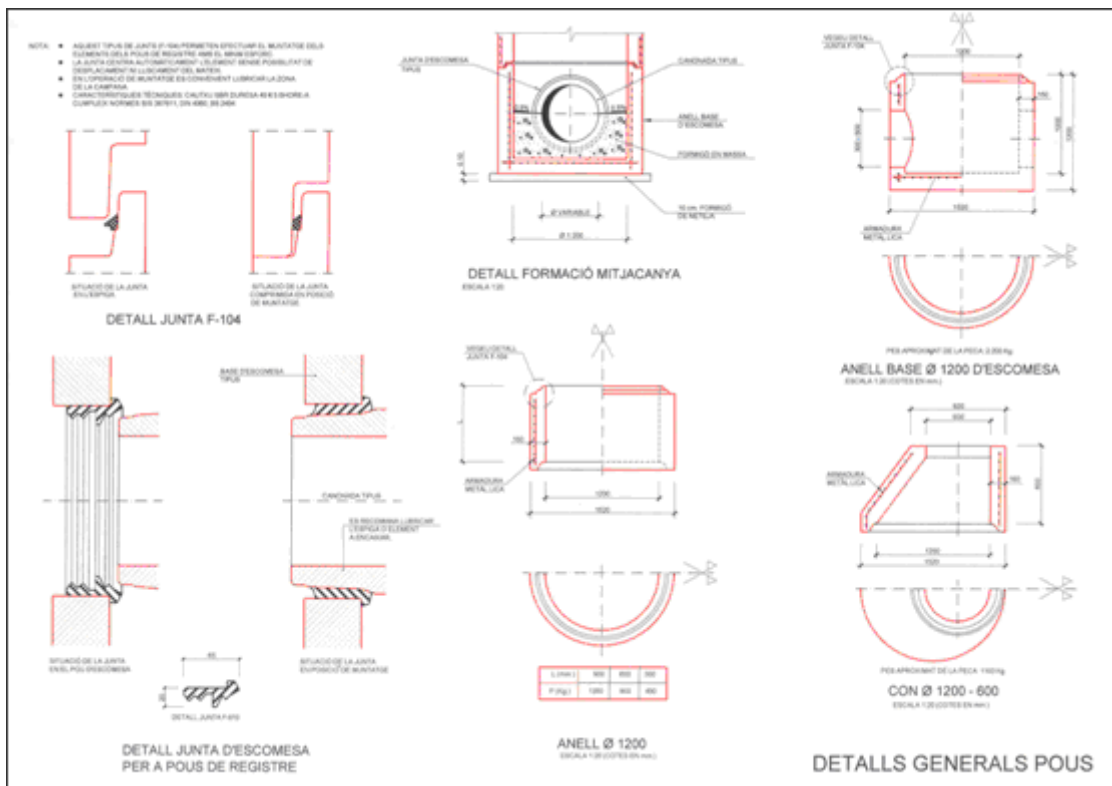
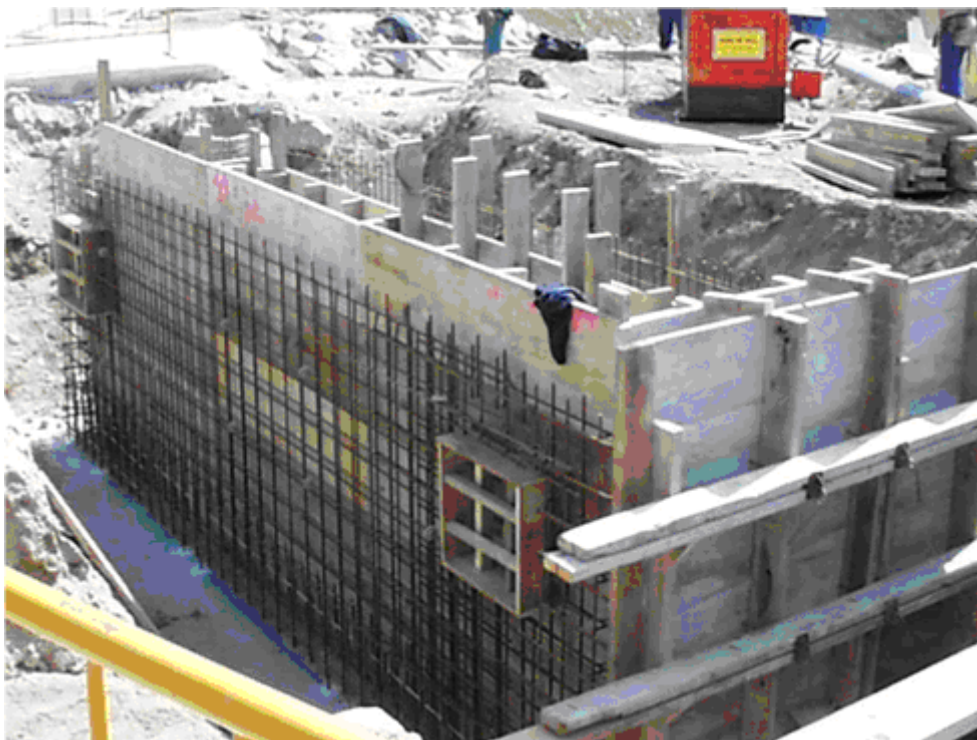


Figura 2.9 Detalls constructius d'un pou de registre circular fet amb peces prefabricades de formigó armat

L'alçada d'un pou de registre depèn de la fondària a la qual està col·locat el conducte que es vol registrar. Per facilitar l'accés del personal i evitar possibles angoixes quan s'hi baixa, la profunditat dels pous de registre ha de ser directament proporcional a la seva secció, és a dir, a la seva amplada.

A la Figura 2.10 es veu la construcció d'un pou de registre de grans dimensions.



**Figura 2.10** Pou de registre de grans dimensions

Els pous de registre s'han de situar a les posicions següents:

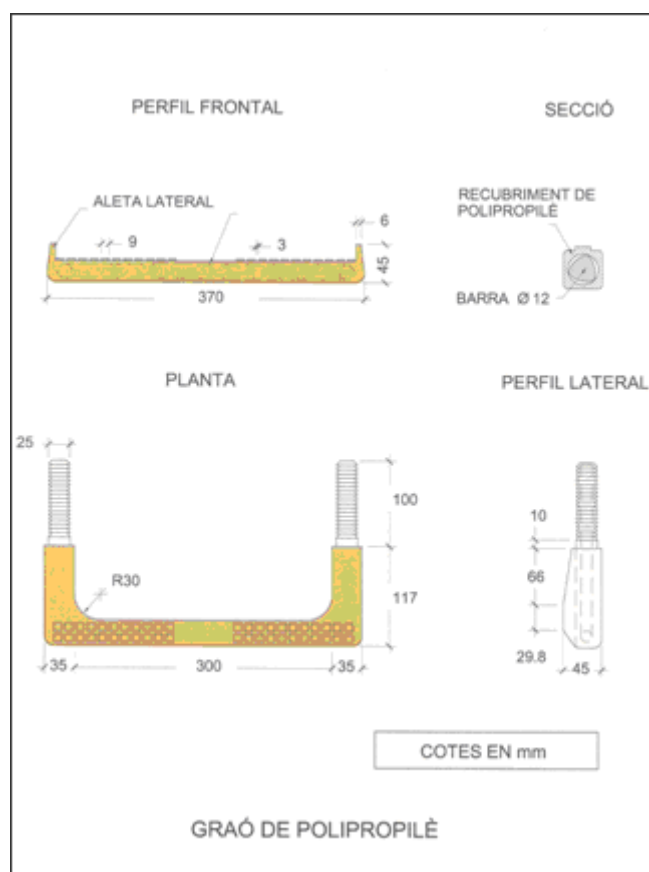
- A les connexions dels conductes amb aigües permanents.
- A les singularitats de la xarxa.
- A distàncies no superiors als 50 m en conductes que es puguin visitar.
- A distàncies no superiors als 30 m en conductes que no es puguin visitar.
- A zones no afectades per trànsit intens. Per evitar-les es pot recórrer a la ubicació a les voreres.

Quan hi ha molta diferència de cota entre el conducte que entra i el que surt en el pou de registre, es pot fer un pou amb caiguda incorporada, que consisteix en un conducte que abans d'arribar al pou varia fortament de cota per connectar a la part baixa del pou. La finalitat d'això és protegir el personal que entra al pou i evitar esquitxades d'aigua residual i l'alliberament de gasos no desitjables que poden fer pudor.

Graons

Actualment els graons, normalment, són de polipropilè i tenen forma de U, segons l'esquema de la Figura 2.11.

La distància vertical màxima entre dos graons no és aconsellable que sigui superior a 0,35 m. D'altra banda, el primer i el darrer graó s'han de situar a 0,25 m i a 0,40 m de la superfície i del terra, respectivament.



**Figura 2.11** Detall d'un graó de polipropilè

### 2.3.2. Connexions domiciliàries

Les connexions domiciliàries a la xarxa de clavegueram han de tenir un diàmetre mínim de 0,15 m, i sempre que sigui possible, ha de ser de 0,20 m o superior. No ha de ser mai més gran que el clavegueram receptor.

El pendent mínim ha de ser de 0,02 m/m, però és aconsellable que arribi al 0,03 m/m. Preferentment ha de ser de pendent únic, és a dir, sense variacions.

El traçat de la connexió ha d'evitar l'entrada d'aigua del clavegueram cap a l'edifici i l'eix de la connexió formarà amb el clavegueram un angle entre 45° (facilitat hidràulica) i 90° (facilitat constructiva).

Les connexions han de ser totalment estanques i d'un material de qualitat semblant al del clavegueram principal.

Normalment existeix un sifó a l'interior de l'edifici o parcel·la abans de les conduccions de la connexió. Aquest sifó s'utilitza per retenir objectes que no s'han d'abocar al clavegueram i evitar pudors molestes. El sifó ha de tenir una o més tapes d'accés per a la neteja.

### **2.3.3. Dessorradors**

Les aigües superficials procedents de torrents porten gran quantitat de sediments i sorres que cal retenir i evitar que passin a l'interior de la xarxa de clavegueram. D'aquesta manera el funcionament de la xarxa pot ser més correcte i la despesa de manteniment no serà desmesurada.

Aquesta recollida d'aigües pluvials, procedents de torrents, normalment es fa a l'inici de la xarxa de clavegueram. En aquest punt, o on sigui necessari, s'ha de construir un dessorrador que té per missió disminuir la velocitat de l'aigua i afavorir la sedimentació de les partícules que transporta. La velocitat de l'aigua al dessorrador no ha de ser superior a 0,4 m/s.

Els dessorradors poden ser superficials o subterranis. En ambdós casos han de tenir un accés fàcil per poder-los netejar i, si és possible, fer-ho de mecànicament.

### **2.3.4. Cambres de descàrrega**

Les cambres de descàrrega s'utilitzaven amb l'objectiu de poder construir claveguerams amb pendents suaus malgrat que fossin inadequats per l'acumulació de sediments en no tenir l'aigua una velocitat suficient per a l'autoneteja.

Actualment les cambres de descàrrega pràcticament no s'utilitzen, ja que els claveguerams es projecten amb un pendent suficient perquè es puguin autonetejar. En tot cas, si existeix algun punt on hi ha deposició de sòlids, és aconsellable netejar-lo mitjançant aigua a pressió amb una mànega.

### **2.3.5. Embornals**

Els embornals són les obres de recollida d'aigües pluvials i han d'estar situats en punts del vial que facilitin una intercepció ràpida i eficaç de l'aigua pluvial d'escorrentia.

Normalment, en els carrers a doble pendent cap a les voreres, es col·loquen a prop de la vorada, un a cada costat. En canvi, en els carrers amb pendent cap a l'eix del vial, s'han de col·locar en el centre.

A més a més, també s'han de col·locar embornals en els encreuaments dels carrers, ja que són zones on l'aigua pot quedar fàcilment estancada, ja que hi conflueixen els pendents transversals i longitudinals dels dos carrers.

La capacitat de recollida d'aigua en un embornal varia en funció del tipus, del pendent transversal i longitudinal del carrer. Els valors que normalment s'utilitzen en els projectes varien entre 4 L/s i 20 L/s. Com més alt sigui el pendent longitudinal, menor serà el cabal d'absorció de l'embornal, i viceversa.

Ara bé, la capacitat real d'absorció normalment és inferior a causa d'obturacions de fulles i altres elements, i aquesta disminució del cabal d'absorció depèn del grau de conservació i manteniment dels embornals.

Per a amplades de carrers d'entre 10 i 20 metres i pendents longitudinals d'entre 0,005 m/m i 0,08 m/m, la distància entre embornals ha de ser entre 30 i 50 m.

Una altra possibilitat és la col·locació d'una gran reixa interceptora que normalment es col·loca en llocs on pot arribar una gran quantitat d'aigua.

Els embornals poden descarregar l'aigua de pluja directament al clavegueram o en una arqueta que es col·loca per interceptar els sediments arrossegats dels carrers, com per exemple fulles dels arbres, residus de papers o pals.

### 2.3.6. Sifons

Mai no s'ha de construir un sífó si existeix una altra solució tècnica, malgrat que els costos d'inversió siguin més elevats. Per tant, s'ha d'evitar la seva construcció sempre que sigui possible.

És fonamental projectar un sífó de manera que l'aigua tingui la velocitat més alta possible i que sigui autonetejadora. Així, es disminueixen les possibilitats de deposició de sediments dins del sífó i s'eviten possibles fermentacions i males olors. En tot cas, s'han de netejar freqüentment per assegurar-ne un funcionament correcte.

La velocitat mínima de l'aigua dins del sífó ha de ser de 0,9 m/s o 1,5 m/s depenent de si la xarxa és solament d'aigua pluvial o unitària.

És convenient instal·lar diferents conductes en lloc d'una única conducció. Així és possible mantenir velocitats adequades en tot moment pel fet d'entrar de manera progressiva quan augmenta el cabal d'aigua residual. Una altra possibilitat és dissenyar un conducte per a les aigües residuals en temps sec i un altre per a les aigües de pluja.

El diàmetre mínim dels conductes serà el mateix que el de la mateixa xarxa de clavegueram, és a dir, 0,4 m.

S'han de col·locar reixes a l'entrada del sífó que impedeixin el pas de sòlids de gran mida que puguin contribuir a provocar-hi obturacions.

A cada costat del sífó també es col·locaran pous de registre que serveixen d'accés per a les operacions de neteja i d'entrada, en cas de tenir una secció apta per visitar-lo. Un element opcional és la col·locació d'una cambra de descàrrega a l'inici del sífó per fer la neteja.

S'ha de tenir en compte que la pressió a què estan sotmesos els sífons és superior a la d'un clavegueram que funcioni per gravetat. Per tant, aquest aspecte s'ha de tenir en compte a l'hora de definir-lo mecànicament.

Un exemple de sífó és el pas sota la llera d'un riu o d'una riera. En aquest cas, el sífó ha de tenir pes suficient o bé s'ha d'ancorar per prevenir la flotació deguda a la subpressió quan estigui buit. Aquesta situació es pot donar durant el període de construcció o quan es produeix alguna reparació.

Els sífons es projecten amb una diferència de cota entre l'entrada i la sortida per compensar les pèrdues de càrrega que es produeixen. Normalment, el pendent del ramal d'entrada forma un angle suau respecte a l'horitzontal, malgrat que podria arribar fins als 90° si no fos per la pèrdua de càrrega que suposa. En canvi, el ramal de sortida no ha de ser massa vertical (màxim 25° respecte a l'horitzontal) amb la finalitat de reduir pèrdues i sedimentacions. Per aconseguir una major velocitat i millorar el funcionament del sífó, a vegades es disminueix la secció del ramal ascendent.

### 2.3.7. Dissipadors d'energia

Els dissipadors d'energia cal construir-los en les situacions següents:

- En un pendent del conducte molt inferior a la del vial en un tram continuat.
- Per obligació de la topografia del terreny.
- Per connectar dos claveguerams que estan situats a nivells diferents.

Els dissipadors d'energia també s'anomenen *ràpids*. Normalment són llocs on es produeix un esmorteïment de l'energia, i per tant, s'ha d'evitar que es produeixin turbulències excessives en el clavegueram. A més a més, els materials han de ser resistents a l'erosió.

El problema principal que poden tenir quan les caigudes són verticals és l'alliberament de gasos i, per tant, s'han d'evitar sempre que sigui possible. Una solució alternativa és la construcció d'un pou de registre amb caiguda incorporada, la qual ja s'ha comentat anteriorment.

### 2.3.8. Sobreexidors

Un clavegueram unitari transporta aigües residuals i pluvials. Normalment, tots els processos de les instal·lacions de tractament es dimensionen per tractar els cabals en temps sec i no pas per a la totalitat dels elevats cabals i dels volums associats a les aigües pluvials. Per tant, quan la xarxa de

clavegueram és unitària, és necessari conduir el cabal en temps sec a la planta de tractament i projectar una estructura de desviament o sobreexidor.

Durant el temps sec aquestes estructures permeten que es transporti la totalitat de l'aigua residual a la planta de tractament, però durant els períodes de pluja es desvia la part del cabal total que excedeix de la capacitat de la planta. El cabal pot desviar-se cap a un punt d'evacuació sense tractament previ o cap a dipòsits d'emmagatzematge temporal.

Alguns del tipus més usuals de sobreexidors són els laterals, els transversals i els de salt.

Quan el clavegueram té un forat a un costat paral·lel al flux de l'aigua residual s'anomena *sobreexidor lateral*. Òbviament, el forat ha de ser suficientment alt per impedir l'abocament d'aigua residual en temps sec i també suficientment baix i llarg per permetre la descàrrega del cabal en excés que es produeix durant la tempesta.

Una manera d'evitar la incertesa que produeix l'ús de sobreexidors laterals és col·locar-los directament perpendiculars, és a dir, de manera oposada als laterals. Així es pot calcular de manera més exacta el cabal que cal evacuar estudiant la variació de l'alçada de l'aigua.

El sobreexidor de salt està constituït per una obertura feta a la solera del clavegueram de manera que, per a cabals en temps sec, l'aigua cau per aquesta obertura a un interceptor situat per sota del clavegueram que cal sobreexir. En temps de pluja, la major velocitat del flux fa que molta aigua passi per sobre del forat i arribi a l'emissari d'aigües pluvials. És molt difícil conèixer teòricament la magnitud de l'obertura per a un cabal donat, i per a això, normalment es posa una placa que es pot moure i que permet corregir experimentalment l'amplada de l'obertura i el cabal.

### **2.3.9. Dispositius reguladors de cabal**

Un sobreexidor d'aigües pluvials es projecta per desviar l'excés d'aigua residual sobre una quantitat definida cap a un clavegueram de sobreeximent o una altra instal·lació. En certa manera, els sobreexidors són reguladors de cabal perquè limiten la quantitat d'aigua residual al clavegueram unitari.

El sobreexidor es pot substituir per un dispositiu regulador de cabal format per una sèrie d'elements mecànics que regulen amb molta exactitud el cabal que va a cada clavegueram. Els principals tipus d'elements que normalment s'utilitzen són flotadors, vàlvules reguladores i plaques basculants. En qualsevol cas, independentment dels elements que s'han utilitzat, és important fer un control acurat i un bon manteniment per garantir un funcionament correcte.

Una aplicació freqüent d'aquests dispositius és a la sortida d'un dipòsit que hagi recollit el sobreexid i que l'hagi retingut per no abocar-lo al medi receptor. Posteriorment, aquesta aigua s'ha de tornar a enviar a l'interceptor que porta aigua a l'estació depuradora amb un cabal limitat.

### **2.3.10. Comportes de retenció**

Existeixen punts de la xarxa de clavegueram on s'aboca aigua pluvial a un medi receptor. L'aigua d'aquesta descàrrega ha de tenir la qualitat adient en funció del medi receptor i no ha de causar cap mal.

Moltes vegades aquesta sortida acaba en una massa d'aigua que pot tenir fluctuacions de nivell considerables, com per exemple crescudes d'un riu o marees. En aquests casos s'ha d'evitar l'entrada d'aigua del medi receptor en el clavegueram i, per això, cal posar una comporta de retenció.

La comporta de retenció normalment consisteix en una clapeta oscil·lant sobre un marc d'assentament inclinat amb unes frontisses a la part superior.

## **2.4. ESTACIONS DE BOMBAMENT**

La selecció de la ubicació de l'estació de bombament ha de tenir en compte els aspectes següents:

- Tota la seva àrea d'influència ha de tenir un drenatge correcte cap a l'estació de bombament.
- En cas d'avaría de l'estació de bombament i en situació d'emergència, s'ha d'intentar, si és possible, derivar per gravetat tot o part del cabal cap a un medi receptor. Òbviament, per evitar l'aturada per un tall d'energia elèctrica s'ha d'incorporar un grup electrogen, que s'ha de mantenir adequadament per garantir-ne el funcionament en qualsevol moment.

- A l'hora de fer el projecte s'han d'estudiar les característiques del subsòl, el nivell de la capa freàtica i s'ha d'evitar la flotació de l'estructura.
- S'han de dimensionar adequadament la capacitat del dipòsit de regulació i la ventilació per evitar problemes d'olors. Antigament les olors eren el motiu per situar les estacions de bombament allunyades de les zones habitades, a uns 300 metres com a mínim.
- Normalment, les estacions de bombament se situen en punts baixos del terreny i en zones que normalment són inundables. Per això, s'han de dissenyar les proteccions adequades.
- Per definir la capacitat de les estacions de bombament s'han de tenir en compte els aspectes següents:
  - S'ha d'eleva el màxim cabal previsible tenint en compte les puntes de cabal i de creixement a curt termini. A més a més, s'ha de preveure l'espai per afegir bombes addicionals de cara als cabals futurs.
  - S'ha d'eleva el mínim cabal previsible sense que es produeixin retencions d'aigua residual que provoquen deposicions de sòlids i males olors.
  - S'ha de poder ajustar a cabals intermedis variables.
  - El nombre mínim de bombes que cal instal·lar és de dos.

És molt aconsellable disposar de reixes en un canal d'entrada amb l'objectiu d'eliminar materials com draps, fustes i plàstics, que poden ser transportats per l'aigua i que poden provocar obstruccions i trencaments de les bombes. Aquestes reixes poden ser de neteja manual o mecànica i han de ser resistents a la corrosió.

Normalment, és imprescindible l'existència d'un dipòsit de regulació, i el seu volum estarà condicionat pel temps de retenció de l'aigua (30 minuts com a màxim) i la freqüència d'operació de les bombes (no inferior a 5 minuts).

## 2.5. BIBLIOGRAFIA

Catalá Moreno, Fernando (1989). *Cálculo de caudales en las redes de saneamiento*. Colección Señor, número 5. Editorial Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Madrid, 1a edició.

Corporació Metropolitana de Barcelona (1981). *Recomendaciones para la redacción de proyectos de saneamiento de la comarca*. Editorial C.M.B., Barcelona, 1a reimpressió.

Hernández Muñoz, Aurelio (1997). *Saneamiento y alcantarillado. Vertidos residuales*. Colección Señor, número 7. Editorial Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Madrid, 5a edició.

*Manual de cálculo, diseño e instalación de tubos de hormigón armado*. Editorial Asociación de Fabricantes de Tubos de Hormigón Armado ATHA, Madrid.

Metcalf i Eddy (1985). *Ingeniería sanitaria. Redes de alcantarillado y bombeo de aguas residuales*. Editorial Labor, Barcelona, 2a edició.

Norma UNE 127010 Ex (1995). *Tubos prefabricados de hormigón en masa, hormigón armado y hormigón con fibra de acero, para conducciones sin presión*. Editorial AENOR.

Norma UNE 127011 Ex (1995). *Pozos prefabricados de hormigón para conducciones sin presión*. Editorial AENOR.

Norma UNE-EN 1610 (1998). *Instalaciones y pruebas de acometidas y redes de saneamiento*. Editorial AENOR.

Norma ASTM-C76M (1997). *Standard specification for reinforced concrete culvert, storm drain and sewer pipe*. Editorial American Society for Testing and Materials.

Norma ASTM-C361M (1996). *Standard specification for reinforced concrete low-head pressure pipe*. Editorial American Society for Testing and Materials.



*Pliego de prescripciones técnicas generales para tuberías de saneamiento de poblaciones (1986).* Editorial Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo.

*Serie de normas y manuales del Instituto Eduardo Torroja de la Construcción y del cemento. Instrucción del Instituto Eduardo Torroja para tubos de hormigón armado o pretensado.* Editorial Instituto Eduardo Torroja del Consejo Superior de Investigaciones Científicas.



---

# Capítol 3

## Tecnologies de tractament

---

- 3.1. Les aigües residuals urbanes
  - 3.2. Tractament de les aigües residuals urbanes
  - 3.3. Tractaments fisicoquímics
  - 3.4. Tractament biològic amb biomassa en suspensió
  - 3.5. Tractament biològic amb biomassa fixada
  - 3.6. Tractament biològic anaerobi
  - 3.7. Tractaments tous
  - 3.8. Gestió dels fangs generats
  - 3.9. Processos de membrana
  - 3.10. Projecte i costos de construcció
  - 3.11. Bibliografia
- 

### AUTORS

**Jaume Alemany, M. Dolors Balaguer, August Bonmatí, Jesús Colprim, Joaquim Comas, Maria J. Martín, Manel Poch, Miquel Rigola, Anna Ros, Clàudia Turon i Ignasi Rodríguez-Roda** (Laboratori d'Enginyeria Química i Ambiental, Universitat de Girona)

**Laura Alcalde, Montserrat Folch, Esther Huertas, Miquel Salgot, Maria José Tàpias i Antonina Torrens** (Laboratori d'Edafologia, Universitat de Barcelona)

**Sebastià Coscolluela** (a7di, Enginyeria i Medi Ambient, SL)

### 3.1. LES AIGÜES RESIDUALS URBANES

Les aigües residuals es poden definir com la combinació de líquids que transporten residus procedents de residències, instal·lacions públiques i centres comercials i industrials, a les quals, eventualment, es poden afegir aigües subterrànies, superficials i pluvials (Metcalf i Eddy, 2003). La qualitat d'aquestes aigües recollides al clavegueram i que posteriorment arriben a les estacions depuradores d'aigües residuals (EDAR) està condicionada pel percentatge d'aigua residual industrial rebuda i la seva composició. La composició típica d'una aigua residual urbana es presenta en la Taula 3.1. Per evitar càrregues molt superiors a les càrregues amb què pot operar l'EDAR segons el seu disseny, així com l'arribada de substàncies tòxiques, els gestors dels sistemes de sanejament estableixen normatives per als abocaments industrials que limiten les concentracions de determinats paràmetres (Poch, 1999).

**Taula 3.1.** Composició típica d'una aigua residual urbana

--	--	--

Component	Rang mitjà	Valor típic
Sòlids totals (mg ST / L)	375-1800	740
Suspensió (mg SS / L)	120-360	230
Fixos	30-80	55
Volàtils	90-280	175
Sedimentables (mL/L)	5-20	10
Dissolts (mg SD / L)	250-800	500
Fixos	145-500	300
Volàtils	105-300	200
<i>Matèria orgànica</i> (mg O <sub>2</sub> / L)	110-400	210
DBO <sub>5</sub>	200-780	400
DQO	80-290	150
COT		
<i>Nitrogen total</i> (mg N / L)	20-85	40
<i>Nitrogen orgànic</i>	8-35	20
Amoni	12-50	20
Nitrits i nitrats	0	0
<i>Fòsfor total</i> (mg P / L)	4-15	8
Orgànic	1-5	3
Inorgànic	3-10	5
pH	6,7-7,5	7

Els contaminants que es troben en les aigües residuals tenen un efecte nociu sobre el medi receptor (rius i llacs). Les causes que provoquen el deteriorament d'aquests medis són diferents i depenen del contaminant. De manera general, els contaminants es poden classificar segons els següents paràmetres químics, dels quals es descriuen tot seguit les característiques i l'efecte que provoquen sobre el medi receptor:

*Sòlids en suspensió sedimentables:* representen la fracció de sòlids, orgànics i inorgànics, que sedimenten en 1 hora en un con Imhoff. L'abocament d'aigua residual en el medi receptor en presència d'aquests sòlids pot comportar que s'acumulin en el fons del riu o del llac, reduint-se la seva capacitat de filtració. Alhora es pot produir la descomposició de la fracció orgànica del sòlid, que consumeix l'oxigen del medi i redueix, per tant, la qualitat del medi aquàtic.

*Sòlids en suspensió no sedimentables:* representen la diferència entre els sòlids en suspensió totals i els sòlids en suspensió sedimentables. L'arribada d'aquests sòlids al medi receptor provoca torbesa a l'aigua i redueix el pas de llum i, per tant, els processos de fotosíntesi.

*Sòlids inorgànics dissolts:* corresponen a la fracció de sòlids que es mantenen en la solució després d'un procés de filtració. Els sòlids inorgànics majoritàriament representen les sals dissoltes que es troben a l'aigua residual i són les responsables de la salinitat de l'aigua. En cas de voler reutilitzar l'aigua residual un cop tractada, pot ser necessari eliminar aquestes sals.

*Matèria orgànica biodegradable:* representa la fracció orgànica que es pot oxidar biològicament i es quantifica a partir de la demanda bioquímica d'oxigen (**DBO**). En el cas d'aigües residuals urbanes, generalment està composta per proteïnes, hidrats de carboni i greixos animals. L'impacte que produeix en el medi aquàtic és un consum complet o parcial de l'oxigen dissolt en l'aigua degut a la seva degradació, reduint la qualitat de l'aigua per a la vida aquàtica.

*Matèria orgànica refractària:* correspon a la fracció de matèria orgànica no biodegradable persistent a l'aigua. El seu impacte depèn del tipus de compostos que conté, podent arribar a ser tòxics per a la vida aquàtica. Alguns exemples serien els pesticides, els herbicides, els productes de neteja i els medicaments.

*Nitrogen:* es pot trobar en l'aigua formant part de compostos orgànics (**nitrogen orgànic**), com a **nitrogen amoniacal** lliure (com ió amoni o amoníac depenent del pH), majoritàriament procedent de la hidròlisi dels compostos orgànics, i com a **nitrit i nitrat** (nul en aigües residuals urbanes). El nitrogen, juntament amb el fòsfor i el carboni, és un nutrient essencial per al creixement. El seu abocament directe al medi receptor pot provocar dos efectes. D'una banda, el nitrogen amoniacal es pot oxidar a nitrit o nitrat utilitzant l'oxigen dissolt de l'aigua, i disminuir la qualitat de l'aigua. D'altra banda, si el medi presenta una baixa oxigenació, aquests òxids de nitrogen poden provocar el creixement d'algues i, consegüentment, es pot arribar a produir males olors a causa de la descomposició d'aquesta biomassa i arribar fins i tot a l'eutrofització del medi.

**Fòsfor:** es pot trobar formant part dels compostos orgànics (fòsfor orgànic) i com a polifosfat i ortofosfat (fòsfor inorgànic); aquesta última espècie és directament assimilada pel metabolisme biològic. Quan s'aboca al medi aquàtic es pot donar el creixement d'aigües i produir-se els mateixos problemes que provoca la presència de nitrats.

**Metalls pesants:** poden resultar tòxics a certes concentracions i per això s'han d'eliminar, sobretot si s'ha de reutilitzar l'aigua residual.

**Patògens:** les aigües residuals contenen patògens que poden transmetre malalties contagioses. Cal un sistema de desinfecció completa de l'aigua un cop tractada si aquesta s'ha de reutilitzar.

### 3.2. TRACTAMENT DE LES AIGÜES RESIDUALS URBANES

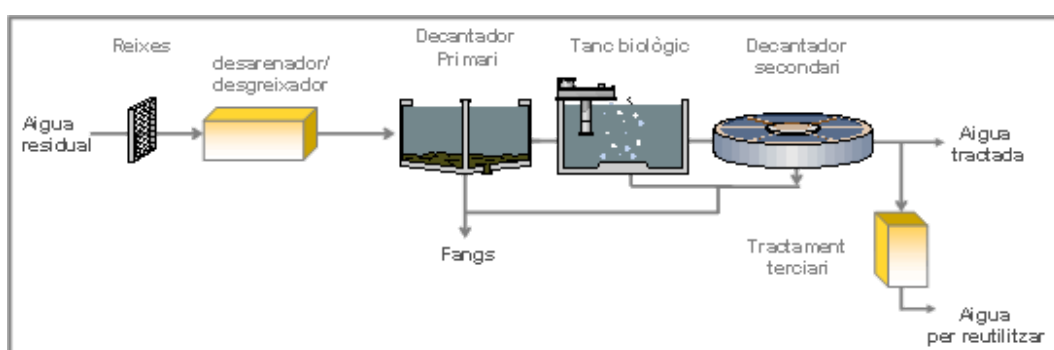
La depuració de les aigües residuals és, doncs, un punt clau per al manteniment dels ecosistemes aquàtics, així com també una assegurança de la qualitat de l'aigua per a pròximes generacions. Per tal que aquest tractament de les aigües eviti els efectes adversos en el medi ambient de les ja esmentades descàrregues de contaminants, la Directiva europea d'aigües urbanes 91/271/CEE dóna les pautes que s'han de seguir per tractar correctament les aigües residuals i abocar-les amb la mínima pertorbació de l'ecosistema en el qual s'engloben. Les concentracions màximes permeses dels principals contaminants en abocaments a la llera pública es resumeixen en la Taula 3.2.

**Taula 3.2.** Requeriments per a descàrregues d'aigües residuals urbanes segons la Directiva europea 91/271/CEE

Paràmetre	Concentració	Percentatge mínim de reducció
Demanda bioquímica d'oxigen (DBO <sub>5</sub> )	25 mg O <sub>2</sub> ·L <sup>-1</sup>	70-90 %
Demanda química d'oxigen (DQO)	125 mg O <sub>2</sub> ·L <sup>-1</sup>	75 %
Sòlids en suspensió	35 mg SS·L <sup>-1</sup>	90 %
Nitrogen total	15 mg N·L <sup>-1</sup> 10 mg N·L <sup>-1</sup> (> 100.000 h. eq.)	70-80 %
Fòsfor total	2 mg P·L <sup>-1</sup> 1 mg P·L <sup>-1</sup> (> 100.000 h. eq.)	80 %

El tractament de les aigües residuals es produeix gràcies a la combinació de processos físics, químics i/o biològics en les estacions depuradores. El disseny de cadascuna d'aquestes operacions depèn del tipus d'aigua que s'ha de tractar, de les seves característiques, del volum que s'ha de tractar i de la qualitat de l'efluent que es vol. Les plantes de tractament d'aigües residuals urbanes en general presenten una mateixa seqüència d'operacions (Figura 3.1).

La primera etapa, anomenada *pretractament*, fa un primer desbast groller dels sòlids més grossos arrossegats per l'aigua residual que arriba del col·lector. La finalitat d'aquest tractament és evitar possibles obturacions posteriors, així com eliminar l'efecte abrasiu d'aquests materials sobre mecanismes com les bombes i vàlvules que es troben al llarg del procés. Aquesta operació física se sol efectuar mitjançant una seqüència de [reixes](#), amb diferent obertura i automatisme. L'addició d'un [dessorrador-desgreixador](#) a continuació permet separar les sorres més fines i els greixos o olis presents, aprofitant la major velocitat de sedimentació de les primeres i la flotació dels segons, fet que s'afavoreix amb l'aportació d'un cabal controlat d'aire i el característic disseny del dessorrador.



**Figura 3.1.** Esquema general del tractament d'aigües residuals urbanes

En l'etapa següent, anomenada *tractament primari*, l'aigua es deixa reposar unes hores en un tanc de [sedimentació primari](#) perquè decanti la matèria orgànica sedimentable, així com la resta de sorres o partícules inorgàniques que no han quedat retingudes en el pretractament. Els sòlids sedimentats són enviats cap a una línia de tractament específic, la línia de fangs. Quan la càrrega és força elevada o el temps de retenció és insuficient, es pot complementar la decantació natural de la matèria en suspensió amb l'addició de coagulants químics que n'afavoreixin la floculació. Aquest tractament químic és gairebé obligat quan l'aigua conté metalls o algun tòxic que pugui malmetre el funcionament de la posterior etapa biològica.

Seguidament l'aigua arriba ja a l'etapa més important del procés, tradicionalment anomenada *tractament secundari*. El fonament d'aquesta etapa no és altre que accelerar el procés biològic que es donaria en la natura, és a dir, [eliminar la matèria orgànica](#) mitjançant una població multiespecífica de microorganismes. Aquesta reacció es produeix en uns bioreactors fortament airejats en cas que el procés sigui aerobi. El procés més habitual és el [sistema de fangs actius](#), amb diferents configuracions possibles. Tot i que [l'eliminació de nutrients](#) (nitrogen i fòsfor) es considera un *tractament terciari*, físicament sol produir-se en aquesta etapa.

Connectat al bioreactor trobem el sedimentador secundari. L'objectiu és assolir una bona separació entre l'aigua tractada i la biomassa present. El sobrenedant, ben clarificat, sol ser abocat directament cap al llit receptor, on segueix el seu cicle natural, tot i que pot rebre un nou tractament més avançat (tractament terciari), com la cloració, la filtració amb llits de sorra, l'adsorció en carbó actiu o l'osmosi inversa, per disminuir els nivells dels contaminants encara presents a l'aigua.

Paral·lelament, les dues fases de decantació generen una elevada quantitat de sòlids, anomenats fangs o llots, que necessiten un tractament específic per reduir-ne el volum, el pes i les característiques. Aquesta nova seqüència de processos s'engloba en una nova línia de tractament, la [línia de fangs](#), que sol constar d'un essessiment, una estabilització i una deshidratació final.

En el cas d'aigües residuals industrials, les operacions unitàries utilitzades en el sistema de tractament poden variar molt depenent de la composició de l'aigua residual. En la Taula 3.3 es presenta un resum de les operacions unitàries utilitzades segons el tipus de contaminant que s'ha d'eliminar de l'aigua residual.

**Taula 3.3.** Operacions unitàries utilitzades en el tractament d'aigües residuals

<i>Contaminant</i>	Operació unitària o sistema de tractament
Sòlids en suspensió	Sedimentació Flotació Coagulació-floculació i sedimentació Filtració
Matèria orgànica biodegradable	Tractament biològic Sistemes fisicoquímics
Patògens	Oxidació química per: <i>cloració</i> <i>hipocloració</i> <i>ozonització</i>
Nitrogen	Eliminació biològica per nitrificació i desnitrificació Eliminació de l'amoníac per extracció de volàtils ( <i>stripping</i> ) Intercanvi iònic
Fòsfor	Precipitació química amb: <i>clorur fèrric</i> <i>sulfat d'alumini</i> <i>calç</i> Eliminació biològica
Matèria orgànica refractària	Adsorció en carbó actiu Oxidació química
Metalls pesants	Precipitació química Intercanvi iònic
Anions inorgànics	Intercanvi iònic Osmosi inversa Electrodiàlisi

### 3.3. TRACTAMENTS FISICOQUÍMICS

#### 3.3.1. Reixes

##### 3.3.1.1. Descripció del procés

La primera operació unitària que trobem en una estació depuradora d'aigües residuals urbanes correspon a la successió de barres i reixes amb diferent pas de llum. L'objectiu és eliminar la major quantitat de residus sòlids voluminosos i part dels sòlids inorgànics que arriben pel col·lector i evitar així l'embussament de l'equipament i les unitats posteriors.

### 3.3.1.2. Tipus de reixes i disseny

La manera més habitual de classificar els tipus de reixes és a partir del pas de llum o separació entre les barres.

#### *Barres (trash racks)*

Amb un pas de llum d'entre 38 i 150 mm (Figura 3.2), solen estar situades a la capçalera de la planta, evitant que entrin a les instal·lacions els sòlids més voluminosos i les escombraries que habitualment arriben pel col·lector arrossegades per la pluja i les tempestes (ampolles, branques, animals morts, roba, etc.). Solen ser estàtiques i de neteja manual.



**Figura 3.2.** Imatge de les barres

#### *Reixes de grollers (coarse screens)*

Amb un pas de llum d'entre 6 i 38 mm (Figura 3.3), separen els sòlids més petits que arriben pel col·lector i que no han estat retinguts a les barres (pinyols, taps, pedres, etc.).



**Figura 3.3.** Imatge de reixes de grollers

Les més habituals són les de neteja automàtica, amb una inclinació de les barres d'entre 0 i 30 graus respecte a la vertical, i una velocitat d'aproximació de l'aigua de 0,6 - 1,2 m/s, però també n'hi ha de neteja manual (pas de llum lleugerament superior, entre 30 i 50 mm, velocitat d'aproximació de l'aigua de 0,3 - 0,6 m/s i una inclinació de 30-45 graus respecte a la vertical per facilitar la neteja). Aquestes últimes són les que s'instal·len en els canals de derivació per on circula l'aigua residual en cas d'avaría elèctrica o xoc hidràulic.

El paràmetre més important pel que fa a l'operació de les reixes és la pèrdua de càrrega que experimenta l'aigua en creuar-les. Aquesta pèrdua de càrrega és funció de les velocitats d'aproximació i de circulació a través del pas de llum. Hi ha diferents correlacions per estimar aquesta pèrdua de càrrega, però es pot fer un bon càlcul per a reixes de grollers netes mitjançant l'equació 3.1:

$$h_L = \frac{1}{0,7} \left( \frac{V^2 - v^2}{2g} \right) \quad (3.1)$$

on  $h_L$  és la pèrdua de càrrega en metres, 0,7 és un coeficient empíric de descàrrega degut a la turbulència,  $V$  és la velocitat de circulació a través de les reixes (en m/s),  $v$  és la velocitat de l'aigua residual al canal

d'aproximació (m/s) i  $g$  és l'acceleració deguda a la gravetat ( $m/s^2$ ). Cal tenir en compte que a mesura que s'embrutin les reixes el pas de llum serà inferior, la velocitat de l'aigua en creuar-les major i, per tant, la pèrdua de càrrega també augmentarà.

### Reixes de fins (fine screens)

Amb un pas de llum habitual d'entre 1,6 i 6 mm (Figura 3.4), les reixes de fins separen els sòlids més petits que han traspasat les reixes anteriors i que encara podrien embussar o malmetre l'equipament posterior pel seu poder abrasiu (sorra, preservatius, burilles de tabac, fulles, etc.). Sempre són de neteja automàtica, malgrat que presenten diferents mecanismes en funció de si les reixes són estàtiques, i periòdicament s'activa una rasclera que arrossega els sòlids retinguts cap a una cinta mòbil, o quan tot el bloc de reixes circula contínuament amb unes escaletes que transporten els sòlids retinguts.



**Figura 3.4.** Imatge de reixes de fins

També hi ha alguns tipus alternatius de reixes amb mecanismes més sofisticats per retenir els sòlids fins que arriben a l'estació depuradora, com ara els tambors rotatoris (de malla o de reixes, i de mida per a grollers 0,25 - 0,5 mm, mitjans 0,025 - 0,25 mm o fins a 6-35  $\mu$ ) o els tamisos parabòlics, ambdós de neteja automàtica i en continu (Figura 3.5).



**Figura 3.5.** Imatges de reixes de fins de tipus tamisos parabòlics

Per estimar la pèrdua de càrrega de les reixes de fins netes es pot aplicar l'equació 3.2:

$$h_L = \frac{1}{C(2g)} \left( \frac{Q}{A} \right)^2 \quad (3.2)$$

on  $h_L$  és la pèrdua de càrrega en metres,  $C$  és el coeficient de descàrrega de la reixa (depèn de factors de disseny i cal determinar-lo experimentalment),  $g$  és l'acceleració deguda a la gravetat ( $m/s^2$ ),  $Q$  és el cabal que creua les reixes (en  $m^3/s$ ) i  $A$  és l'àrea efectiva de pas de la reixa submergida.

### 3.3.2. Dessorrador-desgreixador

#### 3.3.2.1. Descripció del procés

Un cop eliminats, mitjançant el sistema de barres i reixes, els objectes sòlids que poden interferir en el funcionament de la instal·lació, el pretractament de les aigües residuals continua amb els processos de reducció de sorres i greixos. Tot i que aquests processos es podrien dur a terme de manera individual, a les EDAR es duen a terme de manera integrada en els equips anomenats dessorradors-desgreixadors.



La separació de les sorres (enteses com a partícules esfèriques amb un radi entre 0,05 i 3 mm) es fa per evitar que s'incorporin en els tractaments posteriors, ja que pel seu diàmetre i la seva consistència provoquen problemes (abrasions, desgastos...) en els elements mecànics, i per la seva densitat poden provocar alteracions en els processos de sedimentació posterior. A més, com que són un element inert, la seva presència disminueix el volum útil de les unitats de tractament.

Pel que fa als greixos, presenten tres problemes. En primer lloc, la seva insolubilitat en el medi aquós i la seva situació en la interfície aire-aigua fan que s'estableixi una pel·lícula que dificulta els processos de transferència d'oxigen al reactor biològic. Així, la presència de greixos implicaria una eficàcia més baixa del procés d'aportació d'oxigen, amb la conseqüència de la necessitat de sobredimensionar els equips d'aeració o l'aparició de problemes de manca d'oxigen. En segon lloc, la seva presència, i sobretot la seva acumulació en determinades zones, pot provocar obturacions o limitacions de pas, i incrementar els requeriments de manteniment en el sistema de reacció. Finalment, els greixos alteren les estructures dels flocs, en modifiquen la densitat i provoquen problemes de sedimentació.

### 3.3.2.2. Principis de separació

Tant les sorres com els greixos se separen per la diferència de densitat relativa que presenten respecte al corrent aquós. En el cas de les sorres, la seva densitat relativa és superior a la de l'aigua (un valor de referència podria situar-se al voltant de 2,65), mentre que en els greixos és inferior a la de l'aigua i s'estableix una pel·lícula en la seva superfície.

El disseny del dessorrador ha de ser tal que les partícules més lleugeres arribin al fons del canal abans que l'aigua arribi a la sortida. Així doncs, per dissenyar-lo cal conèixer la velocitat de sedimentació de les partícules, descrita en l'apartat [3.3.4.3.1. Sedimentació de partícules discretes \(I\)](#).

Aquesta velocitat es pot determinar de manera teòrica utilitzant les expressions de Newton i de Stokes aplicables a la sedimentació de partícules discretes (les partícules sedimenten lliurement sense establir interaccions amb les altres partícules que sedimenten). Aquest tipus d'expressions permet obtenir valors aproximats de la velocitat de sedimentació, però la complexitat de la situació (hi ha partícules de diferents mides, la viscositat i la densitat de l'aigua residual poden presentar variacions, etc.) fa que habitualment es recorri a determinacions experimentals i a correlacions per obtenir els valors d'aquesta velocitat de sedimentació, que en funció del diàmetre de la partícula es pot situar entre 3 i 20 cm/s.

Per al disseny es fixa una velocitat de sedimentació anomenada velocitat de sedimentació crítica ( $u_c$ ), de manera que totes les partícules amb velocitats de sedimentació superiors són eliminades en el dessorrador. Amb aquesta velocitat de sedimentació crítica es dimensiona el dessorrador. Si es té en compte que la partícula amb velocitat  $u_c$  (condició crítica) ha de recórrer tota la fondària del canal ( $h$ ) amb un temps igual al temps de residència hidràulica de l'aigua (TRH), llavors la velocitat crítica es pot expressar segons l'equació 3.3:

$$u_c = h / \text{TRH} \quad (3.3)$$

Tenint en compte que el TRH és la relació entre el volum del dessorrador ( $V = A \cdot h$ ) i el cabal d'aigua ( $Q$ ) que tracta, llavors l'equació anterior es pot expressar segons l'equació 3.4, que permet determinar la secció que ha de tenir el dessorrador:

$$A = Q / u_c \quad (3.4)$$

En el cas dels greixos, el temps ha de ser suficient perquè aquests arribin a la superfície. Per accelerar el procés, habitualment s'insufla aire al sistema, el qual s'adhereix als nuclis de greix, cosa que en disminueix la densitat i facilita el procés de separació (s'estima que la seva velocitat ascensional pot estar entre 3 i 4 mm/s).

Aquest aire insuflat també permet netejar els grans de sorra de matèria orgànica que puguin portar adherida i que podria provocar problemes de males olor per putrefacció en els dipòsits de recollida de sorres. No s'ha d'oblidar que l'objectiu del procés en aquesta etapa és separar les sorres i els greixos, però evitant al màxim la separació de la matèria orgànica, que s'eliminarà en tractaments posteriors.

### 3.3.2.3. Instal·lacions

Tot i que les dues operacions esmentades es podrien dur a terme en diferents equips, cosa que permetria optimitzar les condicions de treball per a cada tipus de separació, la pràctica habitual és tenir equips integrats (Figura 3.6), ja que es considera que no compensa la necessitat de dues instal·lacions, amb dos tancs. D'aquesta manera les sorres es dipositen al fons del tanc, mentre que els greixos queden a la superfície. A més, el fet que el procés sigui airejat millora les dues separacions simultànies.

Per definir l'equip, en primer lloc cal determinar el volum necessari i la velocitat de pas de l'aigua. Tot i que es poden determinar teòricament els valors de disseny, tal com s'ha explicat en l'apartat anterior, l'existència de factors (difícils de quantificar) com la distribució de mides de les partícules, la variabilitat de les concentracions i de les característiques de les aigües residuals, etc. fa que es recorri a valors de disseny generalistes. El temps de residència de l'aigua ha de ser superior als 10 minuts a cabal punta, i 15 minuts a cabal mitjà.



**Figura 3.6.** Instal·lació d'un dessorrador-desgreixador

Pel que fa a les relacions de llargada, amplada i fondària, es recomanen relacions d'amplada i fondària entre 1/1 i 5/1, i de llargada i amplada entre 2/1 i 5/1. En conjunt, la velocitat de l'aigua hauria de ser entre 0,15 i 0,4 m/s.

També cal definir el cabal d'aire que s'ha d'aportar, que es pot situar entre 3,5 i 12 L / s · m de longitud del canal, cosa que permet calcular la potència dels compressors corresponents, un cop conegut el disseny del sistema.

L'aigua es distribueix a l'entrada i a mesura que va avançant les partícules de sorra es van dipositant cap al fons, mentre que els greixos són arrossegats cap a la superfície per la seva pròpia densitat i l'aire insuflat. Les sorres són recollides del fons normalment mitjançant un sistema d'aspiració que les pot anar recollint a mesura que es desplaça pel canal o en un punt fix, acumulant les sorres amb un sistema de "pentinat". Pel que fa als greixos, aquests són acumulats en un extrem del canal mitjançant un dispositiu mecànic i posteriorment són desplaçats cap a un sistema de recollida. L'aigua, un cop reduïda la seva concentració en aquests components, passa a altres operacions fisicoquímiques per acabar d'eliminar els sòlids abans del tractament biològic, o directament en el secundari, en funció de la configuració de la instal·lació.

Les sorres recollides (amb una quantitat aproximada de 0,1 a 0,15 kg/m<sup>3</sup>) i els greixos (en una quantitat que es pot situar al voltant dels 30 g/m<sup>3</sup>) són posteriorment processats per empreses de tractament de residus autoritzades.

### 3.3.3. Flotació

#### 3.3.3.1. Descripció del procés

La flotació és una operació unitària (física) per separar sòlids en suspensió de baixa densitat o partícules líquides d'una fase líquida. Aquest procés s'utilitza molt en el tractament d'aigües residuals i per eliminar sòlids en suspensió o partícules líquides amb una densitat propera a la de l'aigua com ara greixos i olis. Per determinat tipus de partícules i amb la introducció de bombolles de gas (generalment aire) molt fines a la fase líquida (a vegades també afegint reactius químics adequats) es pot aconseguir que la densitat aparent del conjunt resultat (una espuma) sigui menor que la del líquid. Les bombolles d'aire s'enganxen a la matèria particulada fent que, degut a l'acció selectiva de les forces ascendents de flotació, el conjunt partícula-bombolla pugi a la superfície del líquid i floti, des d'on es recull amb uns rascadors. La capa de fangs a la superfície pot arribar, en alguns casos, a varies desenes de centímetres i pot ser extremadament estable (com és el cas de l'espessiment de fangs actius). En altres casos (flotació de floculs de precipitació química o d'olis), la capa de fangs flotant és més fina i fràgil.

Així el principi de separació de la flotació es deu a una diferència de densitats creada per l'efecte de la densitat i d'un flux d'aire afegit. D'aquesta manera s'aconsegueixen fer pujar partícules de densitat lleugerament superior a la densitat de l'aigua (com ara els floculs dels fangs purgats del procés biològic de tractament d'aigües residuals) o partícules de densitat lleugerament inferior a la de l'aigua (per exemple olis i greixos).

## Aparells utilitzats

Podem distingir entre flotació per aire dissolt (DAF, de l'anglès *dissolved air flotation*) i flotació per aire segons si l'aire s'injecta a l'aigua residual pressuritzada o tan sols per aeració a pressió atmosfèrica, generalment mitjançant difusors. El procés DAF és el més utilitzat degut a la seva efectivitat per eliminar un ampli rang de sòlids. Pel que fa la tecnologia en general els flotadors poden ser circulars o rectangulars. Les Figures 3.7 i 3.8 mostren un esquema d'un sistema de flotació per aire dissolt típic sense recirculació i amb recirculació, respectivament.

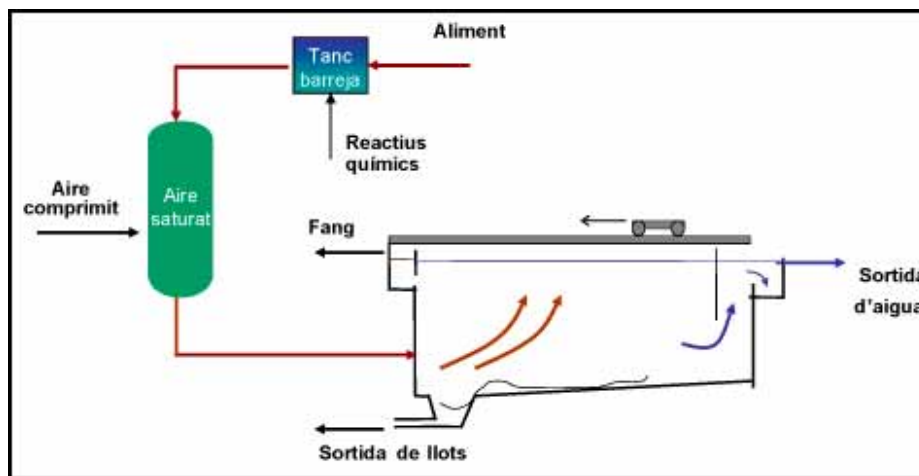


Figura 3.7. Sistemes de flotació sense recirculació

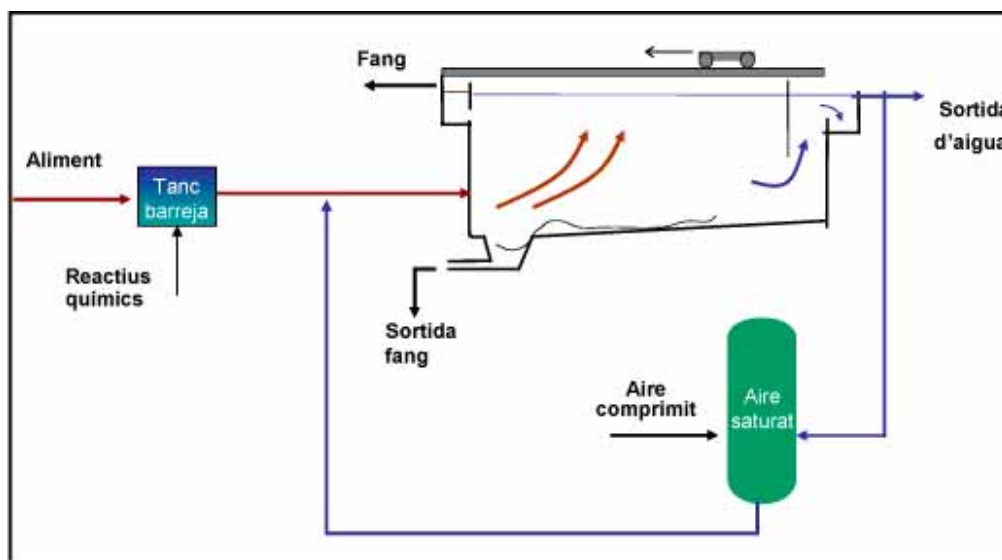


Figura 3.8. Sistemes de flotació amb recirculació

Els components bàsics en un sistema de flotació són:

- bomba de pressurització,
- sistema per injecció d'aire,
- tanc de retenció o de dissolució de l'aire (per aconseguir un contacte aire-líquid),
- vàlvula reductora de pressió i,
- tanc de flotació.

Els tancs solen estar coberts per prevenir que la pluja o el vent trenquin la capa de sòlids formada, per evitar olors i gelades en països freds.

## Funcionament d'un sistema de flotació

La fase líquida es sotmet a un procés de pressurització per arribar a una pressió de funcionament que es troba entre 2.5 i 5 atm, en presència de l'aire suficient per aconseguir la saturació de l'aigua. Per aconseguir una bona dissolució de l'aire en l'aigua, la fase líquida es manté durant un cert temps (minuts) sota aquesta pressió de diverses atmosferes. Aquest líquid saturat d'aire es sotmet llavors a un procés de despressurització i es fa arribar fins a la pressió atmosfèrica a través d'una vàlvula reductora de pressió. Quan arriba aquesta situació, i degut a aquesta despressurització, l'aire deixa d'estar en dissolució i s'allibera en forma de fines bombolles (de 10 a 100 micres) que es desprenen de la solució per tot el volum del tanc de flotació.

Aquestes microbomboles s'associen a les partícules de sòlids en suspensió, als flocs o a les partícules líquides d'oli o greixos per fenòmens d'adhesió, atrapament, o adsorció fent disminuir artificialment la densitat de les partícules i per tant fent-les flotar cap a la superfície. Els sòlids en suspensió concentrats i formant una capa a la part superior del tanc poden separar-se a través de sistemes mecànics que rasquen la superfície. El líquid pot separar-se normalment per la part superior gràcies a un sistema de *baffles* i part d'ell pot ser retornat al sistema de flotació (Figura 3.8). En les instal·lacions més grans, part de l'efluent (d'un 15-20%) es recircula aconseguint així arribar al 80-95% de saturació d'aire en aquest corrent (comparat amb el 50% de quan no hi ha recirculació). Cal tenir en compte que cal prendre mesures adients per la retirada de sòlids que també puguin sedimentar a l'interior del flotador.

Les bombolles més petites presenten una sèrie d'avantatges com:

- temps de contacte i la possibilitat de col·lisió augmenta a mesura que la velocitat d'ascensió disminueix
- les bombolles grans puguen més ràpidament i augmenten les possibilitats de trencament dels flocs
- s'incorporen més fàcilment dins els flocs
- hi ha més oportunitat de contacte
- les forces d'adhesió sobre les partícules sòlides són més fortes per bombolles més petites

### 3.3.3.2. Disseny

Idealment, quan es planteja un problema de flotació és necessari realitzar assajos previs, a escala de laboratori o a escala de pilot semi-industrial. Aquests pilots han de ser operats amb el mateix tipus d'aigua d'entrada, les bombolles han de ser produïdes amb el mateix equip i la mateixa pressió de treball que en l'equip industrial final. Estudiarem la relació aire/sòlids en funció de la càrrega de sòlids i per una determinada concentració de sòlids de sortida desitjada. També a escala de laboratori serà interessant estudiar la necessitat o no d'addicionar un reactiu químic i, en cas que sí, quin additiu i amb quina dosis.

$$\frac{A}{S} = \frac{\text{Kg/d aire alliberat per despressurització}}{\text{Kg/d sòlids a l'entrada}} \quad (3.5)$$

El disseny d'un procés de flotació inclou determinar la pressió de pressurització a la que s'ha de sotmetre l'aigua i l'àrea del tanc de flotació. Pel disseny, el paràmetre fonamental a trobar és la relació entre l'aire necessari i els sòlids de l'influent (A/S):

és a dir, representa la relació de masses entre l'aire disponible per flotació i els sòlids que hi ha en el corrent d'entrada. Una quantitat insuficient d'aire donarà només una flotació parcial dels sòlids mentre que un excés d'aire no suposaria cap millora.

La quantitat d'aire alliberat (A) del quocient, es pot calcular com:

$$A = \text{Kg/d aire alliberat} = A_1 - A_2 = Q_{\text{líquid}} \cdot S_a' \cdot \varphi_a' - Q_{\text{líquid}} \cdot S_a \cdot \varphi_a \quad (3.6)$$

essent:

- $A_1$  = la quantitat d'aire dissolt en el tanc de retenció o aeració,
- $A_2$  = la quantitat d'aire que ha quedat dissolt en l'efluent,
- $Q_{\text{líquid}}$  = el cabal de líquid a tractar, en  $\text{m}^3/\text{d}$ ,
- $S_a'$  = la solubilitat de l'aire a la pressió de pressurització, en ml aire/L aigua,
- $\varphi_a'$  = la densitat de l'aire a la pressió de pressurització, en gr/ml,
- $S_a$  = la solubilitat de l'aire a 20°C i 1 atm, en ml aire/l aigua i,
- $\varphi_a$  = la densitat de l'aire a 20°C i 1 atm, és a dir 1.3 gr/ml.

Aplicant la Llei d'Henry, podem expressar la quantitat d'aire alliberat en termes de pressió:

$$\frac{S'_a \phi_a'}{P_{pressurit}} = \frac{S_a \phi_a}{P_{atm}} \quad (3.7)$$

on,

$P_{pressurit}$  = la pressió absoluta del sistema de pressurització, en atm i,

$P_{atm}$  = la pressió atmosfèrica.

Substituint l'equació 3.6 en l'equació 3.7, la quantitat d'aire alliberat per dia es pot calcular com:

$$A = Q_{líquid} \cdot S'_a \cdot (\phi_a \cdot P/P_{pressurit}) - Q_{líquid} \cdot S_a \cdot \phi_a \\ = Q_{líquid} \cdot S_a \cdot \phi_a \cdot ((S'_a/S_a) \cdot (P/P_{pressurit}) - 1) \quad (3.8)$$

però, de fet,

$S'_a/S_a$  és la fracció d'aire dissolt a pressió de pressurització  $P_{pressurit}$  i li'n diem f. Aquesta depèn de l'eficiència del sistema de pressurització, típicament pren valors de 0.7 a 0.9.

D'altra banda la quantitat de sòlids a tractar (el valor de S a l'equació 3.5) és:

$$S = Q_{líquid} \cdot X_0$$

on

$X_0$  = la concentració de sòlids em suspensió (em mg SS/L) a l'entrada.

D'aquesta manera, ens queda que la relació A/S en un sistema de flotació sense recirculació val:

$$\frac{A}{S} = \frac{1.3 S'_a \cdot (f \cdot \frac{P}{P_{atm}} - 1)}{X_0} \quad (3.9)$$

I en un sistema on la fase líquida es prèviament recirculada des del tanc de flotació queda:

$$\frac{A}{S} = \frac{1.3 S'_a \cdot (f \cdot \frac{P}{P_{atm}} - 1) \cdot R}{Q_l \cdot X_0} \quad (3.10)$$

essent R el cabal de recirculació i  $Q_l$  el cabal de líquid de sortida.

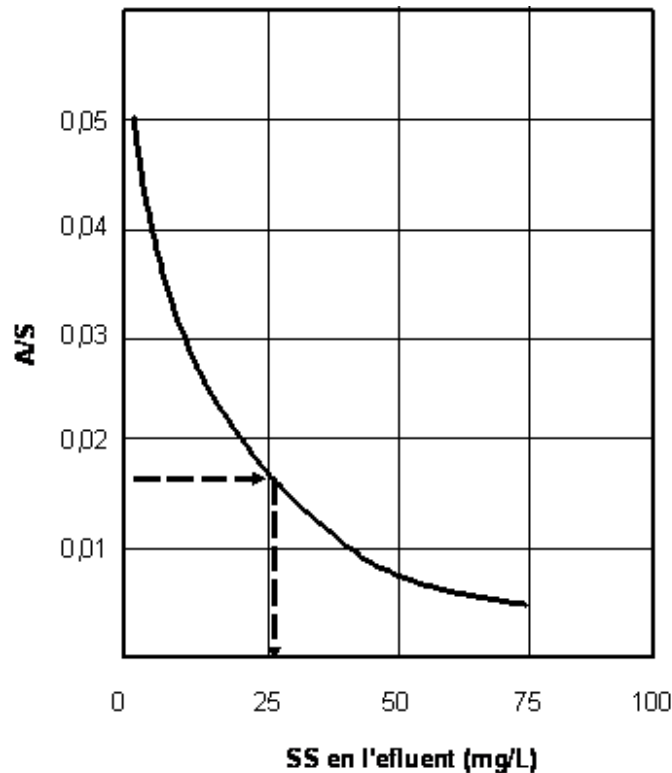
Un cop trobats la pressió de pressurització i el cabal de recirculació, falta determinar l'àrea necessària del flotador segons:

$$\text{Superfície (m}^2\text{)} = \frac{\text{Cabal de líquid a tractar (m}^3\text{/d)}}{\text{Factor de càrrega (m}^3\text{/m}^2\text{·d)}}$$

on el factor de càrrega (estimat com els  $\text{m}^3$  d'aigua residual tractats, calculats com suma de cabal d'entrada més el cabal de recirculació, dividit pels  $\text{m}^2$  de flotador per cada dia d'operació) és, de fet, la càrrega hidràulica del flotador o velocitat de flotació.

El paràmetre A/S s'estima a partir d'estudis de laboratori o planta pilot, els quals permeten obtenir una correlació entre els sòlids en suspensió (en mg/L) i el paràmetre A/S. Una corba típica de correlació per a una

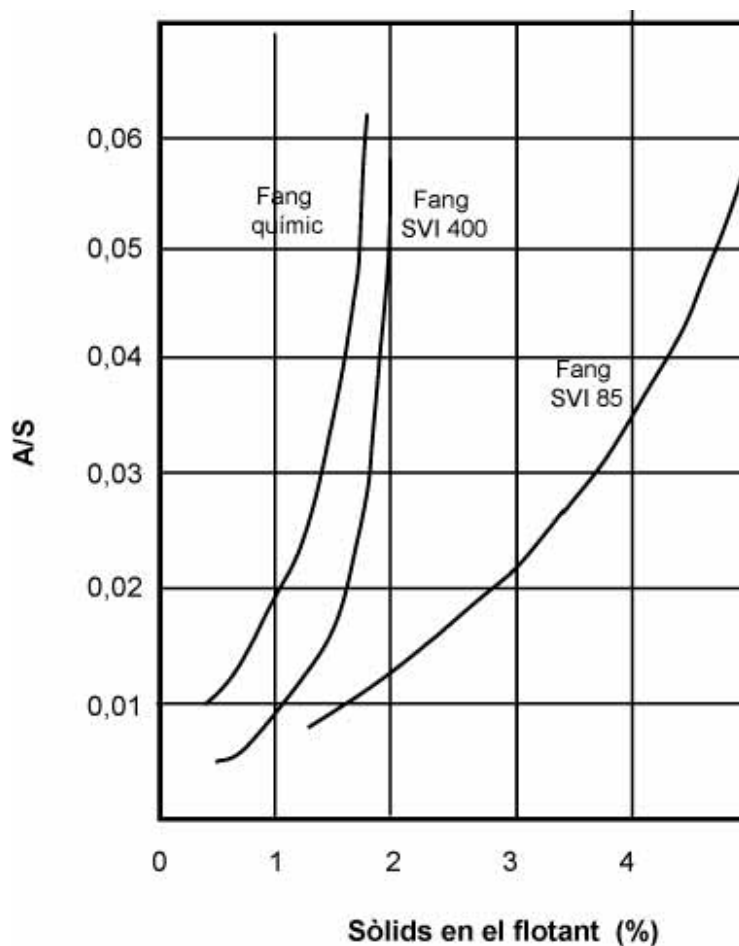
aigua residual té la forma indicada a la Figura 3.9 (evidentment la forma de la corba variarà segons la natura dels sòlids de l'entrada). Per una entrada donada, els Kg/d de sòlids en suspensió (terme S de la relació A/S) són fixes. Si augmentem A, el gràfic de la Figura 3.9 ens mostra que l'efluent tindrà millor qualitat. Així, seleccionem el valor A/S segons la qualitat exigida. S'observa també com un augment de la relació A/S per sobre d'un valor òptim no suposa una reducció substancial dels sòlids a l'efluent. Una selecció adequada de la relació A/S ens permet obtenir un equilibri entre els costos de manteniment i la qualitat desitjada de l'efluent. Els valors típics de la relació A/S en espessiment de fangs actius oscil·len entre 0.02 i 0.06.



**Figura 3.9.** Correlació típica del paràmetre A/S en funció de SS, a l'efluent (Adaptat de Ramalho, 1991)

Per la seva banda, la concentració de sòlids flotants està relacionada amb la relació A/S segons les corbes de la Figura 3.10, on es veu que les característiques de sedimentació del fang (índex volumètric de fang o *sludge volume index*, SVI) també són importants.

Tal com mostra la Figura 3.10, la qualitat del fang té un efecte significatiu en la seva habilitat a espessir per flotació. Per exemple, amb un fang d'un *bulking* filamentós no s'aconseguirà més d'un 2% de concentració de sòlids en el fang flotant mentre que amb un fang ben floculat es pot aconseguir d'un 4 a un 5% de sòlids.



**Figura 3.10.** Influència de la relació aire/sòlids en el contingut de sòlids flotants (Adaptat de Eckenfelder, 1989)

La turbulència addicional en flotadors causada per càrregues hidràuliques superiors a  $5 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$  poden impedir la formació d'una capa de fangs flotant estable. En aquests casos es recomana l'addició d'un agent coagulant per ajudar a la flotació, habitualment clorur fèrric, alumina i polielectròlits catiónics i aniónics.

Els temps de residència al tanc de dissolució d'aire són d'uns segons a uns pocs minuts mentre que el temps de residència al flotador sol ser d'uns 20 a 30 minuts (i velocitats ascensionals de  $0.06$  a  $0.16 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$  per clarificar líquids i una mica més grans si el que volem és espessir fangs).

En la Taula 3.4 resumeix els valors típics de disseny per sistemes de flotació per espessir fangs purgats en sistemes de fangs actius. També en la Taula 3.5 es poden trobar les càrregues de sòlids per les que es dissenyen els sistemes de flotació per aire dissolt. Si es dissenya sense estudis pilot, cal utilitzar les càrregues mínimes de la Taula 3.5.

**Taula 3.4.** Paràmetres de disseny per equips de flotació d'aire dissolt de fang purgat de sistemes de fangs actius (adaptat de Droste, 1997 i Corbitt, 2003)

Paràmetre	Valor típic de disseny
Càrrega de sòlids, $\text{kg}/\text{m}^3\cdot\text{d}$ <i>Sense addició reactius</i> <i>Addicionant reactius</i>	40-120 60-240
Concentració dels sòlids flotants	3-5 %
Eficiència d'eliminació	90-99 %
Pressió	2.5-5 atm
Addició de polielectròlits, $\text{kg}/\text{Tn}$ de sòlids secs	1.5-10
Relació A/S, $\text{kg aire}/\text{kg sòlids}$	0.02-0.06
Cabal de recirculació, % del d'entrada	50-150 %
Càrrega hidràulica, $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ <i>Addicionant reactius</i> <i>Sense addició reactius</i>	25-120 42
Temps de retenció tanc dissolució aire	0.5-3 min.
Temps de retenció per flotació	20-60 min.
Fondària de l'aigua	1-3 m.

### 3.3.3.3. Rendiments

La flotació és especialment efectiva quan s'utilitza per espessir els fangs actius doncs el flocul que es forma és difícil d'espessir per gravetat. També s'utilitza per espessir sòlids digerits aeròbiament, sòlids de les configuracions contacte-estabilització i d'aeració prolongada sense sedimentació primària. Normalment no s'utilitza per fang primari o de filtres percoladors doncs la sedimentació per gravetat és més econòmica per aquests sòlids.

El procés de flotació típicament augmenta la concentració de sòlids del fang actiu des d'un 0.5-1% a un 3-6% de sòlids totals amb càrregues de sòlids amb fangs secundaris entre 2 a 5 Kg/m<sup>2</sup>·h, sense la necessitat d'addició de cap reactiu químic. El rendiment del procés es pot millorar significativament (més o menys un 1% més de sequedat) si s'addicionen reactius floculants del tipus polieletròlit en baixes dosis (1-3 Kg/Tn matèria seca). Un cop espessit, el tractament de fangs requereix d'una estabilització, un condicionament i finalment una deshidratació.

En la Taula 3.5 ofereix marges de rendiments típics del procés de flotació per fangs de depuradora.

**Taula 3.5.** Concentració i rendiments d'equips de flotació per aire dissolt per fangs del tractament d'aigües residuals (adaptada de Droste, 1997, Corbitt, 2003 i Metcalf&Eddy, 2003)

	<b>(entrada)</b>		
<b>Tipus de fang</b>	<b>Conc. sòlids Típica (%)</b>	<b>Càrrega sòlids (Kg/m<sup>2</sup>·h) Sense react. Amb react.</b>	<b>Conc sòlids obtingut (%)</b>
Fang de decantador primari	5-8 %	4-6 fins a 12.5	-
Fang de decan. secundari(biomassa)	0.5-2 %	1.2-4 fins a 10	3-5 %
Fang de purga de biomassa fixada	3-10 %	3-4 fins a 10	3-5 %
Fang primari i secundari conjunt	2.5-4 %	3-6 fins a 10	4-6%
Fang primari i de biomasa fixada conjunt	3-5 %	4-6 fins a 10	4-6%
			<b>Captura de sòlids</b>
Sense reactius químics	-		80-95 %
Amb reactius químics	-		90-98 %

### 3.3.3.4. Costos

Els costos d'inversió són inferiors per les unitats de flotació que per la sedimentació per gravetat. Els costos d'operació són més grans, degut principalment per el cost de compressió de l'aire. Els factors de càrrega permesos per la flotació són aproximadament el doble dels permesos en sedimentació per gravetat, fet que resulta en un cost inferior d'instal·lació. Pel que fa la quantitat de l'efluent, és més gran a les unitats de flotació. El resultat de la flotació pot ser molt millorat per l'addició de coagulants. L'addició dels floculants i d'altres productes (reguladors de pH, etc.) pot ser optimitzada mitjançant sistemes de control desenvolupats especialment per a aquesta tasca.

### 3.3.3.5. Avantatges i inconvenients

La principal avantatge de la flotació sobre la sedimentació és que les partícules molt petites o lleugeres que es dipositen lentament, s'eliminen millor i en menor temps. Quan les partícules estan flotant 150 a la superfície, es recullen mitjançant un rascat superficial.

Punts forts dels sistemes de flotació:

- Temps d'estada curt:
- Espai necessari petit, menor requeriment d'espai que espessiment per gravetat.
- Per una mateixa concentració de sòlids desitjable, menors costos que espessidor per gravetat.
- Poca possibilitat de putrefacció.



- Facilitat de neteja.
- Elevat grau de clarificació.
- Sòlids prou concentrats perquè puguin ser reciclats.

Els punts dèbils d'aquestes instal·lacions són:

- Sensibilitat a les variacions de cabal.
- Consum de reactius.
- Consum d'energia.
- Control de la instal·lació.
- Efectivitat limitada pel contingut de la matèria en suspensió de l'aigua a tractar.

### 3.3.3.6. Exemples d'aplicació

Els sistemes de flotació es poden utilitzar tant per clarificar líquids com per concentrar sòlids. La qualitat de l'efluent líquid del flotador, anomenat *subnedant*, és el factor més important per aplicacions de clarificació, per exemple en refineries per la separació d'hidrocarburs o per clarificar aigües residuals olioses. Pel que fa a les aplicacions de concentració de sòlids, fonamentalment flotació de sòlids de processos biològics (floculs), de mineria i metal·lúrgics, la concentració dels sòlids flotants és el paràmetre clau.

En el tractament d'aigües residuals s'utilitza la flotació per (i) eliminar matèria en suspensió difícil de ser eliminada per gravetat degut a la densitat (olis, greixos, fibres i sòlids de baixa densitat), (ii) per concentrar els floculs dels fangs biològics (en la línia de fangs, en comptes d'un espessidor de fangs per gravetat), i (iii) per espessir fangs floculats químicament resultants dels tractaments de coagulació química.

El procés de flotació té molt d'interès també en la separació de minerals en el processos d'extracció minera, doncs permet separar la mena (mineral d'interès) de la *ganga* (material inert sense interès) i concentrar-lo. Finalment també s'utilitza en l'eliminació de la fibra de cel·lulosa de les aigües residuals de la fabricació del paper.

### 3.3.3.7. Quadre resum del sistema

La Taula 3.6 resumeix les característiques més importants del procés de flotació.

**Taula 3.6.** Taula resum de l'operació unitària de flotació

<b>Flotació</b>	
<b>Tipus de tractament</b>	Separació per gravetat i diferència de densitat de partícules sòlides o líquides d'un líquid.
<b>Tipologies</b>	- Flotació per aire dissolt (DAF) - Flotació per aire
<b>Càrrega hidràulica, m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>·d</b>	25-120
<b>Addicionant reactius</b>	42
<b>Sense addició reactius</b>	
<b>Càrrega de sòlids, kg/m<sup>3</sup>·d</b>	40-120
<b>Sense addició reactius</b>	60-240
<b>Addicionant reactius</b>	
<b>Concentració dels sòlids flotants</b>	3-5 %
<b>Eficiència d'eliminació</b>	90-99 %
<b>Temps de retenció tanc dissolució aire</b>	0.5-3 min.
<b>Temps de retenció per flotació</b>	20-60 min.
<b>Pressió</b>	2.5-5 atm
<b>Addició de polielectrolits, kg/Tn de sòlids secs</b>	1.5-10

Relació A/S, kg aire/kg sòlids	0.02-0.06	
Cabal de recirculació, % del d'entrada	50-150 %	
Cost econòmic	<b>Inversió</b>	Menor que sedimentador
	<b>Manteniment</b>	Major que sedimentador
Necessitats energètiques	Majors que sedimentador	
Generació de	<b>olors</b>	Poden produir-se
	<b>soroll</b>	No
	<b>subproductes</b>	Fangs
Limitacions del sistema	Partícules de densitat elevada i contingut de sòlids en el corrent d'entrada	
Capacitat de desinfecció	No	
Necessitat tractament previ	No	
Avantatges (altres)	Temps d'estada curt, facilitat de neteja, elevat grau de clarificació i sòlids prou concentrats perquè puguin ser reciclats	
Problemes	Sensible a les variacions de cabal, consum de reactius, consum d'energia i, Control de la instal·lació.	

### 3.3.4. Sedimentadors

#### 3.3.4.1. Descripció del procés

La sedimentació és la separació de les partícules sòlides, de densitat superior a l'aigua, emprant la força de la gravetat (Weber, 1972; Metcalf i Eddy, 2003). Segons les característiques de les partícules i de l'aigua, hi pot haver forces electrostàtiques, corrents convectius, turbulència, etc. Aleshores, perquè puguin sedimentar, la força de la gravetat sobre les partícules ha de ser molt més important que els altres efectes que hi interfereixen.

El procés de sedimentació s'utilitza en diferents punts de la planta de tractament d'aigües residuals urbanes amb diferents finalitats:

- **Dessorador:** se separen les partícules de sorra o similars. Les partícules sedimenten sense interaccionar les unes amb les altres, mantenint la seva individualitat. Aquest tipus de sedimentació s'anomena [sedimentació de partícules discretes](#).
- **Decantador primari:** tractament que precedeix el tractament biològic, en el qual s'eliminen els sòlids en suspensió de l'aigua residual. En aquest cas les partícules es van agregant durant la sedimentació variant la seva velocitat de sedimentació. La sedimentació en aquest cas és predominantment [floculant](#).
- **Decantador secundari:** se separen els flocs procedents del tractament biològic en què la concentració de sòlids és elevada. Les partícules formen una espècie de manta que sedimenta com una sola massa. En aquest cas la sedimentació que controla el procés és principalment del tipus [sedimentació destorbada](#).
- **Espessidor:** s'hi espesseix el fang biològic un cop sedimentat en el decantador secundari. És una de les operacions que formen la [línia de fangs](#). Aquest tipus de sedimentació s'anomena [sedimentació amb compressió](#).

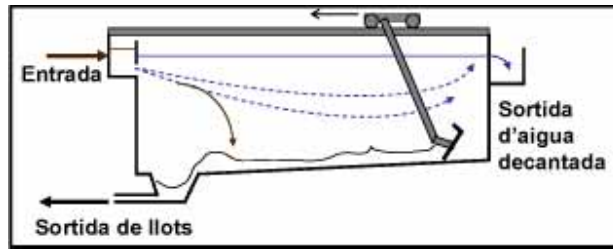
#### 3.3.4.2. Tipus de sedimentadors

Hi ha diferents configuracions per dur a terme la sedimentació dels sòlids.

##### a. Sedimentador rectangular de flux horitzontal

El sedimentador rectangular de flux horitzontal s'aproxima al [disseny ideal](#). En aquest tipus de sedimentador (Figura 3.11) l'aigua entra al tanc i circula amb flux horitzontal, alhora que es produeix la sedimentació de les partícules. L'aigua tractada surt pel cantó oposat a l'entrada d'aliment. Per la geometria del sistema i la lenta velocitat de circulació de l'aigua, el flux hidràulic s'aproxima a un sistema

de flux pistó (idealment no hi ha barreja en sentit longitudinal), cosa que disminueix considerablement els curtcircuits.



**Figura 3.11.** Secció vertical d'un decantador de flux horitzontal

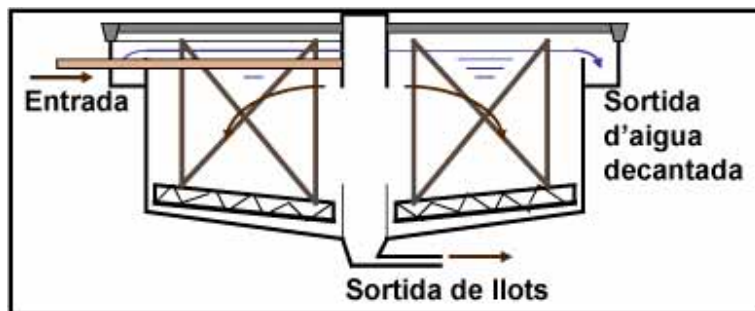
Quan l'aigua que s'ha de tractar prové d'un procés de coagulació/floculació (procés en què s'afegeix coagulant i/o floculant per afavorir la formació de flocs i millorar la sedimentació dels sòlids), és important tenir en compte el disseny de l'entrada de l'aigua al decantador, és a dir, evitar que es produeixin turbulències que podrien trencar el floc format en l'etapa anterior.

Quan els sedimentadors rectangulars es dissenyen en diverses unitats ocupen menys espai i són més econòmics ja que tenen les parets del tanc comunes. Aquests tipus de sedimentadors rectangulars faciliten el cobriment per evitar males olors.

Aquesta configuració és la més utilitzada en els dessorradors.

#### a. Sedimentador circular

El sedimentador circular pot ser alimentat per la part central, tal com es mostra en la Figura a perifèria. Aquest últim ofereix un millor comportament del sistema, però és més car i de construcció més complicada. En qualsevol dels casos, l'entrada de l'aliment es fa per sota de la zona d'aigua clarificada.

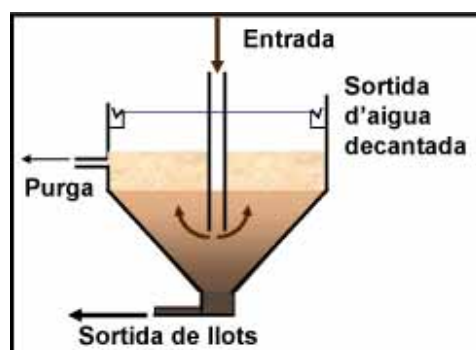


**Figura 3.12.** Secció vertical d'un decantador de flux circular

Aquesta configuració circular presenta menys espais morts i és menys sensible a canvis sobtats de cabal. En general no té problemes per càrrega als sobreexidors. Consumeix més energia però necessita menys manteniment (tots els mecanismes estan per damunt de la línia d'aigua). Aquesta configuració s'utilitza principalment en els decantadors primaris i secundaris.

#### a. Sedimentador vertical

Aquest tipus de sedimentador s'aplica principalment en petites instal·lacions. En la Figura 3.13 es troba un esquema d'aquesta configuració.



**Figura 3.13.** Secció vertical d'un decantador de flux circular

Per a qualsevol dels tipus de sedimentadors anteriors el disseny es basa en els paràmetres següents: càrrega hidràulica, temps de residència, fondària i càrrega en el sobreexidor.

El seu funcionament està afectat per espais morts, remolins que es puguin formar (com poden afectar els corrents per vent) i la potencial estratificació tèrmica en certes condicions climàtiques.

El fons dels decantadors es construeix amb pendents d'1-2 % en els rectangulars i de 4-10 % en els circulars. Els fangs que sedimenten es recullen amb diferents models de rasquetes que escombren el fons cap a un pou de recollida. En el cas de fangs biològics hi ha una opció per succió (que no s'empra en decantadors primaris).

La tracció de gir en les rasquetes dels decantadors circulars pot ser des de la columna central o mitjançant un pont giratori i una tracció perifèrica per carro, que giren molt lentament per evitar la pertorbació de la sedimentació (de 2 a 3 voltes per hora).

La quantitat d'escumes recollida superficialment en aigües residuals (de densitat 0,95 i 25-60 % de contingut en sòlids) està generalment entre 2 i 13 kg / 10<sup>3</sup> m<sup>3</sup>. Després de recollir-les, s'envien a digestió, a incineració o a l'abocador.

### 3.3.4.3. Disseny de sedimentadors

En funció de la concentració de partícules en l'aigua i les interaccions entre elles, es poden distingir quatre tipus de sedimentació: sedimentació de partícules discretes, sedimentació de partícules floculants, sedimentació destorbada i sedimentació en compressió. En els processos reals és freqüent trobar més d'un tipus de sedimentació i que es produeixin al mateix temps.

#### 3.3.4.3.1. Sedimentació de partícules discretes (I)

La sedimentació de partícules discretes es produeix sense interaccions significatives entre partícules en suspensió que es troben a baixa concentració, i per tant poden sedimentar de manera individual. En els tractaments d'aigua se sol observar en el cas de partícules relativament grosses i denses, tal com s'aplica per separar grans de sorra en els dessorradors.

#### Descripció

La descripció teòrica més simple de la interacció fluid-partícula és la que correspon a partícules que sedimenten individualment, sense interaccions amb altres partícules, de manera que es poden aplicar les lleis de Newton i de Stokes en flux laminar.

Sobre una partícula, de massa  $m_p$ , que sedimenta, actua una força  $m_p \cdot g$ ; en direcció contrària la força de flotació del fluid desplaçat,  $m_f g$ , i també una força resistent de fricció,  $F_D$ , deguda a la fricció de la partícula amb les molècules d'aigua (Figura 3.14).

La força resistent de fricció és funció de la velocitat creixent del desplaçament de la partícula, fins que ràpidament s'arriba a un equilibri de forces i a una velocitat gairebé constant de sedimentació de la partícula.

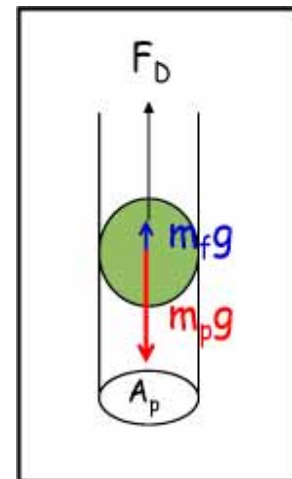


Figura 3.14. Forces que actuen sobre una partícula submergida en un fluid

El balanç de les forces que actuen en el moviment d'una partícula de massa  $m_p$  desplaçant una massa de fluid  $m_f$  per acció de la gravetat (Figura 3.14) es presenta en l'equació següent:

$$m_p \frac{du}{dt} = m_p g - m_f g - F_D = V_p (\rho_p - \rho_f) g - F_D \quad (3.11)$$

on  $V_p$  és el volum de la partícula,  $\rho_p$  la seva massa específica,  $\rho_f$  la massa específica del fluid desplaçat (aigua en el cas que ens interessa) i  $u$  la velocitat de sedimentació de la partícula.

La força resistent de fricció,  $F_D$ , és funció de l'àrea projectada per la partícula,  $A_p$ , la massa específica de l'aigua,  $\rho_f$ , i la velocitat de desplaçament de la partícula,  $u$ , així com d'un coeficient de fricció,  $C_D$ , que depèn

del nombre de Reynolds i que representa una relació entre les forces d'inèrcia i les forces viscoses. Per a una partícula de diàmetre  $d_p$  i viscositat del medi  $\mu$ :

$$F_D = C_D A_p \rho_f \frac{u^2}{2} \quad (3.12)$$

$$C_D = C_D(Re) \quad (3.13)$$

$$Re = \frac{d_p u \rho_f}{\mu} \quad (3.14)$$

La partícula s'accelera fins que  $F_D$  s'equilibra amb les forces de la gravetat i la flotació. Pràcticament la partícula arriba a una velocitat final  $u_f$  de caiguda, que es determina fent  $du/dt = 0$ , per la qual cosa l'equació 3.6 es pot expressar segons:

$$(m_p - m_f)g = V_p (\rho_p - \rho_f)g = F_D \quad (3.15)$$

Substituint, es pot escriure alternativament:

$$V_p (\rho_p - \rho_f)g = C_D A_p \rho_f u_f^2 / 2 = C_D A_p Re u_f \mu / 2 d_p \quad (3.16)$$

La velocitat final de caiguda de la partícula és:

$$u_f = \left( \frac{4(\rho_p - \rho_f)gd_p}{3C_D \rho_f} \right)^{1/2} \quad (3.17)$$

$$\left( V_p = \frac{\pi d_p^3}{6} \quad A_p = \frac{\pi d_p^2}{4} \right)$$

En el cas que la partícula sigui esfèrica, , i sabent que les partícules petites tenen la velocitat final en la regió de flux laminar, en la qual és  $C_D = 24 / Re$ , o el que és el mateix  $F_D = 3\mu\pi\rho_f d_p$ , resulta, per substitució, que la velocitat final de caiguda es pot escriure com:

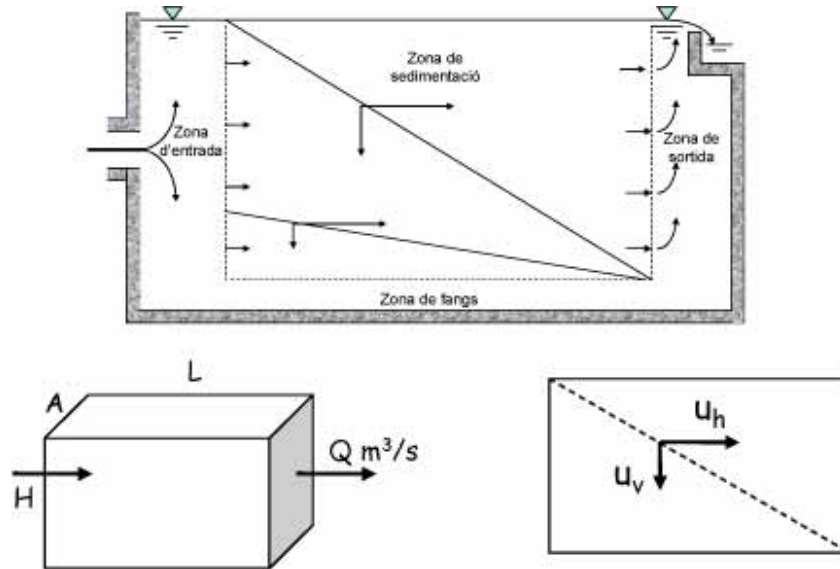
$$u_f = \frac{gd_p^2(\rho_p - \rho_f)}{18\mu} \quad (3.18)$$

Encara que la massa específica de l'aigua és sovint inferior a la de la partícula sòlida, quan aquestes s'aproximen cal tenir en compte les variacions que es produeixen tant en la massa específica com en la viscositat de l'aigua amb la temperatura per explicar possibles anomalies en la sedimentació en plantes depuradores que s'observin entre estiu i hivern.

## Disseny d'un sedimentador ideal

L'estudi de la decantació aplicada se sol iniciar amb l'anàlisi del sedimentador ideal. El sedimentador ideal és un sedimentador paral·lelepèdic de parets rectangulars i flux horitzontal (Figura 3.15), que es considera el model de decantador ideal sempre que el flux sigui suficientment laminar i es tinguin en compte unes zones per a una distribució homogènia del flux, una zona destinada al dipòsit i la recollida dels fangs, i una zona en què el flux ascendent de l'aigua sedimentada no impliqui turbulències que arrossegarien sòlids. Per aquest mateix motiu és necessari limitar la càrrega sobre el sobreexidor de sortida ( $m^3 / m \cdot h$ ).

A la zona pròpiament de sedimentació s'aplica una teoria prou simple per determinar la partícula individual de mida més petita que se separa completament.



**Figura 3.15.** Secció vertical del sedimentador ideal i dimensions de la zona efectiva de sedimentació

L'aigua té a la zona de sedimentació una velocitat horitzontal uniforme  $u_h = \frac{Q}{A \cdot H}$ .

Llavors, el temps que circula l'aigua per travessar el sedimentador ve donada per la següent expressió:

$$t = L / u_h = A \cdot H \cdot L / u_h \cdot A \cdot H = \text{volum} / Q \quad (3.19)$$

La velocitat de caiguda de la partícula en règim laminar és determinada per l'expressió 3.18, on  $u_f = u_v$ . Per tant, el recorregut vertical que pot fer la partícula de diàmetre  $d_p$ , en el temps  $t$ , és  $h_i = t \cdot u_{vi}$ . Per aconseguir una separació del 100 % ha de ser  $h_i \leq H$ . Per això la partícula més petita que se separa al 100 % quan  $h = H$  es determina mitjançant:

$$H = t u_v = \left( \frac{L}{u_h} \right) u_v = \left( \frac{AHL}{Q} \right) u_v = \left( \frac{\text{Volum}}{Q} \right) u_v = \left( \frac{AHL}{Q} \right) \left( \frac{gd_p^2(\rho_p - \rho_f)}{18\mu} \right) \quad (3.20)$$

D'aquestes igualtats es dedueix que  $u_v = Q / AL$  i que la partícula més petita que se separa al 100 % té un diàmetre:

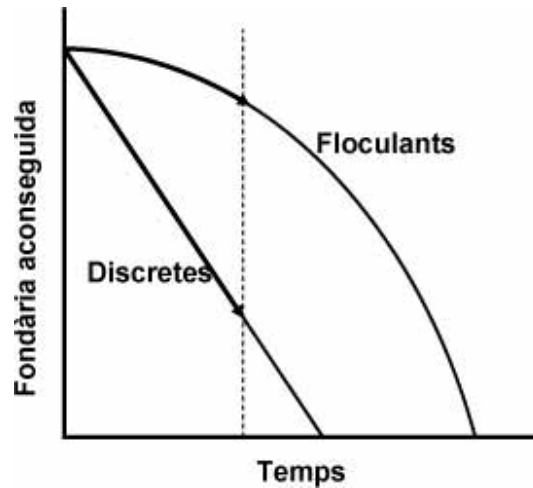
$$d_p = \left[ \frac{Q}{AL} \frac{18\mu}{g(\rho_p - \rho_f)} \right]^{1/2} \quad (3.21)$$

$Q / AL$  és un paràmetre de disseny en decantadors que es designa com la càrrega superficial. La fracció separada d'altres mides de partícula és proporcional a la distància vertical que poden viatjar en proporció a l'alçària total,  $h_i / H$ .

### 3.3.4.3.2. Sedimentació floculant (II)

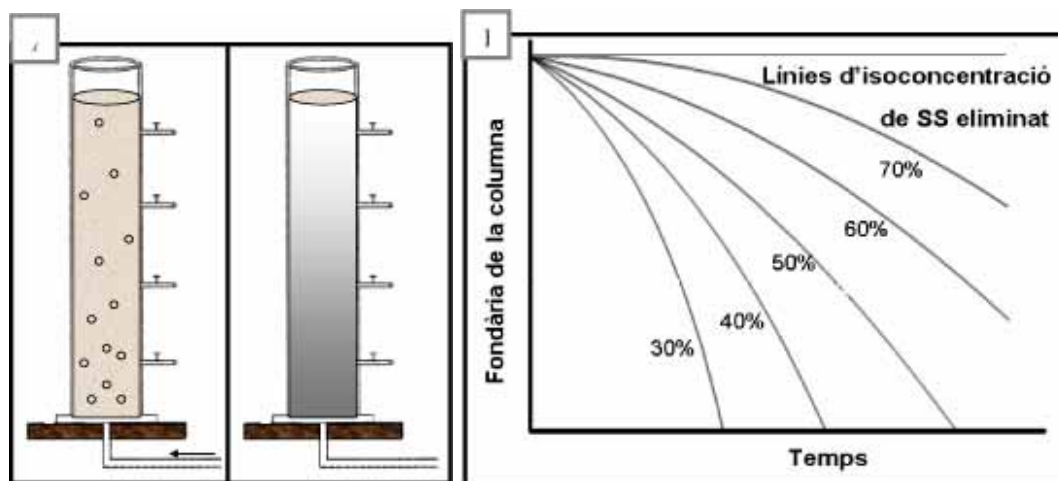
La sedimentació floculant es produeix en suspensions diluïdes en les quals les partícules s'agreguen durant la sedimentació i formen partícules més grosses de massa superior. Es produeix principalment en els decantadors primaris, i parcialment en els secundaris. També quan químicament s'han generat coàguls que floculen després del tractament químic.

Comparat amb el desplaçament de les partícules discretes denses, sense pertorbació, que es produeix a una velocitat final uniforme, les partícules floculants poden sedimentar de manera més lenta al principi, però la velocitat s'accelera a mesura que s'ajunten i adquireixen més massa (Figura 3.16).



**Figura 3.16.** Desplaçament de partícules discretes denses i partícules floculants

Per fer assajos de sedimentació d'una suspensió floculant, després d'homogeneïtzar la columna amb aire comprimit es deixa sedimentar i es prenen mostres a les diferents fondàries, en certs intervals de temps, per determinar la concentració de sòlids (Figura 3.17, A).



**Figura 3.17.** Assaig de sedimentació floculant

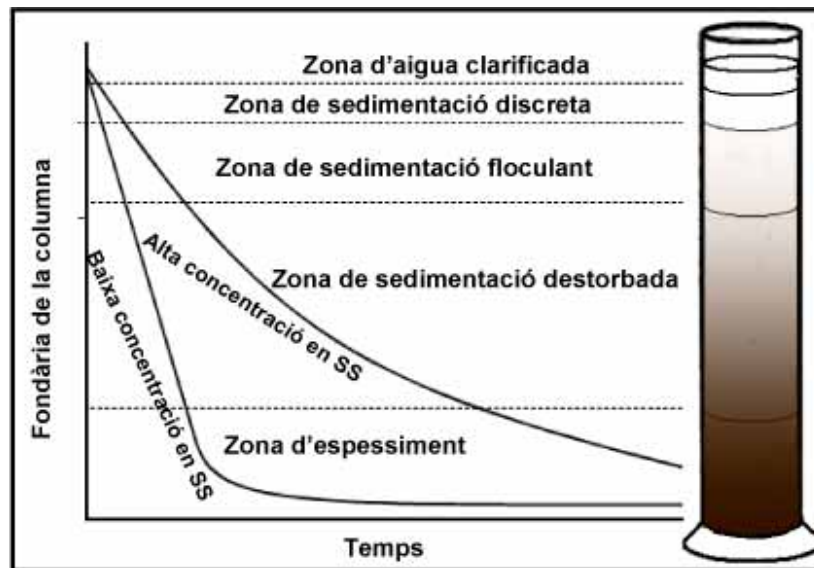
Després s'ajunten amb línies contínues els punts que corresponen a una mateixa concentració de sòlids en suspensió o SS (Figura 3.17, B).

### 3.3.4.3.3. Sedimentació destorbada (III)

La sedimentació destorbada es produeix en suspensions de concentració intermèdia en les quals les forces exercides entre partícules dificulten la sedimentació.

Quan una suspensió prou concentrada, inicialment d'una concentració uniforme, es posa en una proveta i es deixa en repòs, es desenvolupa una interfície sòlid-líquid. Per sota es poden distingir, després d'un cert temps,

zones amb els diferents tipus de sedimentació (Figura 3.18). En el gràfic adjunt es mostren també les diferències en la velocitat de sedimentació en l'assaig en discontinu, quan es tracta de suspensions de més o menys concentració en sòlids en suspensió.

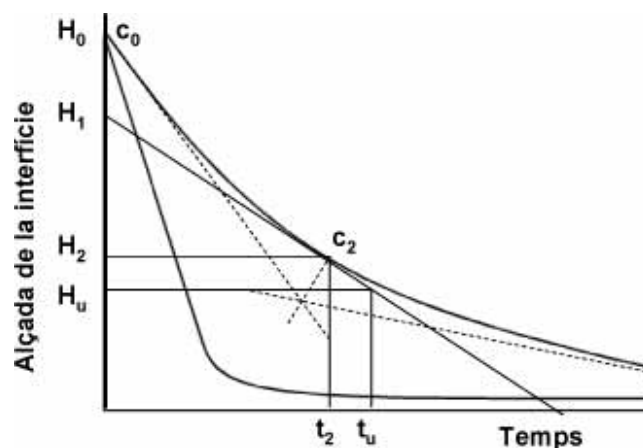


**Figura 3.18.** Corbes de sedimentació destorbada en l'assaig en discontinu

La zona de sedimentació destorbada és la que representa més bé el procés del decantador secundari quan es produeix en continu.

L'àrea del decantador ha de ser suficient tant per facilitar la clarificació en la zona superior com per permetre l'espessiment final al fons, tenint en compte el cabal de retirada dels llots per a una concentració desitjada.

El mètode desenvolupat per Talmadge i Fitch (1955) per calcular l'àrea de la secció horitzontal del decantador es basa en un assaig en proveta en què aquesta s'omple fins a l'altura  $H_0$  amb una suspensió de concentració  $c_0$ . Després es fan lectures de la posició de la superfície lliure (zona clarificada) que es forma en funció del temps. Mentre la sedimentació és essencialment floculant, la baixada de la interfície és relativament ràpida (Figura 3.19), més o menys ràpida en funció de la concentració inicial en SS. Quan per sota de la interfície es passa a una concentració més pròpia de la sedimentació destorbada, al voltant de  $c_2$ , la velocitat de descens es redueix. La velocitat de descens de la interfície encara es fa més lenta quan s'entra a la zona en què predomina l'acció de compressió del llot acumulat.



**Figura 3.19.** Anàlisi gràfica de la corba que descriu el progrés de la interfície

La concentració crítica ( $c_2$ ), assumint que la sedimentació destorbada controla el procés, es determina fent la bisectriu de les tangents a la corba en les zones inicial i final. L'altura de la interfície corresponent és  $H_2$ , que s'ha aconseguit en el temps  $t_2$ .

La tangent a  $c_2$  seria representativa de la velocitat de descens de la interfície a la zona de sedimentació destorbada. Si la concentració desitjada del llot a la sortida del decantador és  $c_u$  i si l'aigua se suposa completament clarificada, lliure de sòlids, ha de ser per conservació de la matèria:

per tant,



$$c_0 H_0 = c_u H_u \quad (3.22)$$

$$H_u = \frac{c_0 H_0}{c_u} \quad (3.23)$$

i en la tangent es determina el temps corresponent,  $t_u$ , necessari per aconseguir la concentració desitjada (Figura 19).

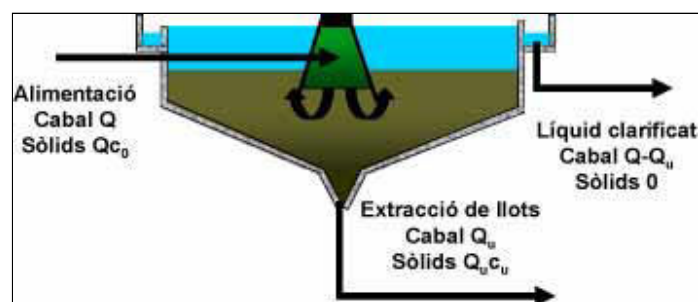
L'àrea requerida en el decantador continu,  $A$ , segons aquest mètode es determina en funció del cabal,  $Q$ , com:

$$A = \frac{Q t_u}{H_0} \quad (3.24)$$

Un mètode alternatiu per dissenyar el sedimentador va ser proposat inicialment per Coe i Clevenger, i millorat per Kinch (1952), i Dick i Ewing (1967). Aquest mètode assumeix que la velocitat pròpiament de sedimentació és solament funció de la concentració de sòlids. El flux màssic de sòlid per l'acció de la gravetat,  $G_u$ , a través d'una secció horitzontal, a un cert nivell del decantador és el producte d'ambdós paràmetres, la concentració de la suspensió que travessa la secció,  $c_i$ , i la velocitat amb què la travessa,  $u_i$ ; és a dir,  $G_u = c_i u_i$ . Cal determinar quin és la secció del decantador en la qual el producte  $c_i u_i$  és limitant i per tant fixa l'àrea mínima requerida. Menys important és la fondària del tanc, que a la pràctica varia entre 2,5 i 5 m segons l'estàndard del constructor, de manera que permeti minimitzar la turbulència indesitjable a l'entrada i la sortida, i emmagatzemar sòlids al fons de la unitat.

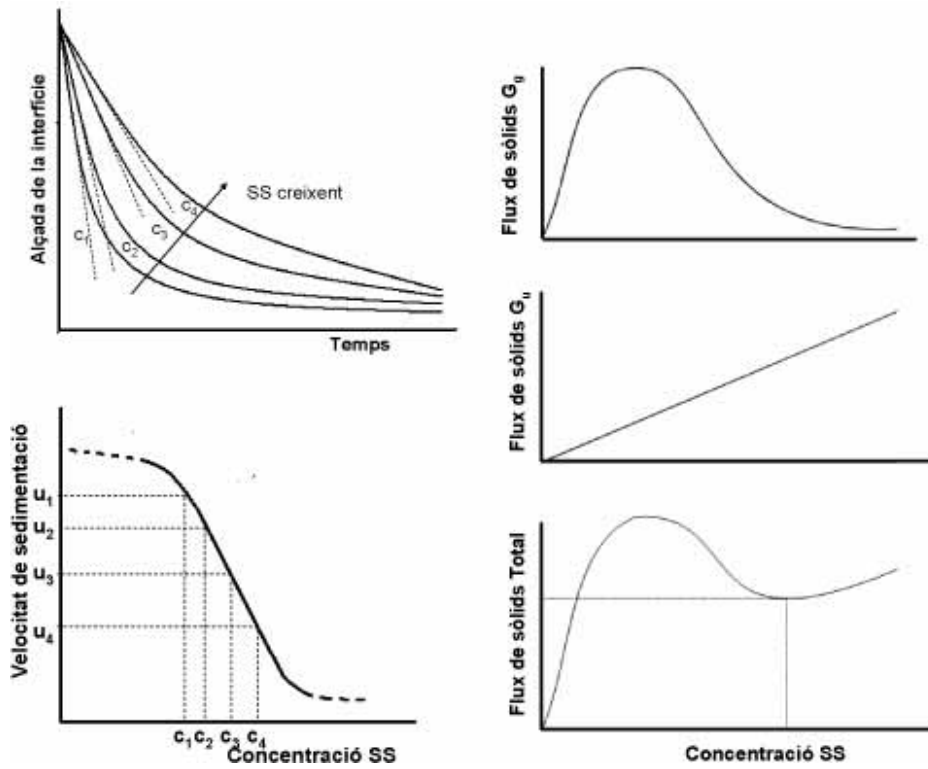
Com que hi ha extracció d'un cabal de llots,  $Q_u$  (Figura 3.20), pel fons del tanc, al flux per gravetat cal afegir-hi el flux a través d'una secció fixa del decantador a causa de l'extracció.  $G_u$  és determinada per:

$$G_u = c_i u_i = c_i \frac{Q_u}{A} \quad (3.25)$$



**Figura 3.20.** Esquema de la sedimentació en continu

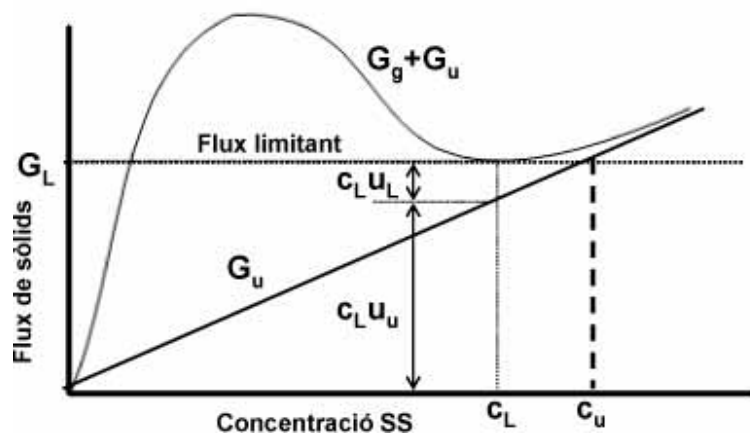
La velocitat inicial de sedimentació per gravetat disminueix a mesura que augmenta la concentració de sòlids (Figura 3.21). Si aquesta concentració augmenta més ràpidament que no pas disminueix la velocitat, augmenta el seu producte i per tant el flux.



**Figura 3.23.** Construcció de gràfics per determinar el flux limitant

Quan s'està en zona de sedimentació disturbada, la velocitat disminueix més ràpidament que no pas augmenta la concentració i el flux esdevé minvant. I quan la concentració és relativament elevada, la velocitat de sedimentació esdevé molt petita i tendeix a zero asimptòticament.

Si al flux per sedimentació hi afegim la velocitat de descens per extracció de llots des del fons, que aporta un flux addicional, el qual per a un cabal fixat d'extracció sempre creix amb la concentració, obtenim la corba de la Figura 3.22.



**Figura 3.22.** Determinació gràfica del flux limitant

L'acció combinada dels dos fluxos presenta un mínim a  $c_L$  que indica que l'increment de flux per extracció és més important que la disminució de flux per increment de la concentració, en una zona que estaria en transició a la fase d'essament.

Dibuixant la tangent a la corba del flux total, es determina el flux limitant,  $G_L$ , corresponent i la concentració límit de sortida. L'àrea corresponent de la secció mínima de decantador es calcula mitjançant l'equació següent:

$$A = \frac{Qc_0}{G_L} \quad (3.26)$$

Si la concentració  $c_L$  és inferior a la concentració requerida d'una sortida de fons amb llots més concentrats,  $c_U$ , caldrà reduir el flux d'extracció i dibuixar en el gràfic una nova recta de  $G_U$  de menys pendent. El flux limitant serà més petit i l'àrea calculada més gran.

En el disseny d'unitats típiques de sedimentació de llots s'apliquen valors de flux o de cabals per unitat de superfície ( $m^3 / m^2 \cdot h$ , equivalent a una velocitat ascensional, en m/h), específics per a l'aplicació. Obtenir dades reals mitjançant assajos de laboratori és més necessari en el cas de sedimentació de llots de tractament especials, com és el cas de moltes plantes de tractament d'aigües industrials que incorporen llots de tractaments químics.

#### 3.3.4.3.4. Sedimentació amb compressió (IV)

La sedimentació amb compressió es produeix en zones d'alta concentració de sòlids en les quals s'ha format una certa estructura que dificulta l'alliberament del líquid; una sedimentació addicional solament es pot produir per compressió de la massa acumulada en la part superior, en tot cas facilitada per una acció tallant d'una lenta agitació que desfai les estructures.

És la mena de sedimentació que es pot presentar en les zones inferiors dels decantadors secundaris i que s'aplica en l'espessiment de llots. La velocitat de concentració en la zona d'espessiment és de tipus exponencial en el temps.

Si la representació del gràfic que representa la velocitat de descens de la interfície en funció de la concentració de sòlids es fa mostrant el logaritme de la velocitat respecte a la concentració, s'obté aproximadament una línia recta que permet fer extrapolacions cap a les regions de màxima concentració i la seva aplicació en zones d'espessiment (Christian, 1994).

#### 3.3.4.4. Paràmetres de disseny estàndard

Els valors usuals dels paràmetres de disseny aplicats en el dimensionament estàndard de decantadors d'aigües urbanes es presenten en la Taula 3.7.

**Taula 3.7.** Paràmetres de disseny de decantadors

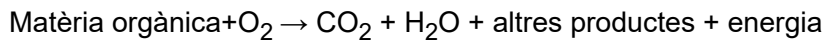
<i>Decantador primari</i>				
<i>Paràmetres</i>	<i>Unitats</i>	<i>Rang</i>	<i>Valor típic</i>	
Càrrega superficial · a cabal mitjà · a cabal punta	$m^3 / m^2 \cdot d$ $m^3 / m^2 \cdot d$	30-50 80-120	40 100	
Temps de residència	min	90-150	120	
Càrrega del sobreeixidor	$m^3 / m$	125-500	250	
Fondària	m	3 - 3,7		
<i>Decantador secundari</i>				
<i>Paràmetres</i>	<i>Unitats</i>	<i>Fangs activats</i>	<i>Aeració prolongada</i>	<i>Filtre percolador</i>
Càrrega superficial · a cabal mitjà · a cabal punta	$m^3 / m^2 \cdot d$ $m^3 / m^2 \cdot d$	16-28 40-64	8-16 24-32	40-70
Càrrega màssica · a cabal mitjà · a cabal punta	$kg / m \cdot d$ $kg / m \cdot d$	4-6 8	1-5 7	
Fondària	m	3,5 - 6	3,5 - 6	

### 3.4. TRACTAMENT BIOLÒGIC AMB BIOMASSA EN SUSPENSÍO

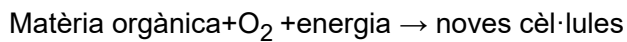
El procés més habitual per eliminar la matèria orgànica de les aigües residuals és el procés biològic aerobi. Consisteix en una oxidació bacteriana del residu orgànic. Simplificant el procés, es pot considerar que els microorganismes utilitzen l'oxigen present a l'aigua per tal de consumir el substrat o aliment, en aquest cas les molècules orgàniques biodegradable contingudes a l'aigua residual. Aquest consum serveix als

microorganismes per mantenir les seves funcions vitals, alhora que genera nous individus. En certa manera, el que s'aconsegueix és transformar la fracció soluble de matèria orgànica en un material insoluble, fet que facilita la seva posterior separació amb una decantació. Aquest procés es pot reduir de manera simplificada amb les següents expressions.

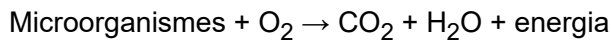
- Obtenció d'energia:



- Síntesi de noves cèl·lules:



- Descomposició endògena



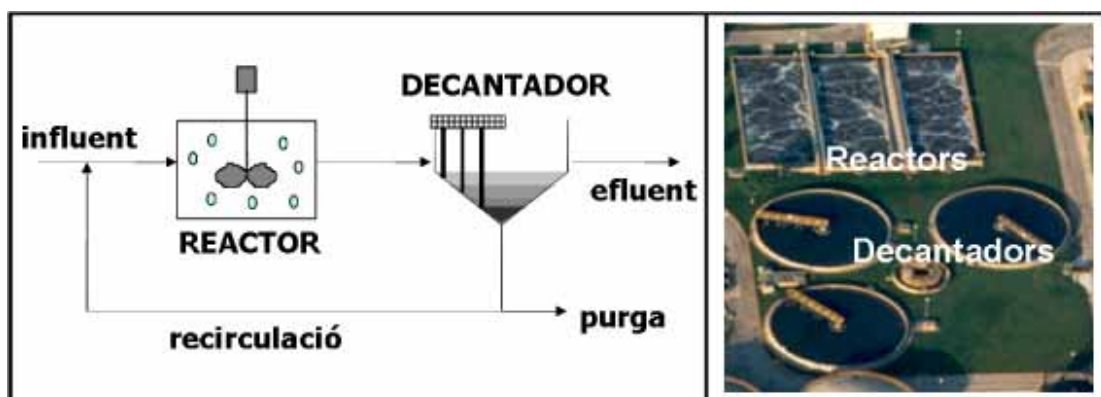
El procés més habitual de tractament biològic aerobi de les aigües residuals amb biomassa en suspensió és l'anomenat sistema de fangs actius.

### 3.4.1. Descripció del procés de fangs actius

El procés de fangs actius consisteix a introduir l'aigua residual (generalment pretractament) en un reactor que conté un cultiu bacterià en suspensió (fangs) al qual s'aporta aire per aconseguir que la matèria orgànica s'oxidi biològicament a diòxid de carboni i aigua. Seguidament, i mitjançant un decantador, se separen ambdues fases: els sòlids en suspensió (fangs) i l'aigua tractada. Simplificant el procés, es pot considerar que els microorganismes utilitzen l'oxigen present a l'aigua per consumir el substrat o aliment, en aquest cas la matèria orgànica biodegradable continguda en l'aigua residual. Com a resultat d'aquest consum, els microorganismes obtenen l'energia necessària per mantenir les seves funcions vitals, alhora que generen nous individus.

La major part dels fangs separats en el decantador són retornats cap al reactor biològic, mentre que una petita fracció és purgada diàriament del sistema i enviada cap a la línia de fangs; d'aquesta manera s'evita que la biomassa present al sistema augmenti i envelleixi excessivament. La quantitat diària que es purga és el que determina finalment el temps de residència cel·lular (TRC), que de manera simple es podria definir com el temps mitjà que la biomassa es manté en el reactor.

La Figura 3.23 mostra l'esquema bàsic del tractament de fangs actius, amb un reactor biològic airejat de mescla completa que rep d'influent un decantador, i el sistema de retorn format per la recirculació i la purga.



**Figura 3.23.** Esquema del procés de fangs actius

La concentració de sòlids en suspensió (fangs o també anomenat biomassa) a l'interior del reactor depèn de les característiques de l'aigua residual que s'ha de tractar, el temps de residència hidràulic (TRH) i el temps de residència cel·lular (TRC).

El tanc airejat sol estar oberts a l'atmosfera i disposa d'equips per a la transferència d'oxigen i el manteniment dels fangs en suspensió dins del reactor. Moltes vegades amb un sol dispositiu s'aconsegueixen ambdues finalitats. Com a elements més típics per a l'aportació d'aire, s'inclouen els difusors d'aire (Figura 3.24) i les turbines, tant superficials (Figura 3.25) com submergides.



**Figura 3.24.** Difusors



**Figura 3.25.** Turbina superficial

Modificant la configuració d'aquests sistemes de manera que inclogui zones o fases aeròbiques, anòxiques i anaeròbiques, es pot aconseguir eliminar matèria orgànica, nitrogen i fòsfor ([3.4.6. Configuracions per eliminar carboni i nitrogen](#) i [3.4.7. Configuracions per eliminar carboni, nitrogen i fòsfor](#)).

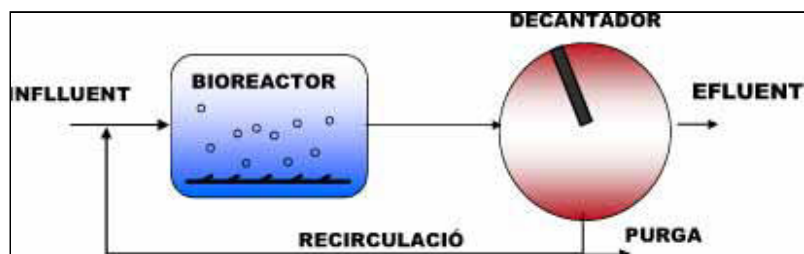
### 3.4.2. Tipus i variants

Existeixen diferents tipus de configuracions de fangs actius, i la seva classificació pot variar segons la literatura consultada. Tot i això, els models de flux són la mescla completa (RCTA) i el flux pistó (RCFP), i donen lloc a diferents tecnologies. Seguidament es detallen i enumeren les principals variacions que pot presentar el procés de fangs actius:

- [Mescla completa \(MC\)](#)
- [Flux pistó \(FP\)](#)
- [Estabilització per contacte \(EC\)](#)
- [Alimentació esglaonada \(AE\)](#)
- [Aeració prolongada \(AP\)](#)
- [Carrousel d'oxidació \(CO\)](#)
- [Reactor seqüencial per càrregues \(SBR\)](#)

#### *Mescla completa (MC)*

En un procés de fangs actius de MC (Figura 3.26), les característiques del licor mescla són les mateixes a tot el tanc d'aeració. Això implica que l'aigua residual que s'ha de tractar es distribueix d'una manera uniforme i ràpida pel bioreactor, i s'obtenen unes característiques idèntiques a qualsevol punt pel que fa a sòlids, consum d'oxigen i concentració de matèria orgànica.



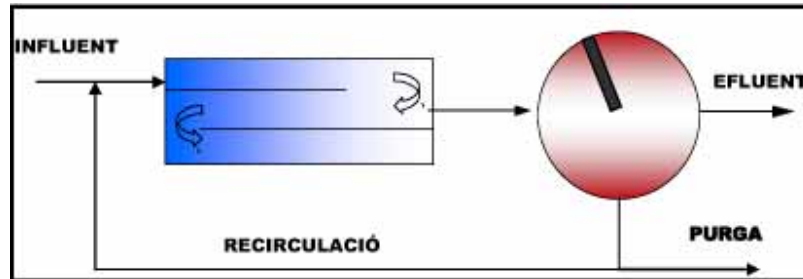
**Figura 3.26.** Configuració de mescla completa

Com que les condicions del corrent de sortida són les mateixes que les de dins del reactor, la quantitat de substrat que està a disposició dels microorganismes és molt baixa. Per aquesta raó, la configuració de mescla completa (Figura 3.28) pot suportar càrregues puntuals de matèria orgànica sense malmetre excessivament la qualitat de l'efluent.

#### *Flux pistó (FP)*

Els bioreactors que treballen en règim de FP representen la tecnologia més antiga i comuna del sistema de fangs actius. Es caracteritzen pel fet de ser reactors llargs i estrets, de manera que el substrat es va degradant a mesura que l'aigua va circulant pel sistema. També és possible compartimentalitzar un tanc per dirigir el flux de l'aigua residual, tal com es mostra en la Figura 3.27.

Una de les principals característiques d'aquest tipus de reactors és l'elevada concentració de matèria orgànica que reben els sòlids en suspensió a la part inicial del sistema. Aquesta càrrega disminueix al llarg del reactor, i fins i tot al tram final es pot donar el cas que la major part del consum d'oxigen sigui deguda a la respiració endògena o a la nitrificació. El fet que el requeriment d'oxigen variï al llarg del reactor implica la utilització d'un sistema d'aportació d'oxigen gradual, generalment per difusors.

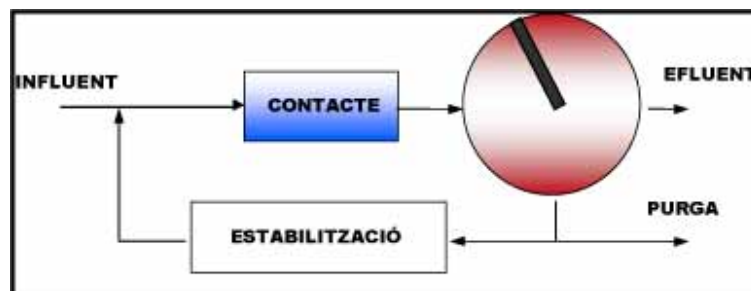


**Figura 3.27.** Configuració de flux pistó compartimentalitzat

La principal habilitat d'aquesta configuració és que assegura un cert grau de tractament de la matèria orgànica influent, encara que es doni un fort pic de cabal. A més, sembla que l'alta relació substrat-microorganismes del primer tram afavoreix el creixement dels bacteris formadors de flocul respecte als filamentosos i, per tant, facilita la seva separació al decantador secundari.

#### *Estabilització per contacte (EC)*

La configuració d'EC requereix un petit tanc de contacte en el qual s'adsorbeix el substrat al fang, un decantador secundari i un tanc d'estabilització on s'aïreja el fang recirculat per oxidar la matèria orgànica, amb un volum aproximadament sis vegades superior al del tanc de contacte (Figura 3.28).



**Figura 3.28.** Configuració d'estabilització per contacte

A causa de la relativa alta concentració de fangs en el tanc d'estabilització, el volum total del reactor (contacte i estabilització) és menor que el d'un procés de fangs actiu convencional.

Normalment s'utilitza per a EDAR amb petits cabals i temps de residència cel·lular elevats. L'aeració de la recirculació pot comportar reduccions del requeriment d'oxigen de fins a un 30 o un 40 % del necessari en un tanc convencional de flux pistó.

Aquesta configuració ofereix resistència a influents molt carregats i a pics de cabal, ja que el tanc d'estabilització augmenta el temps d'activitat dels microorganismes, alhora que redueix el perill de rentat del sistema.

#### *Alimentació esglaonada (AE)*

Aquesta configuració introdueix una petita modificació en el procés convencional de flux pistó. Consisteix a introduir l'influent d'aigua residual per dos o més punts del reactor, normalment al llarg del primer 50 o 75 % de la seva longitud, tal com mostra la Figura 3.29. D'aquesta manera el consum d'oxigen és relativament similar a tot el reactor i es pot eliminar la dificultat afegida de controlar l'aeració gradual.

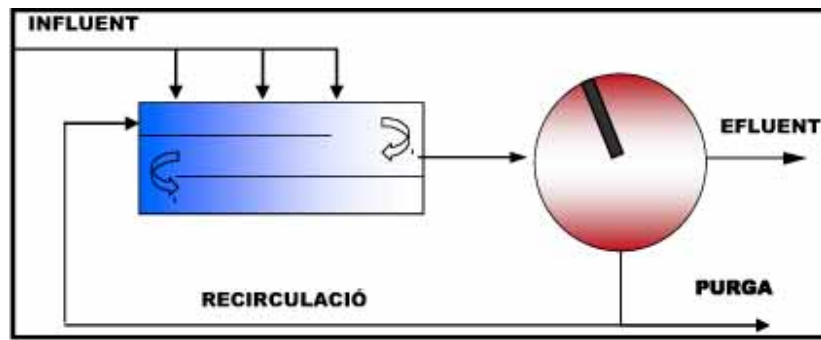


Figura 3.29. Configuració d'alimentació esglaonada

### Aeració prolongada (AP)

L'aeració prolongada utilitza les mateixes configuracions que la MC o l'FP, però reté l'aigua dins el tanca d'aeració durant divuit hores o més. Aquest procés opera a altes edats cel·lulars o baixes relacions  $F/M$  (càrrega màssica per unitat de biomassa), i en aquestes condicions sol manca substrat per alimentar tots els microorganismes presents. Així, la biomassa ha d'utilitzar les seves pròpies reserves cel·lulars per mantenir les seves funcions vitals, i s'obté un efluent amb poca concentració de matèria orgànica residual i una baixa producció de fangs, que a més arriben prou mineralitzats per reduir notablement la magnitud de la línia de fangs. No obstant això, l'AP tendeix a formar un floc lleuger i feble que dificulta la seva sedimentació posterior.

Moltes EDAR amb aeració prolongada no disposen de decantació primària, ja que sembla que la matèria orgànica particulada pot afavorir tant l'activitat com la sedimentació de la biomassa desenvolupada. A més, l'obtenció d'un fang secundari prou digerit desaconsella l'obtenció de matèria orgànica particulada en una etapa primària, per evitar la construcció d'una complexa i voluminosa línia de fangs. El principal desavantatge de l'AP és l'elevat requeriment d'oxigen i de volum per unitat de càrrega tractada.

### Carrousel d'oxidació (CO)

Els *carrousel* d'oxidació són una variació del procés d'aeració prolongada. Consisteixen a fer circular mecànicament l'aigua residual al voltant d'un reactor ovalat, a una velocitat aproximada d'entre 0,2 i 0,37 m/s, per evitar la sedimentació dels sòlids en suspensió presents (Figura 3.30). La circulació s'aconsegueix mitjançant la situació estratègica, en diferents punts del reactor, d'uns rotors de tipus raspall que trenquen la superfície de l'aigua i aporten l'oxigen requerit pels microorganismes. També poden disposar de turbines submergides que vehiculen l'aigua sense aportar oxigen i faciliten la creació de zones amb diferents condicions d'operació (aeròbies i anòxiques).

Precisament, el fet que es puguin definir diferents zones d'operació permet pensar en aquest tipus de reactors a l'hora d'incloure processos que necessiten diferents etapes de reacció, com els que incorporen criteris d'[eliminació de nutrients](#).

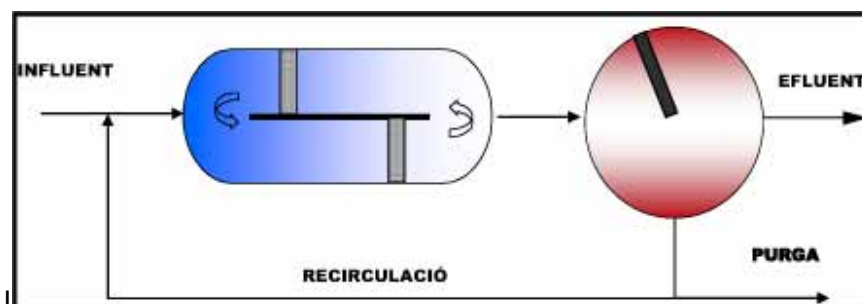


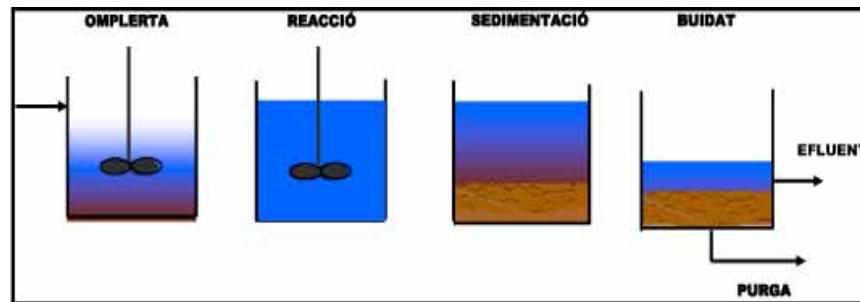
Figura 3.30. Carrousel d'oxidació

### Reactor seqüencial per càrregues (SBR)

El reactor discontinu seqüencial o SBR (*sequencing batch reactor*) és un sistema d'ompliment, reacció i buidatge per al tractament d'aigües residuals amb fangs actius. Aquest sistema opera amb cicles que es repeteixen amb el temps. Cada cicle està constituït per una sèrie d'etapes característiques: ompliment, reacció, sedimentació i buidatge (Figura 3.31). Aquesta forma d'operar permet que el mateix tanca actuï com a reactor i decantador.

Actualment és conegut com un procés molt eficient pel que fa a cost i a rendiment d'eliminació de contaminants orgànics en aigües domèstiques i industrials. L'estalvi en espai necessari i la possibilitat d'assumir cabals i càrregues contaminants variables, modificant els cicles d'operació, constitueixen alguns dels seus grans avantatges.

Així doncs, en funció del tractament que es vulgui donar a una aigua, es modificaran les etapes, bàsicament les condicions de l'etapa de reacció. Si només es vol eliminar matèria orgànica, tan sols és necessari aportar oxigen per aconseguir-ho. Per contra, si la finalitat és eliminar també nitrogen, cal alternar etapes aeròbiques i anòxiques per [nitrificar i desnitrificar](#). Fins i tot també es pot [eliminar fòsfor](#), aleshores caldrà assolir condicions anaeròbiques durant l'ompliment. Aquesta darrera possibilitat encara presenta algunes dificultats d'operació i, a la pràctica, no s'aplica.



**Figura 3.31.** Operació d'un reactor seqüencial per càrregues

### 3.4.3. Disseny

Per dissenyar un sistema de fangs actiu convencional s'utilitzen les equacions derivades del balanç de substrat i biomassa per a un reactor continu amb recirculació de sòlids. Dos paràmetres marcaran el disseny del procés: el temps de residència hidràulic i els temps de residència cel·lular.

El temps de residència hidràulic correspon al temps de permanència de l'aigua que s'ha de tractar a la bassa d'aeració i es defineix segons l'equació 3.27:

$$\theta = \frac{V}{Q} \quad (3.27)$$

on

$V$  = volum del reactor ( $m^3$ )

$Q$  = cabal d'aigua residual ( $m^3/d$ )

Per altra banda, el temps de residència cel·lular o també anomenat edat cel·lular correspon al temps de permanència de la biomassa i es pot calcular segons l'equació 3.28:

$$\theta_c = \frac{V \cdot X}{Q_w \cdot X_w + Q_e \cdot X_e} \quad (3.28)$$

on

$Q_w$  = cabal de purga ( $m^3/d$ )

$X_w$  = concentració de biomassa a la purga ( $g/m^3$ )

$X_e$  = concentració de biomassa a l'efluent del decantador secundari ( $g/m^3$ )

El temps de residència cel·lular ( $\theta_c$ ) és un paràmetre clau per al bon funcionament del procés i per això s'utilitza com a paràmetre de control del procés (vegeu l'apartat 4.3.2.4. Manteniment i monitoratge de tractaments durs). Però s'ha de tenir en compte que un canvi en aquest paràmetre té un temps de resposta del sistema d'entre dues i tres vegades el  $\theta_c$ .

Aquests dos paràmetres considerats en el disseny marcaran la concentració de biomassa a l'interior del reactor ( $X$ ) i la concentració de matèria orgànica a la sortida del reactor ( $S$ ), calculades segons les expressions 3.29 i 3.30:



$$X = \frac{\theta_c Y (S_o - S)}{\theta (1 + \theta_c k_d)} \quad (3.29)$$

$$S = \frac{K_s (1 + \theta_c k_d)}{\theta_c (\mu_{m\grave{a}x} - k_d) - 1} \quad (3.30)$$

on

$X$  = concentració de biomassa en el reactor (mg/L)

$S$  = concentració de substrat a la sortida (mg/L)

$\theta_c$  = temps de residència cel·lular (d)

$\theta$  = temps de residència hidràulic (d)

$K_s$  = constant de semisaturació o concentració de substrat quan la velocitat és la meitat de la velocitat màxima específica de creixement (mg/L)

$\mu_{m\grave{a}x}$  = taxa específica màxima de creixement ( $d^{-1}$ )

$k_d$  = coeficient endogen ( $d^{-1}$ )

$Y$  = rendiment (kg biomassa / kg de substrat)

$S_o$  = concentració de substrat a l'influent (mg/L)

Els valors típics dels coeficients estequiomètrics per a un procés de fangs actius es presenten en la Taula 3.8.

**Taula 3.8.** Coeficients estequiomètrics per a un sistema de fangs actius (adaptat de Qasim, 1999)

Coeficients	Unitats	Interval	Valor típic
$\mu_{m\grave{a}x}$	$d^{-1}$	3 - 13,2	6
$K_s$	mg DBO <sub>5</sub> / L	40-120	80
	mg DQO / L	20-80	40
$Y$	mg SSV / mg DBO <sub>5</sub>	0,3 - 0,7	0,5
	mg SSV / mg DQO	0,2 - 0,5	0,4
$k_d$	$d^{-1}$	0,03 - 0,07	0,05

En el procés de fangs actius, a més de l'activitat biològica per si mateixa, és important el correcte funcionament del sistema de separació aigua tractada i fangs (decantador secundari). Un paràmetre que influeix en aquesta separació és la càrrega tractada per unitat de biomassa ( $F/M$ ), que es pot determinar segons l'equació 3.31:

$$\frac{F}{M} = \frac{QS_o}{VX} \quad (3.31)$$

on

$Q$  = cabal d'aigua residual que s'ha de tractar ( $m^3/d$ )

$V$  = volum del reactor ( $m^3$ )

El rang de treball recomanat per evitar problemes de separació de  $F/M$  es troba entre 0,3 i 0,6  $d^{-1}$ . Per a valors inferiors a aquest rang es poden presentar problemes per tenir un floc molt dispers, mentre que per a valors superiors el problema és l'aparició de filamentosos.

La Taula 3.9 (Qasim, 1999) mostra els paràmetres típics de disseny en funció de la configuració del sistema de fangs actius: temps de residència cel·lular (TRC), càrrega volumètrica ( $C_V$ ), sòlids en suspensió en el licor mescla (SSLM), relació entre la càrrega volumètrica i la concentració de biomassa ( $F/M$ ), temps d'aeració ( $t_A$ ) i quocient entre cabals de recirculació i d'entrada ( $R/Q$ ).

**Taula 3.9.** Paràmetres de disseny

Procés	TRC (d)	F/M (kg DBO <sub>5</sub> /d·kgSSV)	C <sub>v</sub> (kg DBO <sub>5</sub> /d·m <sup>3</sup> )	SSL <sub>M</sub> (mg SSV/L)	t <sub>A</sub> (h)	R/Q
MC	5 - 15	0.2 - 0.6	0.8 - 2.0	3000 - 6000	3 - 5	0.25 - 1.0
FP	5 - 15	0.2 - 0.4	0.3 - 0.6	1500 - 3000	4 - 8	0.25 - 0.5
EC <sub>contacte</sub> EC <sub>estabilitz.</sub>	5 - 15	0.2 - 0.6	0.1 - 1.2	1000 - 4000 4000 - 10000	0.5 - 1 3 - 6	0.5 - 1.0
AE	5 - 15	0.2 - 0.4	0.6 - 0.1	2000 - 3500	3 - 5	0.25 - 0.75
AP	20 - 30	0.05 - 0.15	0.1 - 0.4	3000 - 6000	18 - 36	0.5 - 2
CO	10 - 30	0.05 - 0.3	0.1 - 0.5	3000 - 6000	8 - 36	0.75 - 1.5
SBR		0.05 - 0.3	0.2 - 0.7	1.500 - 5000	4 - 9	

### 3.4.4. Rendiments i límits

En la Taula 3.10 es resumeixen les principals dades de rendiments i límits d'eliminació de nutrients.

Taula 3.10. Rendiments d'eliminació per als sistemes de fangs actius

Rendiments d'eliminació (%)				Límits d'eliminació*		
DBO	85-99	85-99	85-95	DBO	» 25 mg/L	< 30 mg/L 50 % del temps i < 20 mg/L 50 % del temps
DQO	60-90	70-90		DQO	» 90 mg/L	
MES	83-99	85-99	85-95	MES	» 25 mg/L	< 30 mg/L 50 % del temps i < 20 mg/L 50 % del temps
N <sub>T</sub>	50-90	60-90		N <sub>T</sub>	N/D total si estan ben dissenyats i explotats	
NKT			» 40	NKT	10 mg/L	
P <sub>T</sub>	15-70	20-70	» 20	P <sub>T</sub>	Depèn de les variants	
CF		90-95				
Ref.	Mujeriego (1999)	Seoáñez <sup>1</sup> (1999)	Boutin <sup>1</sup> (1997)	EPA (1999)	Ref. Boutin <sup>1</sup> (1997)	EPA (1999)

\* Límits amb les millors condicions d'operació i disseny. <sup>1</sup>Aeració prolongada. CF: coliforms fecals

El procés de fangs actius és el tractament més àmpliament utilitzat per eliminar matèria orgànica biodegradable tant en aigües residuals urbanes com industrials.

A la Figura 3.32 es mostra el rang de població pel qual aquest sistema està recomanat o pot implantar-se sense alterar el seu funcionament.

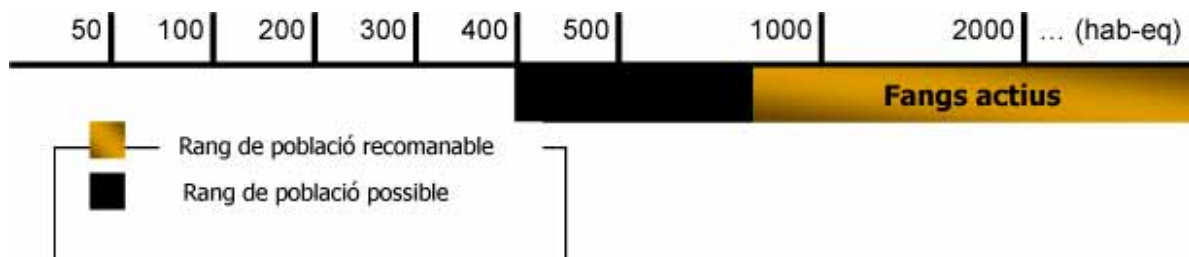


Figura 3.32. Rang de població recomanable per la implantació d'un procés de fangs actius

### 3.4.5. Avantatges i inconvenients

En la Taula 3.11 es presenten els avantatges i els inconvenients d'un procés de fangs actius convencional.

**Taula 3.11.** Avantatges i inconvenients del procés de fangs actius

<b>Avantatges</b>
<ul style="list-style-type: none"><li>• Proporciona un efluent de gran qualitat (DBO, MES i nutrients).</li><li>• Bon coneixement del disseny i l'operació.</li><li>• Paràmetres operacionals ben caracteritzats.</li><li>• És útil en un ampli rang d'operacions.</li><li>• Gran fiabilitat (sempre que es faci una bona operació i manteniment).</li><li>• Requereix relativament poca superfície.</li><li>• Pot suportar afluents amb càrregues molt elevades (DBO &gt; 550 mg/L).</li><li>• Quan el subministrament d'oxigen és suficient, es produeix nitrificació.</li></ul>
<b>Inconvenients i/o limitacions</b>
<ul style="list-style-type: none"><li>• Elevats costos de construcció i d'explotació.</li><li>• Cal que el personal sigui especialitzat.</li><li>• Elevades necessitats d'operació i manteniment (atenció diària).</li><li>• Problemes potencials de gelades en climes freds. Tot i això, són menys sensibles a les baixes temperatures que els sistemes naturals.</li><li>• Gran consum d'energia.</li><li>• Generació de soroll.</li><li>• Possible generació de males olors.</li><li>• Nul·la integració paisatgística.</li><li>• La presència de petits flòculs en l'aigua tractada impedeix garantir, des del punt de vista de les matèries en suspensió, una qualitat en continu inferior a 20 mg /L de SS.</li><li>• Problemes de <i>rising</i> si es nitrifica i no es desnitrifica.</li></ul>

### 3.4.6. Configuracions per eliminar carboni i nitrogen

Per eliminar biològicament el nitrogen de l'aigua residual cal adequar el sistema convencional de fangs actius a les diferents reaccions del procés. Aquestes reaccions tenen lloc en dues etapes principals.

La primera etapa ([nitrificació](#)) consisteix en la conversió de l'amoni influent a nitrat, en condicions aeròbies. Aquesta etapa es pot dur a terme en el mateix sistema on es produeix l'eliminació de matèria orgànica adequant l'edat cel·lular per tal d'evitar el rentat dels bacteris nitrificants que creixen més lentament. La segona etapa ([desnitrificació](#)) converteix aquests nitrats generats en nitrogen gas que s'emet a l'atmosfera. En aquest cas les condicions requerides són d'absència d'oxigen molecular i presència d'una font de matèria orgànica.

En qualsevol planta convencional existeixen microorganismes nitrificants, però depenent de les condicions ambientals la seva activitat pot ser molt baixa. S'ha demostrat que hi ha una relació entre la relació entre la demanda bioquímica d'oxigen (DBO<sub>5</sub>) i el nitrogen kjeldahl total (NKT) respecte la fracció de microorganismes nitrificants presents al medi. Si aquesta relació entre la DBO<sub>5</sub> i el NKT és superior a 5, aproximadament, el tractament es pot considerar una combinació del procés d'oxidació del carboni i nitrificació (Metcalf & Eddy, 2003).

La nitrificació de les aigües residuals urbanes suposa un increment en els costos d'operació d'aproximadament un 50% degut a l'aport addicional d'oxigen per a l'oxidació del nitrogen (Metcalf & Eddy, 2003). No obstant, si a l'hora es du a terme la desnitrificació, es pot arribar a recuperar fins a un 62% dels costos d'aeració en poder eliminar part de la matèria orgànica a aquesta mateixa etapa i sense consum d'oxigen

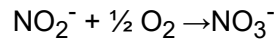
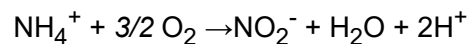
#### Nitrificació

La reacció global d'oxidació de l'amoni efectuada pels bacteris nitrificants ve donada per:



En realitat, el procés es divideix en dues etapes realitzades per dos grups de bacteris diferents. A la primera etapa té lloc l'oxidació de l'amoni a nitrit per l'activitat principalment dels *Nitrosomona*. A la segona etapa, el nitrit és transformat a nitrat mitjançant els *Nitrobacter*. Ambdós grups utilitzen com a fonts d'energia un compost reduït de nitrogen que oxiden; és a dir, són microorganismes aerobis autòtrofs, amb la fixació de CO<sub>2</sub> com a única via de biosíntesi.

Les reaccions d'obtenció d'energia per cada etapa es resumeix en les següents expressions:



Són diversos els paràmetres que afecten a la nitrificació biològica quan es vol dur a terme conjuntament amb l'eliminació de matèria orgànica. Entre ells cal destacar:

- L'edat del fang (SRT)

Degut a què els bacteris nitrificants presenten una cinètica de creixement més lenta, l'edat del fang o temps de residència cel·lular ha de ser prou elevat per evitar el seu rentat dels bioreactors. En les èpoques amb temperatures més elevades la SRT pot estar entre 8 i 10 dies, però pot augmentar fins als 12 o 21 dies quan la temperatura baixa.

- El nivell d'oxigen dissolt (S<sub>o</sub>)

En ser un procés típicament aerobi la concentració d'oxigen dissolt dins del reactor s'ha de mantenir entre 2 i 3 ppm per a permetre la total oxidació de l'amoni. Nivells inferiors sempre perjudiquen als bacteris nitrificants en la competència que mantenen amb la resta de microorganismes presents.

- pH

L'òptim pel procés biològic és lleugerament alcalí (7,2-9,0). Cal tenir en compte que la reacció de nitrificació aporta protons al medi, amb la qual cosa el pH té tendència a disminuir si l'alcalinitat present no és suficient.

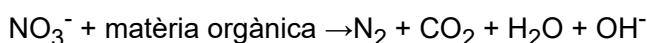
- Temperatura

El creixement òptim dels bacteris nitrificants es troba al voltant dels 28-36°C, la seva activitat es redueix a temperatures inferiors. Tot i no assolir aquestes temperatures, la planta pot nitrificar sempre i quan es treballi amb el temps de residència cel·lular adequat.

### Desnitrificació

La desnitrificació és un procés de reducció desassimilatòria del nitrat, en què els desnitrificants utilitzen el nitrat com a acceptor final d'electrons. La majoria de desnitrificants són heteròtrofs capaços d'efectuar la respiració aeròbia, però que en absència d'oxigen el substitueixen pel nitrat. Els desnitrificants són doncs microorganismes anaerobis facultatius i molts d'ells són responsables, en un sistema d'eliminació simultània de matèria orgànica i nitrogen, de l'eliminació de matèria orgànica a les zones òxiques i de la reducció del nitrat acompanyada d'eliminació de matèria orgànica a les zones anòxiques. Els gèneres principals són *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Achromobacter* i *Bacillus*.

Utilitzant la matèria orgànica de les aigües residuals com a font de carboni la reacció que es produeix es pot escriure segons la següent expressió:



Així, els bacteris desnitrificants necessiten que no hi hagi oxigen al medi per a poder efectuar la reducció del nitrat. La seva activitat es veu afectada, com la resta de microorganismes, per la temperatura del medi, de manera que un augment de la temperatura implica un increment de l'activitat, fins a un òptim situat al voltant dels 28°C a partir del qual la seva activitat comença a disminuir ràpidament.

Un altre paràmetre important que afecta la desnitrificació és el pH, ja que aquest és susceptible d'augmentar si el sistema no està prou tamponat. En els sistemes de biomassa en suspensió, fora de l'interval de pH òptim, que es troba entre 6,5 i 7,5 la velocitat de desnitrificació baixa per sota del 80% del seu valor màxim.

Les configuracions de bioreactors per eliminar biològicament carboni i nitrogen es poden agrupar en tres categories, segons si la posició de la zona anòxica és abans, després o al mateix lloc que l'aeròbia: (1) configuració preanòxica, en què el primer contacte de l'aigua residual i la recirculació és a la zona anòxica; (2) configuració postanòxica, en què la zona anòxica segueix la zona aeròbia, i (3) configuració amb nitrificació i desnitrificació simultània, en què aquests processos es produeixen al mateix tanc.

En les configuracions preanòxiques, el nitrat que es produeix a la zona aeròbia és recirculat a la zona anòxica. La taxa de desnitrificació és afectada directament per la quantitat de matèria orgànica soluble fàcilment biodegradable present a l'aigua residual, la concentració de sòlids al reactor i la temperatura.

Les configuracions postanòxiques poden operar amb una font de carboni externa o sense. Sense font de carboni la desnitrificació depèn de la respiració endògena dels microorganismes que consumeixen nitrat en lloc d'oxigen. És per aquesta raó que es necessiten elevats temps de residència hidràulics per aconseguir bones eficiències d'eliminació. En les configuracions en què hi ha nitrificació i desnitrificació simultània, es requereix un control d'oxigen o un altre tipus de control de l'aeració perquè es pugui produir al mateix tanc.

En la Taula 3.12 es recullen les principals configuracions de tractament d'aigües per mitjà de fangs actius en què s'elimina de manera simultània carboni i nitrogen.

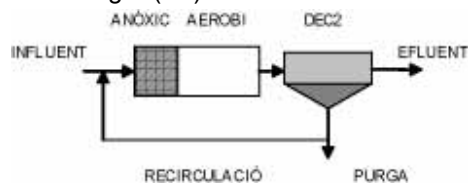
**Taula 3.12.** Descripció de les configuracions de fangs actius més habituals per eliminar de manera simultània C i N (Flores, 2003)

**PROCÉS**

**DESCRIPCIÓ**

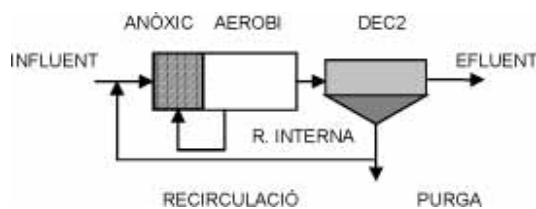
**Preanòxic**

a. Ludzack-Ettinger (LE)



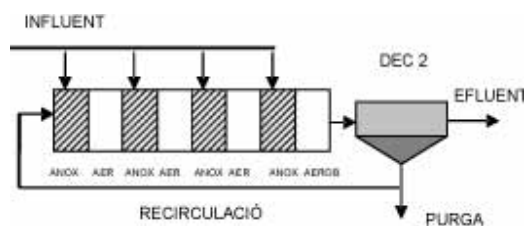
L'aigua residual d'entrada arriba a la zona anòxica i després passa a la zona aeròbia. El procés suposa que el nitrat que es produeix a la zona aeròbia es retorna gràcies a la recirculació externa cap a la zona anòxica. Com que l'única font de nitrat cap a la zona anòxica és la recirculació externa, la desnitrificació depèn d'aquest cabal.

b. Ludzack-Ettinger modificada (MLE)



Una de les configuracions més utilitzades per eliminar nitrogen és la de Ludzak-Ettinger modificada. Inclou una recirculació interna per incrementar la font de nitrats a la zona anòxica i augmentar així la taxa de desnitrificació. Els valors de la recirculació interna poden fer variar entre dues i cinc vegades el cabal d'entrada. Amb suficient DBO a la zona anòxica es pot arribar a concentracions de nitrogen total a la sortida inferiors a 10 ppm. Es necessita una relació BOD/NKT de 4:1 a l'influent perquè hi hagi una reducció efectiva del nitrat a la zona anòxica. Acostuma a tenir un temps de residència hidràulic que es mou entre les dues i les quatre hores.

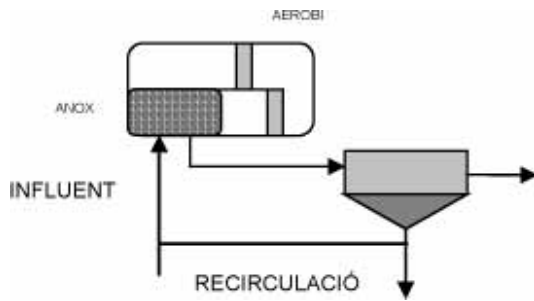
c. Alimentació esglaonada



En aquesta configuració l'aigua residual es distribueix en les diferents zones anòxiques del procés. Normalment el fraccionament de l'influent és de 15:35:30:20. L'última fracció de cabal en l'últim duet de reactor aerobi-anòxic és clau, ja que determina la concentració de  $\text{NO}_3^-$  a l'efluent.

d. Carrousel

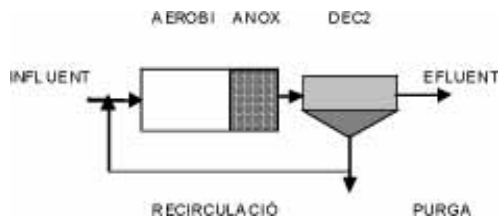
Els *carrouseils* fan circular de manera mecànica l'aigua residual al voltant d'un reactor ovalat. Els *carrouseils* són fàcilment adaptables per fer l'oxidació del carboni, la nitrificació i la desnitrificació. Si els punts d'injecció d'aire són prou distants es poden crear zones anòxiques. La localització i la mida d'aquestes zones anòxiques variarà amb el temps,



ja que en dependrà la quantitat i la qualitat de l'influent. És per això que en el cas de voler N/D en un *carousel* d'oxidació cal fer un seguiment molt exhaustiu del nivell d'oxigen al llarg del *carousel*.

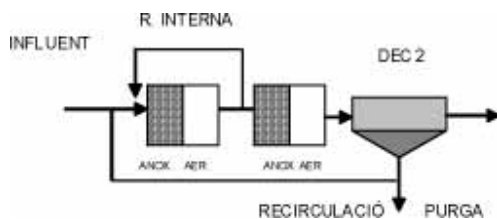
## Postanòxic

### e. Wuhrmann



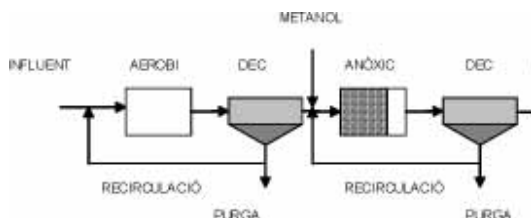
Presenta una primera etapa aeròbica en què es fa la nitrificació i una segona etapa anòxica en què es produeix la desnitrificació. Com que no hi ha addició d'un donant d'electrons exogen, el disseny es basa en la matèria orgànica residual que passa de la primera etapa i en la respiració endògena de la biomassa per proveir d'una font energètica per a la desnitrificació. Això es pot solucionar vehiculant una fracció de l'influent a l'etapa anòxica o afegint-hi directament una font suplementària de carboni, com per exemple metanol.

### f. Bardenpho



Presenta dues zones anòxiques i dues d'aeròbiques amb recirculació de licor mescla de la primera zona aeròbica a la primera zona anòxica, amb rangs de quatre a sis vegades el cabal entrada. S'intenta eliminar completament el nitrogen, cosa que no es pot aconseguir en les configuracions anteriors. La zona anòxica utilitza el nitrat produït a la zona aeròbica com a acceptor d'electrons i el carboni endogen com a donant. El pas final airejat elimina el  $N_2$  de la solució.

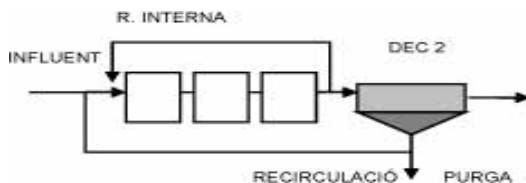
### g. Doble etapa



En aquesta configuració se separen les poblacions nitrificants i desnitrificants mitjançant dos decantadors. En el primer tanc es produeix l'oxidació de la matèria orgànica i la nitrificació de l'amoni existent, mentre que en el segon tanc, el tanc anòxic, que necessita un suplement de DBO (font carbonosa), es produeix la desnitrificació. L'aigua tractada passa per una fase ràpida d'aeració abans de passar al segon clarificador per evitar problemes de sedimentació.

## Nitrificació-desnitrificació simultània

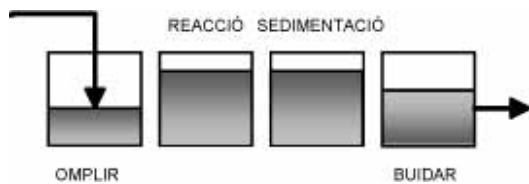
### h. Orbal™



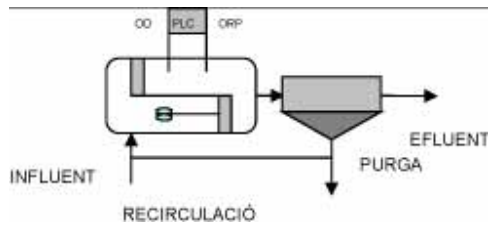
En els canals d'una configuració Orbal™ el procés es va efectuant per etapes. Els canals Orbal estan orientats a operar a distintes concentracions d'oxigen, molt baixa al primer tanc ( $< 0,3$  ppm), mitjana al segon ( $0,5 - 1$  ppm) i alta al tercer ( $2-3$  ppm). El primer cabal rep l'influent i la recirculació del clarificador i representa la meitat del volum total, i l'altra meitat es reparteix amb els altres dos canals. La recirculació del canal més interior als més exteriors permet la desnitrificació dels nitrats.

### i. Reactors discontinus seqüencials (SBR)

Aquesta tecnologia es basa en un sistema d'ompliment, reacció i buidatge (cicle), de manera que en un sol reactor es provoquen les condicions ambientals necessàries per al procés. Per millorar el rendiment, es pot alternar de manera seqüencial més d'una fase anòxica i aeròbica per cicle (Puig i col·l., 2004). Cal tenir en compte el temps de reacció, el nivell d'aigua al tanc i la concentració d'oxigen.



j. Nitrox<sup>TM</sup>



El procés Nitrox<sup>TM</sup> és una variació del *carousel* d'oxidació, amb la principal característica que el procés depèn del potencial d'oxidació i reducció (ORP), on es controla (1) el final de la desnitrificació i (2) el principi de l'aeració. Amb aquest procés es pot arribar a concentracions de menys de 8 mg/L i 1,5 de nitrat a l'efluent.

En la Taula 3.13 es resumeixen els principals avantatges i inconvenients d'algunes de les configuracions descrites anteriorment.

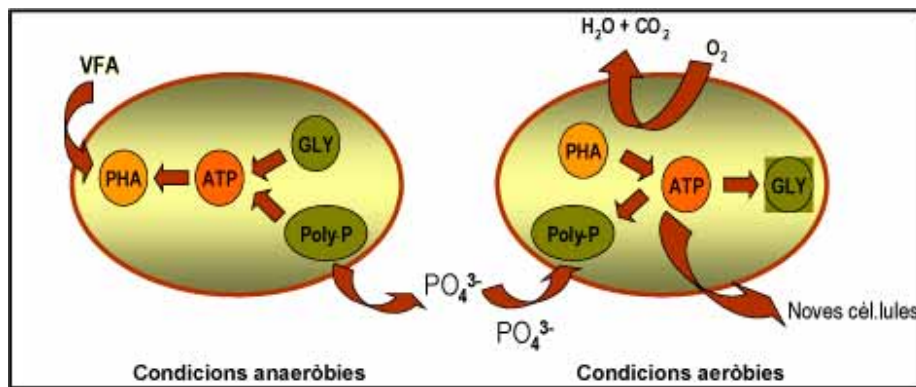
**Taula 3.13.** Avantatges i inconvenients d'algunes de les configuracions descrites en la taula anterior

PROCÉS	AVANTATGES	LIMITACIONS
Preanòxic general	Estalvi energètic. Una part de la DBO <sub>5</sub> és eliminada en la zona anòxica.	
Ludzack-Ettinger (general)	Adaptable a processos ja existents. Es pot arribar a concentracions de 5 a 8 g/m <sup>3</sup> de NT.	La capacitat d'eliminar nitrogen depèn de la recirculació interna. Problemes potencials amb <i>Nocardia</i> .
Alimentació esglaonada	Adaptable a configuracions en què ja hi ha alimentació esglaonada. Amb recirculació interna a l'últim reactor es poden assolir concentracions de NT inferiors a 5 g/m <sup>3</sup> .	La capacitat d'eliminar nitrogen depèn de la distribució de cabal.
<i>Carrousels</i>	El volum elevat de reactor el fa resistent a variacions de cabal. Es poden assolir concentracions inferiors a 10 g/m <sup>3</sup> de NT.	La capacitat d'eliminar nitrogen depèn de les estratègies operacionals que s'adoptin.
Wurmahn	No es necessita recirculació interna.	Es necessiten temps de residència hidràulics molt elevats per poder desnitrificar totalment.
Bardenpho	Es pot arribar a concentracions de NT inferiors a 3 g/m <sup>3</sup> .	Es necessiten grans volums de reactor. La segona etapa té una baixa eficiència.
Doble etapa	Es poden assolir concentracions de NT inferiors a 3 g/m <sup>3</sup> .	Alt cost operacional a causa de l'aportació de metanol.
Reactors seqüencials per càrregues (SBR)	Procés flexible i fàcilment operable. En la fase d'ompliment es produeix una homogeneïtzació. Es poden aconseguir concentracions de 5 a 8 g/m <sup>3</sup> de NT.	Procés de disseny complex.
Configuracions amb nitrificació i desnitrificació simultània (general)	Es poden assolir concentracions inferiors a 3 g/m <sup>3</sup> de NT.	Es pot adaptar a instal·lacions existents sense necessitat de construir grans volums de reactor.

Font: adaptat de Metcalf i Eddy (2003)

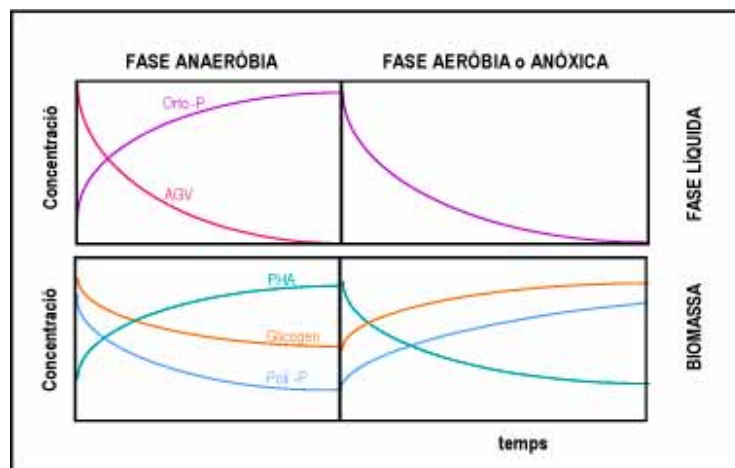
### 3.4.7. Configuracions per eliminar carboni, nitrogen i fòsfor

L'eliminació biològica del fòsfor s'aconsegueix per l'activitat dels organismes acumuladors de fòsfor (PAOs) els quals contenen una concentració més alta de fòsfor en forma de polifosfat que en un cultiu de fangs actius típic. Les condicions d'enriquiment en aquest tipus de microorganisme s'aconsegueix mitjançant una fase anaeròbia seguida d'una fase aeròbia o anòxica. Un esquema del procés que té lloc es presenta a la Figura 3.33.



**Figura 3.33.** Esquema del procés d'eliminació biològica de fòsfor

En condicions anaeròbies els PAO's són capaços de transportar els àcids grassos volàtils (AGV) dins la cèl·lula i emmagatzemar-los en forma de polihidroxialcanoats (PHA) utilitzant com a font d'energia el polifosfat intracel·lular, que dona lloc a l'allibreció de fosfat en el si del líquid, i la hidròlisi del glicogen que dona lloc a PHA intracel·lular. En condicions anòxiques (acceptor d'electrons el nitrat) o aeròbies (acceptor d'electrons l'oxigen), el PHA és oxidat restablint-se el glicogen i emmagatzemant l'energia en forma de polifosfats a partir de la incorporació de fosfats de l'aigua en la cèl·lula. El balanç net entre les dues etapes, anaeròbia i aeròbia o anòxica, és l'eliminació del fòsfor de l'aigua residual i finalment amb la purga de fangs s'eliminen del sistema. L'evolució dels diferents components en el líquid (fosfat i AGV) i dins les cèl·lules (PHA, glicogen i poli-P) amb el temps es presenten a la Figura 3.34.



**Figura 3.34.** Metabolismes de l'eliminació biològica de fòsfor. Evolució dels compostos intra i extracel·lulars (Vives, 2004)

El contingut típic de fòsfor en un fang actiu és de l'ordre d'1,5-2% (expressat com a contingut en fòsfor en els sòlids en suspensió volàtils, P/SSV), mentre que quan els PAO's estan presents la relació P/SSV incrementa a un 5-7%.

La composició de l'aigua residual té molta influència en el procés que té lloc en fase anaeròbia. La matèria orgànica disponible ha de fermentar en condicions anaeròbies produint els AGV que seguidament són utilitzats pels PAO's. La fermentació és un procés lent pel que aquesta serà l'etapa limitant si només una petita fracció de la matèria orgànica en l'aliment està en forma de AGV's.

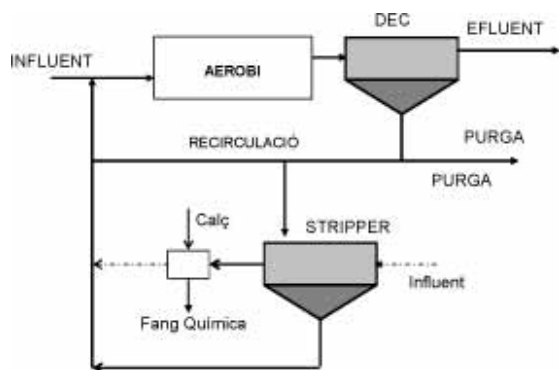
L'eliminació biològica del fòsfor requereix una zona anaeròbia seguida d'una zona aeròbia per afavorir el creixement dels PAO (organismes acumuladors de fòsfor). Hi ha diferents tecnologies per dur a terme aquest procés, entre les quals destaquen l'A/O<sup>TM</sup> o Phoredox, i el PhoStrip. Però en general la finalitat del tractament no és eliminar únicament fòsfor, sinó matèria orgànica i nutrients (nitrogen i fòsfor). Així, en aquests sistemes s'han d'incorporar diferents zones: aeròbies, anòxiques i aeròbies. A l'hora cal tenir present que existeix una competència per la matèria orgànica disponible entre els bacteris desnitrificants i els PAO's, provocant una menor disponibilitat de matèria orgànica fàcilment biodegradable.

A la Taula 3.14 es recullen els processos més utilitzats per eliminar nitrogen i fòsfor.



**Taula 3.14.** Descripció de les configuracions de fangs actius més habituals per eliminar carboni, nitrogen i fòsfor

PROCÉS	DESCRIPCIÓ
a. A <sup>2</sup> /OT <sup>TM</sup>	<p>Aquest procés es basa en una seqüència de zones anaeròbia, anòxica i aeròbia, amb recirculació interna en l'etapa aeròbia per promoure la desnitrificació. L'etapa anaeròbia inicial permet produir PHA (polihidroxialcalonats) emmagatzemats a l'interior dels microorganismes, amb el consegüent alliberament de fòsfor.</p> <p>En l'etapa aeròbia es produeix la degradació d'aquests compostos amb la consegüent assimilació de fòsfor, alhora que es produeix la nitrificació de l'amoni. Amb aquesta configuració no hi ha una eliminació completa del nitrat, tot i la recirculació interna, i per això hi ha una entrada de nitrats en la zona anaeròbia, procedents de la recirculació externa de fangs. L'impacte que tenen aquests nitrats en la zona anaeròbia dependrà del contingut de matèria orgànica de l'aigua residual. Aquest contingut ha de ser suficient per eliminar el P, a més del N.</p>
b. UCT	<p>Aquest procés és similar a l'MLE, només que s'afegeix una etapa anaeròbia a l'inici del procés amb una recirculació interna des de l'etapa anòxica fins a l'etapa anaeròbia per obtenir una concentració de fangs més elevada.</p> <p>El fet que aquesta recirculació no procedeixi del tanc de sedimentació fa que la concentració de sòlids sigui més baixa que en el cas anterior i per això es requereix un temps de residència hidràulic més gran.</p>
c. Bardenpho modificat	<p>La diferència amb el procés Bardenpho és l'addició d'una etapa anaeròbia al principi del procés per afavorir el procés d'eliminació de fòsfor.</p> <p>La segona etapa anòxica permet la desnitrificació addicional utilitzant el nitrat produït en la segona etapa aeròbia i utilitzant com a donadora d'electrons la matèria orgànica endògena.</p>
d. VIP	<p>El procés VIP (Virginia Initiative Plant) consisteix en una seqüència de zones anaeròbia, anòxica i aeròbia com a l'UCT, però es modifica el disseny de la recirculació de fangs. Tant la recirculació interna procedent del tanc aerobi com la recirculació externa de fangs entren a la zona anòxica, mentre que des d'aquesta zona hi ha una altra recirculació interna cap a la zona anaeròbia.</p>
e. SBR amb eliminació de nitrogen i fòsfor	<p>Aquesta tecnologia es basa en un sistema d'ompliment, reacció i buidatge, de manera que en un sol reactor es provoquen les condicions ambientals necessàries per al procés.</p> <p>Per millorar el rendiment, es pot alternar de manera seqüencial més d'una fase anòxica i aeròbia Puig i col·l., 2007). Cal tenir en compte el temps de reacció, el nivell d'aigua al tanc i la concentració d'oxigen.</p>
f. PhoStrip	<p>El procés PhoStrip elimina el fòsfor combinant dos mecanismes: la precipitació química i l'activitat biològica. Es caracteritza pel fet de disposar d'un tanc <i>stripper</i> alimentat per una part dels fangs de recirculació del procés de fangs actius. En aquest tanc anaerobi es produeix la desnitrificació, així com l'alliberament del fòsfor per l'activitat dels PAOs. La font de matèria orgànica és la mateixa matèria particulada que arriba amb els fangs, així com una petita fracció de l'aigua residual que s'ha de</p>



tractar, que en condicions anaeròbies produeix els àcids grassos volàtils (AGV), font de carboni dels PAO. El fòsfor del sobrenedant del tanc *stripper* és eliminat per precipitació amb calç, mentre que el fang és retornat al tanc aerobi, on es produeix l'oxidació del PHA emmagatzemat amb la corresponent incorporació de fòsfor en forma de poli-P intracel·lular.

L'eliminació de nutrients presenta una sèrie d'avantatges si es compara amb el sistema de fangs actius en què només s'oxida la matèria orgànica i l'amoni, entre els quals destaquen la bona sedimentació dels fangs, la recuperació d'alcalinitat i la reducció d'oxigen requerit. Per contra, el volum del reactor per eliminar matèria orgànica, nitrogen i fòsfor és més gran que en un procés de fangs actius convencionals.

La bona sedimentació dels fangs és conseqüència de la disminució de nitrats en l'efluent, que redueix considerablement la producció de nitrogen gas per desnitrificació en el sedimentador i evita la flotació dels fangs (*raising*). D'altra banda, la zona anòxica o anaeròbia al principi del procés actua com a selector i controla el creixement dels bacteris filamentosos.

Un altre punt que s'ha de destacar és l'autorecuperació d'una part de l'alcalinitat com a conseqüència de la desnitrificació en la zona anòxica. Els requeriments d'oxigen disminueixen quan en el procés de fangs actius s'elimina simultàniament matèria orgànica, nitrogen i fòsfor, principalment perquè el nitrat s'utilitza com a acceptor d'electrons en l'oxidació de la matèria orgànica en la fase anòxica.

En la Taula 3.16 es resumeixen els principals avantatges i inconvenients d'algunes de les configuracions descrites anteriorment.

**Taula 3.16.** Avantatges i inconvenients d'algunes de les configuracions utilitzades per eliminar biològicament matèria orgànica, nitrogen i fòsfor

<b>PROCÉS</b>	<b>AVANTATGES</b>	<b>LIMITACIONS</b>
A <sup>2</sup> /O <sup>T</sup> ™	L'operació és relativament senzilla.	L'eliminació de nitrogen és limitada per la relació de recirculació interna. La recirculació externa de fangs a la zona anaeròbia conté nitrat que pot afectar la capacitat d'eliminar fòsfor.
UCT	Es redueix la càrrega de nitrit en la zona anaeròbia i s'incrementa la capacitat d'eliminar fòsfor.	És una operació més complexa. Requereix un sistema addicional de recirculació.
Bardenpho modificat	Excel·lent percentatge d'eliminació de nitrogen per al disseny en doble etapa anòxica.	Volum de reactor més gran.
VIP	Es redueix la càrrega de nitrit en la zona anaeròbia i s'incrementa la capacitat d'eliminar fòsfor.	Operació més complexa. Requereix un sistema addicional de recirculació.
SBR	Procés flexible. El rendiment depèn de la configuració d'alternança de fases.	Disseny complex.
PhoStrip	Pot ser incorporat en una planta existent. L'eliminació de fòsfor no és controlada per la relació DBO/P. S'assoleixen concentracions de P inferiors a 1 mg/L.	Requereix l'addició de calç per a la precipitació química del fòsfor. Es requereix un tanc addicional ( <i>stripper</i> ).

Font: Metcalf i Eddy (2003)

### 3.4.8. Costos

El [cost de construcció del procés de fangs actius](#), incloent el tractament de fangs, varia en funció de la mida de la planta, però de mitjana es pot considerar un cost al voltant de 100 € / h. eq.

La despesa derivada de l'explotació també depèn de la mida de la planta (costos d'explotació), però com a valor indicatiu es pot prendre de mitjana uns 15 € / h. eq./ any. Els costos més importants són els de personal, seguits de la gestió de fangs i el consum energètic.

### 3.4.9. Quadre resum

En la Taula 3.17 es resumeixen els diferents aspectes en relació amb el sistema de fangs actius.

**Taula 3.17.** Condicions per implementar un procés de fangs actius

<b>Fangs actius</b>		
<i>Característiques generals</i>		
Nom del tractament		Fangs actius
Tipus de tractament		Sistema convencional. Biològic. Biomassa lliure
Tipologies		- Convencional (mescla completa) - Flux pistó - Alimentació esglaonada - Canal d'oxidació - Seqüencial per càrregues (SBR)
Nivell de tractament		Secundari o secundari-terciari
Disseny		
Límit recomanat d'ús		> 800 h. eq.
Sistema adaptable a grans variacions de	cabal	Sí
	càrrega contaminant	Sí
Superfície necessària		» 0,2 - 1 m <sup>2</sup> / h. eq.
Temps de retenció		Depèn del tipus. En convencionals, 5-8 h
Exigències del terreny	Pendent	No
	Profunditat del nivell freàtic	No
	Permeabilitat	No
Temperatura òptima		12-38°C No gaire sensibles a baixes temperatures
Cost econòmic	Inversió	Elevat
	Manteniment	Elevat
Necessitat de personal especialitzat		Sí
Necessitats energètiques		Elevades
Generació de	males olors	Poden aparèixer
	soroll	Sí
	subproductes	Fangs
Rendiments d'eliminació		Depèn del tipus. Vegeu la <a href="#">Taula 3.10</a>
Limitacions del sistema		<ul style="list-style-type: none"> <li>• Sensibles al pH, no toleren pH gaire àcids</li> <li>• Sensibles a grans concentracions de sals, metalls pesants i clor i els seus derivats</li> <li>• Necessitat de nutrients per al creixement dels microorganismes (s'ha d'anar amb compte amb les aigües industrials)</li> </ul>
Capacitat de desinfecció		No

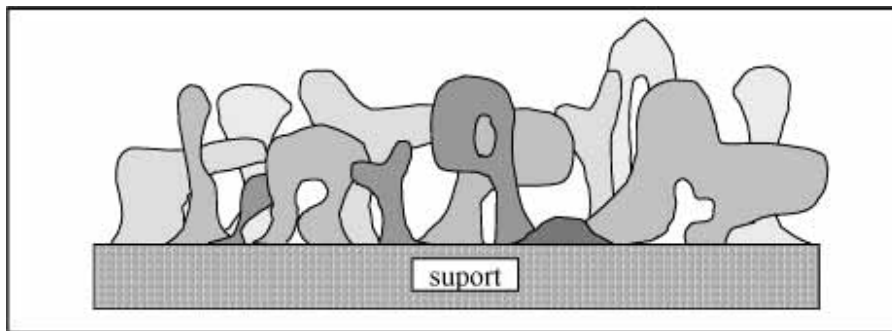
Necessitat de tractament previ	Eliminació de grollers i de fins Tractament primari recomanat	
Ampliació del sistema	Modulació	
Problemes d'exploració i solucions	Problema	Solució
	- Fang surant - Fang filamentós	- Evitar reaccions de nitrificació i desnitrificació - Construcció d'un selector

### 3.5. TRACTAMENT BIOLÒGIC AMB BIOMASSA FIXADA

#### 3.5.1. Fonament del procés de biomassa fixada

En els sistemes de biomassa fixada els microorganismes estan adherits a un suport inert i formen una biopel·lícula que està en contacte amb l'aigua residual que s'ha de tractar. Mentre l'aigua circula a través del reactor, els microorganismes, retintuts en el suport, degraden els substrats que conté l'aigua, alhora que excreten els productes del seu metabolisme en el si del líquid.

Els microorganismes tenen tendència a adherir-se sobre les superfícies. La biopel·lícula que formen sobre el suport inert està constituïda per microorganismes inserits en una matriu de tipus polimèric, generada pels mateixos microorganismes, que excreten els exopolímers necessaris per a la seva formació. Aquesta complexa estructura (Figura 3.35) és completada per una sèrie de porus distribuïts dins de la biopel·lícula que faciliten el transport dels compostos a l'interior de la pel·lícula.



**Figura 3.35.** Estructura de la biopel·lícula

Perquè es produeixi la degradació biològica, quan els microorganismes estan formant la biopel·lícula és necessari que el substrat i altres nutrients, així com l'oxigen (en cas de processos aerobis), es difonguin a través seu. Mentre es difonen, els microorganismes van metabolitzant aquests compostos. La velocitat d'eliminació del substrat observada depèn alhora de la velocitat de difusió del substrat des del si de l'aigua residual fins al microorganisme i de la velocitat de biodegradació del substrat. Quan la biopel·lícula és prou gruixuda, el substrat ja no arriba a les capes més internes i els únics microorganismes actius són els que se situen en l'anomenat gruix efectiu, mentre que la resta no contribueixen a la reacció de degradació. Ateses unes condicions estables, el gruix efectiu sempre és el mateix, i per tant la velocitat de degradació per unitat d'àrea de biopel·lícula és constant. L'única manera d'augmentar l'eficiència del sistema, llavors, és afegir-hi àrea de suport.

La biopel·lícula que es forma al voltant del suport és dinàmica, i es distingeixen tres etapes:

- Etapa de creixement exponencial:** la biopel·lícula és prima i no cobreix tot el suport. Es pot considerar que tots els microorganismes estan més o menys en les mateixes condicions i, per tant, tots es reproduïxen, i s'observa un creixement exponencial.
- Etapa de creixement constant:** s'inicia a partir del moment en què el gruix efectiu (gruix de la biopel·lícula on la biomassa és activa) esdevé més petit que el gruix real de la biopel·lícula, ja que el substrat no arriba a la part més interna de la biopel·lícula. El gruix de la pel·lícula va creixent, mentre que el gruix efectiu es manté constant.
- Etapa de desprendiment de la biopel·lícula:** el gruix real esdevé prou gran perquè els microorganismes de la zona interna estiguin en fase endògena. Com que el substrat no arriba en aquesta zona interna, els desequilibris en la cadena alimentària provoquen la pèrdua d'afinitat de la biopel·lícula pel suport, i per acció de les forces que provoca el flux d'aigua i les bombolles d'aire, si n'hi ha, una part de la biopel·lícula es desprèn.

En aquests sistemes de biomassa fixada, els decantadors secundaris són molt més petits que en els sistemes de biomassa en suspensió, ja que només cal separar el fang en excés corresponent al despreniment de la biopel·lícula.

Com a avantatges dels sistemes de biomassa fixada, cal destacar els següents:

- *Concentracions de biomassa:* els sistemes de biomassa fixada permeten treballar amb concentracions de biomassa a l'interior del reactor més elevades que en els sistemes de biomassa en suspensió.
- *Resistència als xocs de càrrega i tòxics:* el fet que la biomassa estigui fixada fa que sigui més resistent tant a tòxics com a canvis sobtats de concentració. El fet que la biomassa no estigui directament en contacte amb l'aigua fa que a l'interior de la biopel·lícula la concentració dels contaminants sigui inferior.
- *Edat del fang alta:* com que els temps de residència cel·lular o edats dels fangs són molt elevats, hi poden créixer microorganismes amb taxes de creixement molt més baixes que els heteròtrofs dels sistemes de fangs actius convencionals, com és el cas dels nitrificants. També hi poden créixer nombrosos protozous, metazous i organismes pluricel·lulars que s'alimenten d'altres microorganismes presents a la biopel·lícula. Són depredadors que contribueixen positivament a l'eficiència de tractament. Un excés d'aquests organismes, però, és nociu, ja que pot produir el trencament de l'estructura de la biopel·lícula.

Tot i aquests avantatges, la flexibilitat dels sistemes de biomassa fixada és menor que en sistemes de biomassa en suspensió, de manera que les actuacions que es poden efectuar en cas de problemes són més limitades.

Els tractaments de biomassa fixada en processos aerobis més utilitzats són el filtre percolador i el biodisc.

### 3.5.2. Filtre percolador

#### 3.5.2.1. Descripció del procés

El filtre percolador, biofiltre o filtre biològic, és un sistema de tractament biològic aerobi no submergit de biomassa fixada. Consisteix en un dipòsit (normalment cilíndric) omplert amb un material de gran superfície específica (pedra, putzolana o plàstic) que serveix de suport als microorganismes, els quals formaran una biopel·lícula de gruix variable. L'aeració sol donar-se per convecció natural de l'aire, que circula a través de l'estructura porosa del llit, mentre que l'aigua es distribueix uniformement per la part superior del filtre (Figura 3.36) i percola a través del llit fins que és recollida en la part inferior del tanc.

A mesura que l'aigua residual va percolant, s'elimina gran part de la matèria orgànica per acció de la biopel·lícula fixada sobre el material. El substrat i l'oxigen es difonen a través d'aquesta biopel·lícula on es produeix la metabolització. Alhora, els productes i l'anhidrid carbònic es difonen en la direcció oposada cap al líquid. Durant el pas per la biopel·lícula, l'oxigen es consumeix com a conseqüència de la respiració microbiana i queda definida una zona aeròbia. La penetració d'oxigen pot no arribar fins a tota la massa bacteriana i a causa d'això es pot desenvolupar una segona zona, anaeròbia, entre el material de farciment i la zona aeròbia exterior.



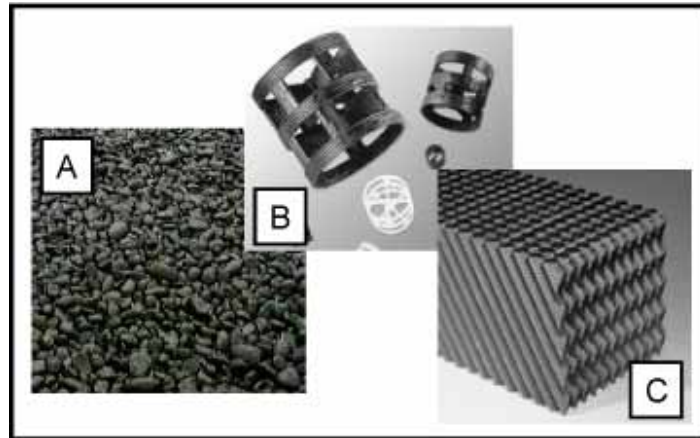
**Figura 3.36.** Imatge d'un filtre percolador soterrat

Com a conseqüència del creixement bacterià, el gruix de la biopel·lícula va augmentant fins a un cert límit, a partir del qual la biopel·lícula es desprèn i és arrossegada per l'aigua que circula. Per això cal un decantador on s'eliminin els fangs de la biomassa despresa.

El material inert utilitzat com a suport de la biomassa ha de tenir una alta superfície per unitat de volum, baix cost, alta durabilitat i una porositat de llit suficient per minimitzar la colmatació i facilitar la circulació de l'aire a

través del llit. Inicialment es van utilitzar pedres com a material de rebliment i actualment el material més utilitzat és el plàstic amb diferents dissenys per donar la màxima superfície específica.

A la Figura 3.37 es mostren alguns dels materials; actualment el més utilitzat és el suport modular.



**Figura 3.37.** Tipus de suports utilitzats en els filtres percoladors. A: pedra. B: anells de Raschig. C: suport modular

Els filtres percoladors es poden classificar segons la càrrega hidràulica i orgànica aplicable:

- càrrega baixa,
- càrrega mitjana
- càrrega alta.

#### Filtres de càrrega baixa

En aquest grup de llits, el cultiu microbià es controla, treballant a càrregues baixes ( $< 0,3 \text{ kg DBO}_5 / \text{dia} \cdot \text{m}^3$ ). A causa d'això, la quantitat de fang produït és poca i es troba en un estat d'estabilització bastant avançat. L'altura d'aquests llits generalment està compresa entre 1,50 i 2,50 m.

L'efluent presenta nivells baixos d'amoni (s'aconsegueix una nitrificació elevada) i de  $\text{DBO}_5$ . La presència de matèries orgàniques col·loïdals pot arribar a reduir el rendiment de la  $\text{DBO}_5$  al 85-95 %.

Perquè el sistema distribuïdor de l'aigua residual pugui proporcionar un bon repartiment de l'aigua sobre tota la superfície del llit, cal assegurar una alimentació contínua.

#### Filtres de càrrega mitjana

En aquest tipus de llit, la càrrega orgànica aplicable és de 0,4 a 1,5  $\text{kg DBO}_5 / \text{dia} \cdot \text{m}^3$ . L'altura dels llits generalment és de 2 a 3 m. A diferència dels llits de càrrega baixa, en aquests el creixement bacterià no queda limitat i hi pot haver el risc de colmatació. Aquesta obstrucció es pot evitar mantenint sobre el llit una càrrega hidràulica suficient (de 0,8 a 1  $\text{m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{h}$ ) per produir un autorentat. Si la càrrega hidràulica sobrepassa el límit de 2 a 3  $\text{m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{h}$  es corre el risc de rentar també la biomassa fixada al material. Si el cabal d'aigua residual d'entrada no és suficient per obtenir la càrrega hidràulica necessària per aconseguir l'autorentat, caldrà afegir-hi un cabal suplementari de recirculació. Així, el bombament d'alimentació, continu o discontinu, comprèn el cabal nominal d'entrada més la recirculació.

Igual que en els sistemes de càrrega baixa, els sistemes de càrrega mitjana han d'anar precedits d'un tractament primari per eliminar matèries en suspensió sedimentables.

Els rendiments d'eliminació de  $\text{DBO}_5$  són del mateix ordre que en els sistemes de càrrega baixa i el rendiment també es veu afectat per la presència de matèries orgàniques col·loïdals. En canvi, generalment es produeix una baixa nitrificació o la nitrificació és inexistent, tot i que algunes vegades pugui ser apreciable en certes condicions de càrrega i temperatura.

#### Filtres de càrrega alta

Aquests filtres percoladors, generalment amb farciment de plàstic, només resulten econòmics quan s'utilitzen amb càrregues elevades, de 2 a 8 kg DBO<sub>5</sub> / dia·m<sup>3</sup>, i amb la finalitat de fer un desbast amb un rendiment d'eliminació del 50 al 70 %, abans d'una segona etapa de tractament per filtres percoladors a càrrega mitjana o amb fangs activats.

S'utilitzen sobretot en el tractament d'aigües residuals industrials amb concentracions elevades de DBO<sub>5</sub> i una bona degradabilitat, com seria el cas del sector agroalimentari.

L'altura d'un filtre d'aquest tipus pot ser bastant grans, fins a 12 m. Es recomanen càrregues hidràuliques elevades, de 2 a 4 m<sup>3</sup> / m<sup>2</sup> · h com a mínim, segons el tipus de material. No és imprescindible una decantació primària prèvia; si no n'hi ha, el desbast es reforçarà amb un tamisatge de 2 a 5 mm de pas.

### 3.5.2.2. Rendiments i límits

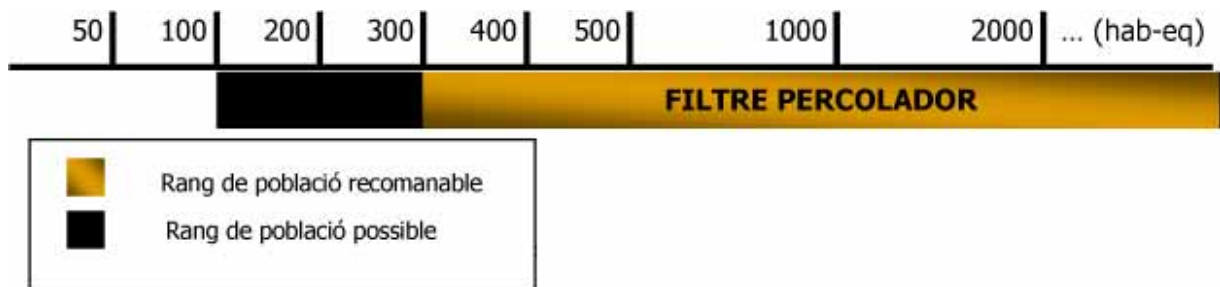
En la Taula 3.17 es resumeixen els rendiments d'eliminació de nutrients assolits amb un filtre percolador.

**Taula 3.17.** Rendiments d'eliminació per als filtres percoladors

Rendiments d'eliminació (%)					Límits d'eliminació*		
DBO	80-99	60-96		80-85	DBO	≈ 35 mg/L	< 20 mg/L
DQO	90-93	70-80			DQO	≈ 125 mg/L	
MES	50-90	50-95			MES	≈ 30 mg/L	< 20 mg/L
N <sub>T</sub>	10-90	20-70			N <sub>T</sub>		
NKT			≈ 40		NKT		
P <sub>T</sub>	35-55	5-30	≈ 20		P <sub>T</sub>		
CF		80-95					
Ref.	Mujeriego (1999)	Seoáñez (1999)	Boutin (1997)	EPA (1999)	Ref.	Boutin (1997)	EPA (1999)

CF: coliforms fecals

En la Figura 3.38 es mostra el rang de població per al qual aquest sistema està recomanat o pot implantar-se sense alterar el seu funcionament.



**Figura 3.38.** Rang de població recomanat per a la implantació d'un filtre percolador

### 3.5.2.3. Avantatges i inconvenients

En la Taula 3.18 es presenten els avantatges i els inconvenients d'un filtre percolador.

**Taula 3.18.** Avantatges i inconvenients d'un filtre percolador

Avantatges
<ul style="list-style-type: none"> <li>• És relativament tolerant a sobrecàrregues hidràuliques puntuals.</li> <li>• Té un consum energètic moderat.</li> <li>• És tolerant a la presència de substàncies tòxiques en l'afluent.</li> <li>• No necessita energia per a l'aeració, a diferència de molts sistemes convencionals.</li> <li>• Es pot dissenyar per nitrificar.</li> <li>• Té uns costos d'operació inferiors als fangs actius.</li> </ul>

- No hi ha recirculació de fangs secundaris.

#### *Inconvenients i/o limitacions*

- Requereix un sistema de decantació-digestió per als fangs.
- Té unes necessitats d'operació i manteniment moderades. Cal mà d'obra especialitzada.
- És sensible al fred. A l'hivern baixa molt el rendiment a causa de la disminució de la temperatura. A temperatures iguals o inferiors a 0°C pot haver-hi problemes de congelació.
- El cost del material de rebliment és elevat. El cost de construcció és elevat.
- Possibilitat d'obstrucció del sistema de distribució i dels filtres.
- Pot presentar problemes amb xocs de càrregues.
- Risc de males olors a causa d'una manca d'aeració en el llit que es pot produir sota algunes condicions meteorològiques.
- Poden aparèixer problemes d'insectes.
- No es pot controlar la quantitat de biomassa fixada.

#### 3.5.2.4. Quadre resum del sistema

En la Taula 3.19 es resumeixen els diferents aspectes en relació amb el filtre percolador.

**Taula 3.19.** Condicions per a la implementació d'un filtre percolador

<i>Filtre percolador</i>		
Tipus de tractament		Sistema convencional. Biològic. Medi de suport fix. Tractament aerobi
Nivell de tractament		Secundari i secundari-terciari (en determinades condicions)
Tipologies		- D'una etapa - De dues etapes També es poden classificar segons la càrrega
Càrrega orgànica		0,08 - 8 kg DBO <sub>5</sub> / m <sup>3</sup> ·dia (0,7 si objectiu < 35 mg DBO <sub>5</sub> / L, o 0,4 si objectiu < 25 mg DBO <sub>5</sub> / L)
Límit recomanat d'ús - càrrega hidràulica		300-2.000 h. eq. Càrrega hidràulica: 1,2 - 4 m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> · dia
Sistema adaptable a grans variacions de	cabal	Moderat (depèn del tipus)
	càrrega contaminant	Moderat (depèn del tipus)
Superfície necessària		0,2 - 0,7 m <sup>2</sup> / h. eq.
Temps de permanència hidràulica		Hores (amb recirculació)
Altres característiques de disseny		Necessiten ventilació (natural per gradient de temperatura o forçada amb ventiladors)
Exigències del terreny	Pendent	No
	Profunditat del nivell freàtic	No
	Permeabilitat	No
Temperatura òptima		Sensibles, calen T > 0°C
Cost econòmic	Inversió	Elevat
	Manteniment	Mitjà
Manteniment		Manteniment més simple i menys freqüent que els fangs actius
Necessitat de personal especialitzat		Sí
Necessitats energètiques		Baixes



		Només comparables als fangs actius quan la ventilació és forçada
Generació de	males olors	Es pot produir
	soroll	No
	subproductes	Fangs
Rendiments d'eliminació	Vegeu <a href="#">Taula 3.17</a>	
Limitacions del sistema	La presència de matèries orgàniques col·loïdals pot reduir notablement el rendiment d'eliminació de DBO <sub>5</sub>	
Capacitat de desinfecció	No	
Necessitat de tractament previ	Eliminació de grollers i de fins, i decantació primària	
Ampliació del sistema	No	
Avantatges (altres)	Operació senzilla	
Problemes d'explotació i solucions	Problema	Solució
	- Fangs sedimentables poc - Males olors	- No tractar tot el cabal. Baixar la recirculació - Baixar la recirculació

### 3.5.3. Biodiscos

#### 3.5.3.1. Descripció del procés

Els biodiscos, anomenats també contactors biològics rotatius, rotors biològics de contacte o biocilindres, són sistemes que es van desenvolupar com a tractament biològic aerobi de les aigües residuals. Estan formats per discos de material inert separats per una determinada distància que giren entorn d'un eix horitzontal (Figura 3.39). Estan parcialment submergits i es mouen alternativament en l'aigua residual i en l'aire, cosa que permet que es formi i creixi una biopel·lícula en la seva superfície. Aquesta biomassa es presenta fixada al suport (com en el cas dels filtres percoladors), però simultàniament també creix en suspensió (com en el cas dels fangs actius).

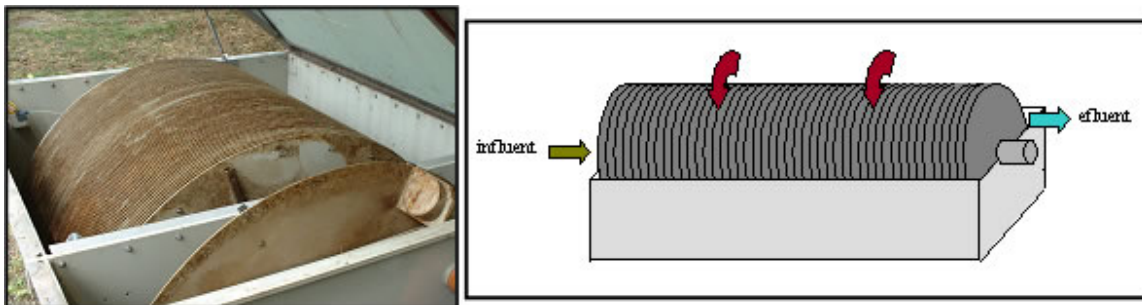


Figura 3.39. Esquema d'un biodisc

Els discos tenen un disseny ondulat amb nervis radials i s'aconsegueix així una major superfície disponible per disc i una major rigidesa mecànica. Aproximadament el 40 % de la superfície dels discos està en contacte amb l'aigua en tot moment. Quan els discos giren, la matèria orgànica és absorbida per la pel·lícula biològica que creix en la superfície, i alternativament es posen també en contacte amb l'aire en girar el disc. D'aquesta manera es transfereix oxigen a les colònies de bacteris i altres microorganismes que produeixen l'oxidació de la matèria orgànica. Els discos són de poliestirè o de clorur de polivinil.

La rotació també és el mecanisme d'eliminació de l'excés de sòlids en els discos (degut al trencament de la biopel·lícula per forces de cisallament o de fricció quan el gruix és important), i alhora serveix per mantenir en suspensió els sòlids arrossegats, de manera que puguin ser transportats des del reactor fins al clarificador.

La disposició dels biodiscos és d'etapes en sèrie (Figura 3.40), cosa que confereix al sistema un component important de flux pistó i evita els curtcircuits. L'efluent de l'última etapa dels biodiscos passa a un clarificador secundari, molt més petit que el que correspondria a un sistema de fangs actius. Si es dimensionen correctament, constitueixen un sistema molt eficient, gràcies a la més alta concentració que s'aconsegueix amb biomassa fixada. A més, permet resistir millor les sobrecàrregues hidràuliques i orgàniques.

Aquest sistema s'utilitza majoritàriament per eliminar la càrrega orgànica, tot i que també es pot emprar per a la nitrificació.



**Figura 3.40.** Biodisc amb etapes en sèrie

Els biodiscs, igual que els altres sistemes de depuració, es projecten sobre la base de factors de càrrega hidràulica o càrrega orgànica deduïts d'estudis amb plantes pilots i instal·lacions a escala industrial.

### 3.5.3.2. Rendiments i límits

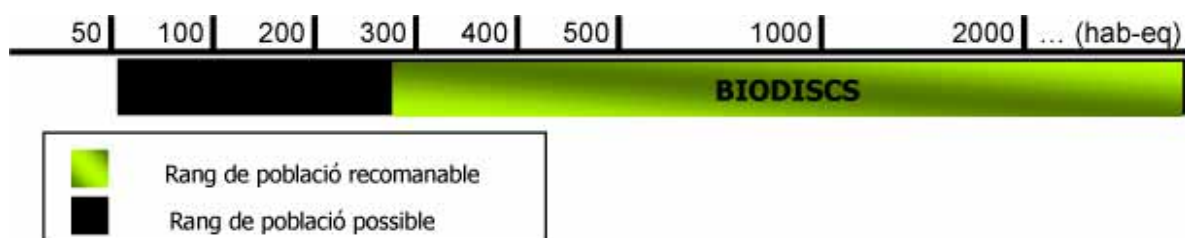
En la Taula 3.20 es resumeixen les principals dades de rendiments i límits d'eliminació de nutrients.

**Taula 3.20.** Rendiments d'eliminació per als biodiscs

Rendiments d'eliminació (%)				Límits d'eliminació		
DBO	80-99	80-98		DBO	≤ 35 mg/L	< 20 mg/L
DQO	90-93	70-85		DQO	≤ 125 mg/L	
MES	50-90	75-98		MES	≤ 30 mg/L	< 30 mg/L
N <sub>T</sub>	10-90	30-80		N <sub>T</sub>		
NKT			40	NKT	≤ 10 mg/L	
P <sub>T</sub>	35-55	20-30	25	P <sub>T</sub>		
CF		80-90				
Ref.	Collado (1992)	Akunna (2000)	Boutin (1997)	Ref.	Boutin (1997)	Seoáñez (1999)

CF: coliforms fecals

En la Figura 3.41 es mostra el rang de població per al qual aquest sistema està recomanat o pot implantar-se sense alterar el seu funcionament.



**Figura 3.41.** Rang de població recomanat per a la implantació d'un biodisc

### 3.5.3.3. Avantatges i inconvenients

En la Taula 3.21 es presenten els avantatges i els inconvenients d'un filtre percolador.

**Taula 3.21.** Avantatges i inconvenients del biodisc

Avantatges
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Explotació i manteniment senzill en comparació dels fangs actius.</li> </ul>

- La utilització de biodiscos permet un gran estalvi de superfície. Les dimensions dels tancs d'oxidació són menors que les dels tancs que s'utilitzen per a altres processos i a causa d'això els costos d'instal·lació s'abarateixen considerablement.
- El consum energètic es redueix considerablement en relació amb els processos tradicionals (1 kWh/kg de DBO<sub>5</sub> eliminat). Si ho comparem amb un sistema de fangs actius, el seu consum és una tercera part.
- Bona estabilitat en variacions de cabal i càrrega. Menys sensibles als tòxics que els fangs actius.
- No produeixen soroll.
- No generen males olors ni aerosols.
- Tenen pocs problemes d'escumes.
- No hi ha problemes d'insectes.
- Facilitat d'ampliació en el futur (modulació).
- Possibilitat de dissenyar el procés amb nitrificació.
- No hi ha recirculació dels fangs secundaris.
- Resistent al fred (els discos estan sempre coberts)

#### *Inconvenients i/o limitacions*

- El muntatge és complicat. Necessiten un material de suport especial.
- Requereixen d'un tractament primari previ.
- Hi ha consum energètic per mantenir en moviment els discos.
- Produeixen impacte ambiental en la parcel·la. Depèn de si es fan soterrats o a l'exterior i tapats.
- Necessiten un disseny mecànic rigorós.
- Són sensibles a la temperatura i a les tempestes, cal un sistema cobert.
- L'eliminació de NTK és limitada. Presenten problemes de nitrificació quan la relació DQO/N és elevada.
- Requereixen personal d'explotació especialitzat amb nocions d'electromecànica

#### 3.5.3.4. Quadre resum del sistema

En la Taula 3.22 es resumeixen els diferents aspectes en relació amb el biodisc.

**Taula 3.22.** Condicions per a la implementació d'un biodisc

<i>Biodiscoscos</i>		
Tipus de tractament		Tractament convencional. Biològic aerobi. Cultiu fix sobre un suport giratori
Nivell de tractament"		Secundari o secundari i terciari (en determinades condicions)
Tipologies		- De rotació mecànica - De rotació per impulsió d'aire
Límit recomanat d'ús - càrrega hidràulica		Càrrega hidràulica: 0,01 - 0,06 m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> · dia Rang de població recomanat: 300-3.000 h. eq.
Càrrega orgànica		2,4 - 4 o fins a 10 g DBO <sub>5</sub> / m <sup>2</sup> · dia
Sistema adaptable a grans variacions de	cabal	Moderat
	càrrega contaminant	Moderat
Superfície necessària		0,5 - 0,7 m <sup>2</sup> / h. eq. (Mujeriego, 1999) » 1,5 m <sup>2</sup> / h. eq. (Boutin, 1997)
Temps de permanència hidràulica		Curt (d'una a quatre hores)

Altres característiques de disseny		Disseny mecànic rigorós Dimensions del mòdul cilíndric: - diàmetre: 0,5 - 5,5 m (màx. 3,7 m) - longitud: 0,5 - 8 m (màx. 7,6 m) Material: polietilè o poliestirè Velocitat de rotació: 2-5 rpm Nombre d'etapes: 1-4 segons DBO <sub>5</sub> de l'efluent
Exigències del terreny	Pendent	No
	Profunditat del nivell freàtic	No
	Permeabilitat	No
Temperatura		En el rang 7-38°C Sensible a baixes temperatures. En climes freds es pot congelar la pel·lícula exposada a l'ambient. Cal que estiguin coberts
Cost econòmic	Inversió	Elevat
	Manteniment	Baix
Manteniment		<ul style="list-style-type: none"> <li>· Funcionament: intermedi</li> <li>· Personal: elevat</li> <li>· Necessitat de control: elevat</li> <li>· Freqüència de control: sovint</li> </ul>
Necessitat de personal especialitzat		Sí
Necessitats energètiques		Sí. Baixes en comparació dels fangs actius
Generació de	males olors	No
	soroll	No
	subproductes	Sí. Fangs no estabilitzats
Rendiments d'eliminació		Vegeu la <a href="#">Taula 3.20</a>
Limitacions del sistema		<ul style="list-style-type: none"> <li>· Temperatura (cal una coberta)</li> <li>· Sensibles al pH (òptim: 6-9)</li> <li>· Requereixen, igual que els fangs actius, una quantitat mínima de nutrients</li> </ul>
Capacitat de desinfecció		No
Necessitat de tractament previ		Com a mínim pretractament i decantació primària
Ampliació del sistema		Fàcil. Aportant mòduls
Avantatges (altres)		No hi ha recirculació de fangs secundaris
Problemes d'explotació i solucions		Problema
		Solució
		Baix rendiment per sobrecàrrega - Males olors per sobrecàrrega
		- Alimentació esglaonada
Altres		- Sensibles a precipitacions fortes si no estan coberts

### 3.6. TRACTAMENT BIOLÒGIC ANAEROBI

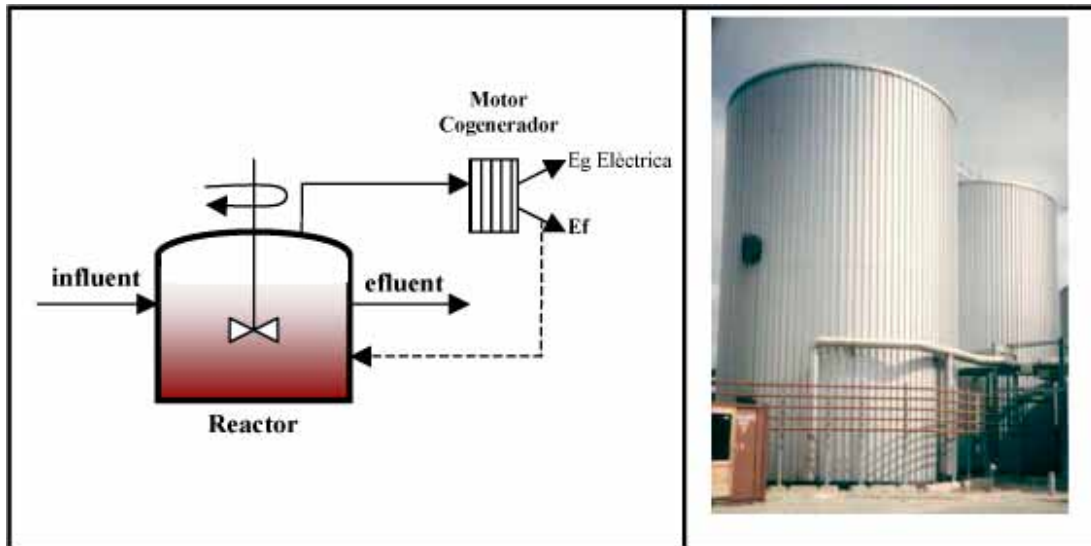
#### 3.6.1. Descripció del procés

La fermentació anaeròbia és un procés que es produeix espontàniament a la natura, en degradar-se la matèria orgànica en absència d'oxigen i produir-se un gas combustible. Així, tenim el gas dels pantans, el gas natural (metà) dels jaciments subterranis o fins i tot el gas produït en els estómacs dels remugants.

Va ser Shirley, el 1667, qui va descobrir el gas produït als pantans, però fins al 1776 Volta no el va identificar amb un criteri científic. A finals del segle XIX s'inicia l'estudi a gran escala sobre els processos i, en particular, sobre els substrats fermentables aptes per ser digerits. Cal esmentar els treballs de Pasteur i Beauchamp (1868), que van establir la presència de microorganismes en la producció de metà (Muñoz Valero, 1987).

La digestió anaeròbia (DA) es pot definir com un procés microbiològic anaerobi en què la matèria orgànica és degradada, progressivament, per una població bacteriana heterogènia, fins a metà i diòxid de carboni (Nyns, 1986). Pel procés anaerobi (en absència d'oxigen i catalitzada per microorganismes), la matèria orgànica es degrada a compostos senzills i es produeix un gas combustible (biogàs) amb un alt contingut en metà. Amb un control sobre aquest procés es pot optimitzar la depuració (eliminació de DBO) i la producció d'energia (Flotats, 1993).

La Figura 3.42 mostra l'esquema bàsic d'un sistema de DA, amb un reactor anaerobi, els fluxos d'entrada i sortida del sistema, i una unitat de valorització energètica, amb producció simultània d'energia elèctrica i energia tèrmica. L'energia tèrmica es pot utilitzar per mantenir la temperatura del reactor o per a altres usos complementaris.



**Figura 3.42.** Esquema del procés de digestió anaeròbia

Mitjançant el procés de digestió anaeròbia no només es pot tractar un gran nombre de residus (residus agrícoles i ramaders, cultius energètics, residus industrials orgànics o fracció orgànica de residus municipals), sinó també aigües residuals.

El desenvolupament dels reactors de biomassa fixada ha permès aplicar-los no només al tractament d'aigües residuals industrials amb alta càrrega orgànica, sinó també al tractament d'aigües residuals urbanes (càrrega baixa).

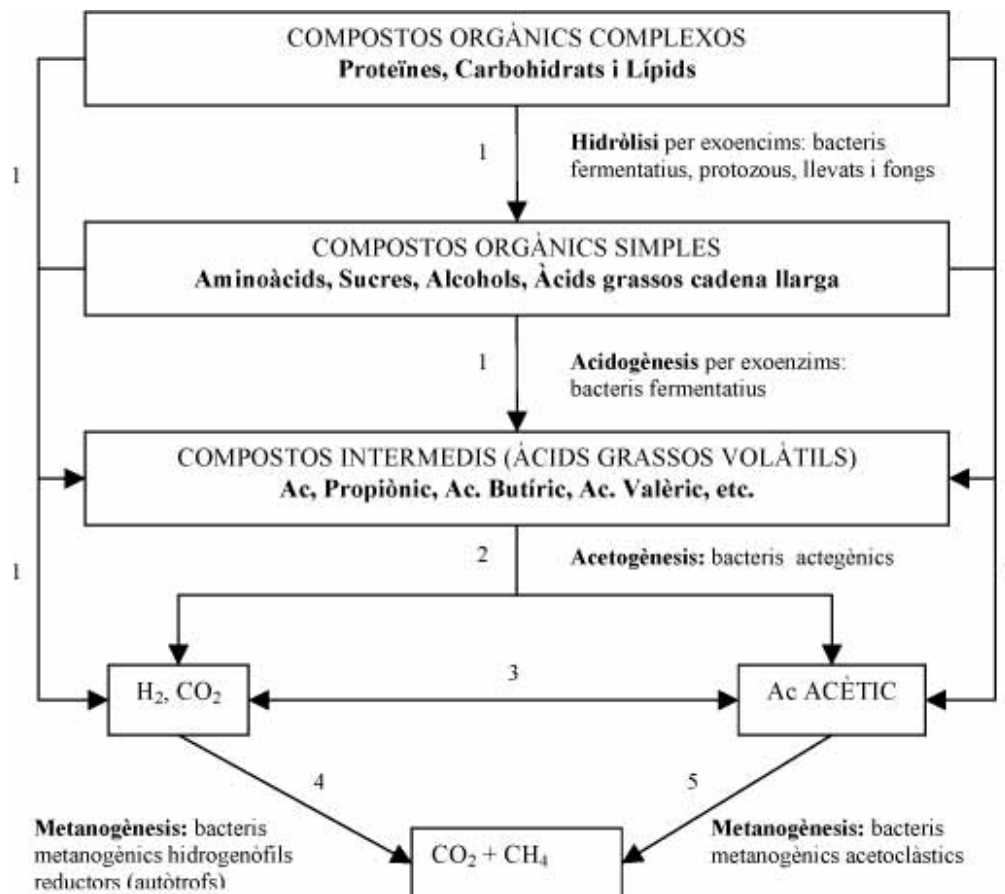
### 3.6.2. Microbiologia i fases de la fermentació anaeròbia

Comprendre amb profunditat la fermentació anaeròbia implica, necessàriament, conèixer els microorganismes que intervenen en les diferents etapes del procés de degradació de la matèria orgànica fins a metà i diòxid de carboni. S'han fet nombrosos estudis sobre la fermentació anaeròbia i encara avui s'estan fent avenços importants. La dificultat del seu coneixement radica en els fets següents (Chynowrth, 1987):

- l'estudi de bacteris anaerobis estrictes és difícil i car;
- la fermentació anaeròbia afecta un gran nombre d'espècies diferents, que varien en funció de la composició del substrat i les condicions ambientals;
- és difícil aïllar en cultius purs els bacteris, ja que habitualment es tracta de consorcis de microorganismes.

Inicialment es creia que la digestió anaeròbia comprenia dues etapes (fermentativa i metanogènica). Actualment, però, es considera que són fins a quatre les etapes que formen el procés de digestió anaeròbia: hidròlisi, acidogènesi, acetogènesi i metanogènesi (Figura 3.43). Les fases d'hidròlisi i acidogènesi són enzimàtiques, i les altres dues són biològiques.

Durant la hidròlisi, les molècules complexes, com ara els polisacàrids, les proteïnes i els lípids, són hidrolitzades per enzims exocel·lulars a compostos solubles. Durant la segona fase, l'acidogènesi, aquests són degradats a àcids de cadena curta, alcohols, diòxid de carboni, hidrogen i amoníac; i aquests alhora es transformen en àcid acètic, hidrogen i diòxid de carboni en l'etapa acetogènica. Finalment, durant la metanogènesi, es produeix metà a partir de l'àcid acètic i a partir de la reducció del diòxid de carboni per l'hidrogen.



**Figura 3.43.**Fases de la fermentació anaeròbia i poblacions bacterianes involucrades

Els grups de bacteris més importants, segons les reaccions en què intervenen, són (Pavlostathis i Giraldo, 1991):

1. Bacteris fermentatius hidrolfics-acidogènics.
2. Bacteris acetogènics productors d'hidrogen.
3. Bacteris acetogènics consumidors d'hidrogen (homoacetogènics).
4. Bacteris metanogènics reductors de diòxid de carboni (hidrogenòfils).
5. Bacteris metanogènics acetoclàstics.

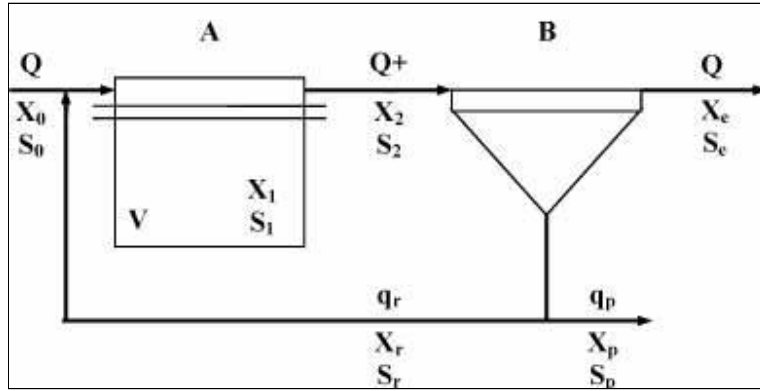
Els bacteris fermentatius són els responsables de les dues primeres etapes d'hidròlisi i acidogènesi, els exoenzims desdoblen polímers en petites molècules que poden ser transportades a l'interior de les cèl·lules. Els productes finals del seu metabolisme són funció de la composició del substrat inicial, les condicions ambientals i la presència d'hidrogen. Una alta concentració d'hidrogen afavoreix la formació de propionats i altres àcids grassos, i una baixa concentració afavoreix la producció directa d'acetat,  $\text{CO}_2$  i  $\text{H}_2$ .

Els bacteris acetogènics productors d'hidrogen catabolitzen propionats, àcids orgànics de cadena llarga, alcohols i compostos aromàtics en  $\text{H}_2$ ,  $\text{CO}_2$  i acetat. Alhora hi ha una associació sintròpica amb els bacteris homoacetogènics consumidors de  $\text{H}_2$  que regulen el nivell de  $\text{H}_2$  a l'ambient; aquests són bacteris quimiolitotrofs que utilitzen el  $\text{H}_2$  i el  $\text{CO}_2$  per donar com a producte final acetat.

Finalment, el metà es produeix per dues vies: els bacteris metanogènics hidrogenòfils el produeixen a partir de la reducció del  $\text{CO}_2$  amb l'hidrogen i els metanogènics acetoclàstics a partir de l'acetat. Aquests dos grups de bacteris són anaerobis estrictes, amb una taxa de creixement molt lenta, es desenvolupen en ambients amb un potencial redox de  $-300$  mV i són molt sensibles a la presència de tòxics i inhibidors. Així mateix, associats als bacteris metanogènics, es troben els sulfatoredutors, els quals competeixen amb els metanogènics per l'hidrogen ( $\text{H}_2$ ). El metabòlit final produït és l'àcid sulfhídric, que a concentracions elevades pot arribar a inhibir els metanogènics.

### 3.6.3. Disseny de reactors anaerobis

Igual que en sistemes de fangs actius, per dissenyar un sistema anaerobi es parteix de les equacions derivades del balanç de substrat i biomassa per a un reactor continu amb recirculació de biomassa (Figura 3.44).



**Figura 3.44.** Esquema d'un sistema genèric de digestió anaerobi (A: digestor, B: decantador, X: concentració de microorganismes, S: concentració de substrat, Q i q: cabals)

A partir d'aquests balanços, en funció de les condicions de contorn (característiques del sistema) es fan les simplificacions adients i s'estableixen les diferents equacions de disseny. Així doncs, tindrem diferents equacions en funció de si es tracta d'un sistema amb recirculació o no, amb funcionament continu o discontinu, o amb retenció de biomassa o no.

Cal fer algunes reflexions particulars pel que fa a la cinètica de creixement dels microorganismes anaerobis.

#### Cinètica del creixement

Habitualment la cinètica de creixement dels microorganismes més àmpliament emprada en sistemes aerobis és la cinètica de Monod (3.32):

$$\mu = \mu_m \frac{S}{K_s + S} \quad (3.32)$$

No obstant això, fruit de la diferent energia disponible per a la cèl·lula, la qual és aproximadament trenta vegades inferior en els microorganismes anaerobis, s'han proposat altres models cinètics que en determinats casos (en funció del tipus de substrat, reactor o etapa del procés anaerobi) són més apropiats. En la Taula 3.23 es recullen els principals models cinètics aplicats a sistemes anaerobis.

**Taula 3.23.** Models cinètics utilitzats en tractaments anaerobis (Pavlostathis i Giraldo, 1990)

Primer ordre	$\mu = \frac{K S}{S_0 - S} - b$	$\frac{-dS}{dt} = K S$
Grau i col·l. (1975)	$\mu = \frac{\mu S}{S_0} - b$	$\frac{-dS}{dt} = \frac{\mu X S}{Y S_0}$
Contois (1959)	$\mu = \frac{\mu_m S}{B X + S} - b$	$\frac{-dS}{dt} = \frac{\mu_m X S}{Y(B X + S)}$
Chen i Hashimoto (1978)	$\mu = \frac{\mu S}{K S_p + (1-K)S} - b$	$\frac{-dS}{dt} = \frac{\mu X S}{K X + Y S}$

S'ha de destacar també que en un sistema anaerobi factors com la temperatura, el pH i la presència de tòxics o inhibidors poden afectar en gran manera el creixement dels microorganismes. Així doncs, la taxa de creixement es veurà modificada en funció del valor d'aquests paràmetres.

S'han de destacar especialment els fenòmens d'inhibició, ja que poden ser especialment importants en un procés anaerobi. Els dos models d'inhibició que normalment s'utilitzen són:

- *Competitiu reversible*, quan afecta la constant de saturació ( $K_s$ ):

$$K_s' = -K_s \frac{K_i + C_i}{K_i} \quad (3.33)$$

amb

- $C_i$  = concentració de substància inhibidora
- $K_i$  = constant d'inhibició

- *No competitiu reversible*, quan és afectada la taxa de creixement específica màxima ( $\mu_m$ ) (Pavlostathis i Giraldo, 1991):

$$\mu_m' = \mu_m \frac{K_i}{K_i + C_i} \quad (3.34)$$

Finalment, s'ha d'indicar que els valors típics dels coeficients estequiomètrics per a un procés anaerobi són molt inferiors als d'un procés aerobi (Taula 3.24); d'aquí ve la reduïda producció de biomassa dels sistemes anaerobis, fet que pot ser un avantatge (menor cost en la gestió dels fangs), però que implica la necessitat de tenir molta cura en les engegades per evitar sobrecàrregues (Lema i col·l., 1992).

**Taula 3.24.** Constants cinètiques per a diferents substrats en digestió anaeròbia mesòfila (Pavlostathis i Giraldo, 1990)

Substrat	Procés	$K_s$ (g DQO / L)	(d <sup>-1</sup> )	Y (g VSS / g DQO)
Carbohidrats	Acidogènesi	22,5 - 630	7,2 - 30	0,14 - 0,17
Àcids grassos de cadena llarga	Oxidació anaeròbia	105 - 3.180	0,085 - 0,55	0,04 - 0,11
Àcids grassos de cadena curta	Oxidació anaeròbia	12-500	0,13 - 1,2	0,025 - 0,047
Àcid acètic	Metanogènesi acetoclàstica	11-421	0,08 - 0,7	0,1 - 0,054
Hidrogen / diòxid de carbó	Metanogènesi	0,016 - 0,6	0,05 - 4,07	0,017 - 0,045
Procés anaerobi mesofílic (35°C)	Acidogènesi	200	2	0,15
	Metanogènesi	50	0,4	0,03
	Conjuntament	--	0,4	0,18

Eficiència del procés anaerobi

Un cop establertes les equacions de disseny corresponents aplicant la cinètica i les simplificacions adients en funció del sistema, es podrà calcular la concentració de substrat a l'efluent i a partir d'aquí l'eficiència del sistema:

$$E = 1 - \frac{S}{S_0} \quad (3.35)$$

D'aquesta equació es deriva fàcilment la producció de gas per unitat de volum del reactor,  $P_v$  [m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> / m<sup>3</sup> reactor · d]:

$$P_v = \frac{S_0 - S}{\theta} B_0 \quad (3.36)$$



on  $B_o$  és la producció de  $\text{CH}_4$  per unitat de substrat eliminat (de l'ordre de  $0,35 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 / \text{kg DQO}$  eliminat). La producció de metà respecte a la càrrega, ( $P_c$ ) [ $\text{m}^3 \text{ CH}_4 / \text{m}^3 \text{ DQO}_e$ ], s'obté a partir de:

$$P_c = \frac{S_o - S}{S_o} B_o \quad (3.37)$$

### Generació de biogàs

Tal com hem indicat, el procés anaerobi genera un gas combustible anomenat biogàs. Aquest biogàs no és res més que una mescla gasosa formada bàsicament per  $\text{CH}_4$  i  $\text{CO}_2$  i petites proporcions d'altres gasos, com  $\text{H}_2\text{S}$  i  $\text{H}_2$ . Les proporcions habituals dels diferents components són:

$\text{CH}_4$ : 55-65 %

$\text{H}_2\text{S}$ : 1.000-3.000 ppm

$\text{CO}_2$ : 35-45 %

$\text{H}_2$ : 100-200 ppm

Pel principi de conservació de la matèria, en un reactor anaerobi la quantitat eliminada de DQO es converteix en gasos oxidables. Si aquests estan formats íntegrament per  $\text{CH}_4$ , l'eliminació d'1 kg de DQO es pot transformar en una quantitat màxima de  $0,35 \text{ m}^3$  de  $\text{CH}_4$ , en condicions normals de pressió i temperatura. En unitats d'energia primària es tradueix en un valor de l'ordre de  $3,5 \text{ kWh} / \text{kg DQO}$  eliminada. En realitat es produeixen petites quantitats d'altres gasos oxidables ( $\text{H}_2\text{S}$  i  $\text{H}_2$ ) i, per tant, la taxa és sempre lleugerament inferior, però aquest valor permet fer aproximacions al càlcul del potencial de producció per a un residu.

El biogàs generat es pot utilitzar com a font d'energia, cremant-lo directament en una caldera o en un motor de cogeneració per produir electricitat. La seva potència calorífica inferior és aproximadament de  $5.250 \text{ kcal/m}^3$ , si té una riquesa en metà del 60 %. Així mateix, cal indicar que la valorització energètica del biogàs necessita, en la majoria dels casos, la reducció del contingut en  $\text{H}_2\text{S}$  juntament amb el  $\text{CO}_2$ , gas inert no combustible.

### 3.6.4. Paràmetres de procés i de control

El coneixement dels paràmetres ambientals i operacionals que afecten el procés de fermentació anaeròbia és la base per a un correcte control de l'operació.

#### pH i alcalinitat

A cada fase del procés, els microorganismes presenten una màxima activitat en un rang de pH diferenciat: hidrolítics entre 7,2 i 7,4; acidogènics entre 7 i 7,2, i metanogènics entre 6,5 i 7,5. Amb un pH inferior a 6,5, comença a disminuir l'activitat dels metanogènics acetoclàstics, per aturar-se completament en arribar a 5,5. Amb aquestes condicions, el pH pot seguir disminuint perquè es manté l'activitat, encara que limitada, dels altres grups. Per sota de 4,5 s'atura l'activitat de tots els microorganismes ([Lema i Méndez, 1994](#)).

A les aigües residuals amb baix poder tampó cal controlar externament el pH, a fi d'evitar que baixi a causa dels àcids generats en la segona fase. No és així per als residus de càrrega alta, ja que la seva alta alcalinitat els permet autoregular el pH. S'admet que l'alcalinitat mínima desitjable per tenir un bon poder tampó és d'1,5 g  $\text{CaCO}_3 / \text{L}$ , i es considera desitjable que aquesta sigui superior a 3 g/L.

#### Potencial redox

El potencial redox és un indicador de l'ambient oxidant o reductor del sistema. Aquest paràmetre cal que sigui suficientment baix per poder assegurar el desenvolupament de poblacions metanogèniques estrictes. En cultius purs els bacteris metanogènics requereixen un potencial d'oxidació i reducció entre  $-300 \text{ mV}$  i  $-320 \text{ mV}$ .

#### Requeriment de nutrients

Tots els elements, orgànics i minerals, necessaris per al creixement dels microorganismes anaerobis han d'estar presents en el medi. La relació C:N ha d'estar compresa entre 15:1 i 45:1, amb un valor recomanable de 30:1. Valors molt superiors o molt inferiors poden crear problemes d'inhibició o de baixada d'activitat. Una deficiència de N implica una reducció en la producció d'enzims i, per tant, en la velocitat de digestió; per

contra, un excés de N, especialment en forma amoniacal, pot inhibir l'activitat bacteriana. Per al fòsfor la relació C:P òptima és al voltant de 150:1. Una presència en excés no crea problemes d'inhibició.

#### Estabilitat, toxicitat i inhibició

Les formes no ionitzades dels àcids grassos volàtils, l'amoníac lliure i l'àcid sulfhídric són els inhibidors més importants del procés anaerobi i especialment dels bacteris metanogènics. Aquests compostos presenten una inhibició de tipus reversible. Així mateix, els metalls, els antibiòtics i els desinfectants també són inhibidors o tòxics en funció de la seva concentració (Bonmatí, 1998).

Els nivells a partir dels quals una determinada substància és inhibidora o tòxica són difícils de determinar i sovint es troben valors molt diferents en la bibliografia. L'aclimatació dels bacteris, la presència de substàncies d'efecte sinèrgic o antagònic i les mateixes condicions del sistema (pH, temperatura, etc.) tenen un paper important en el moment de definir les concentracions d'inhibició.

Per exemple, les concentracions a partir de les quals el nitrogen amoniacal és inhibidor no estan definides clarament, ja que això depèn de l'aclimatació dels bacteris i del binomi pH/temperatura, que determinen el percentatge de nitrogen amoniacal que està en forma d'amoníac lliure, substància descrita com la causant de la inhibició. Es troben valors d'inhibició des de 0,1 g NH<sub>3</sub> / kg (Henze i col·l., 1995) fins a valors de 0,7 g NH<sub>3</sub> / kg, quan hi ha hagut un procés previ d'aclimatació dels bacteris (Angelidaki i Ahring, 1994).

#### Temperatura

El procés de digestió anaeròbia es pot produir a tres rangs diferents de temperatura: psicròfila, per sota de 20°C; mesòfila, entre 30 i 40°C, i termòfila, entre 50 i 70°C. Amb l'augment de la temperatura s'augmenta la velocitat de creixement dels bacteris i amb això la velocitat de producció de biogàs.

Treballant en el rang termofílic s'assegura, a més, la destrucció de patògens. Malgrat els grans avantatges dels sistemes termofílics, aquests requereixen més control i seguiment, ja que a altes temperatures alguns compostos com el nitrogen amoniacal incrementen l'efecte inhibidor.

#### Temps de retenció

La velocitat a què es produeix la descomposició i la consegüent producció de gas depèn del tipus de residu, la seva composició, la temperatura i el disseny del reactor emprat. És clar que com més temps està sotmès a degradació un volum determinat, més gas produirà. Però també cal pensar que això comporta volums de digestió més grans i cal tractar diàriament un cabal constant, i que l'eliminació del substrat no és un procés lineal, sinó asimptòtic.

Per a residus de càrrega alta, els temps de residència hidràulic i cel·lular (no hi ha recirculació ni retenció de biomassa) habituals són entre quinze i vint dies. Quan parlem d'aigües residuals, es necessiten alts temps de retenció cel·lular (reactors amb retenció de biomassa) i temps de residència hidràulic molt més baixos (d'hores).

### 3.6.5. Classificació de sistemes anaerobis

La cinètica del procés de DA és influenciada principalment pels factors temperatura ( $T$ ), concentració de microorganismes ( $X$ ) i concentració de matèria orgànica ( $S$ ). Així, si el factor  $S$  és poc favorable (que és el cas de les aigües residuals) i el control de la temperatura de procés no és viable, es pot compensar amb el factor concentració de microorganismes al reactor. Aquest fet, juntament amb el fet que els bacteris metanogènics tenen una velocitat de creixement baixa, fa que la retenció de la biomassa activa sigui la clau de l'operació dels reactors anaerobis que tracten aigües residuals.

Les diferents tècniques de retenció de biomassa es basen en la propietat dels bacteris de formar floculs per unió amb altres bacteris o d'adherir-se sobre superfícies sòlides. Així, tenim reactors amb sedimentació externa i recirculació, amb sedimentació interna i amb immobilització de la biomassa sobre superfícies sòlides.

Quan parlem de l'aplicació de la digestió anaeròbia al tractament d'aigües residuals, trobem des de reactors amb el mínim control sobre el procés, com poden ser les llacunes anaeròbies (la generació de biogàs és molt baixa i molt difícil de recuperar), fins a sistemes altament sofisticats, com poden ser els reactors de llit fluiditzat o els reactors híbrids.

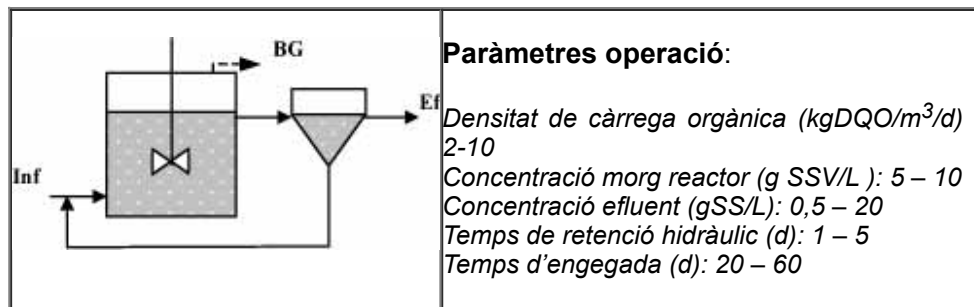
A continuació es descriuen les diferents tipologies de reactors anaerobis que s'utilitzen habitualment en el tractament d'aigües residuals.

#### Reactor de contacte

L'estratègia més senzilla per separar el temps de residència hidràulic (TRH) del temps de residència cel·lular (TRC) i així permetre tractar aigües relativament carregades en TRH relativament baixos, però mantenint el TRC requerit pel desenvolupament dels bacteris, són els anomenats reactors de contacte. La configuració d'aquests sistemes és equivalent al sistema de fangs actius i consisteix en un reactor de mescla completa seguit d'un separador de sòlids i líquids (Figura 3.45).

L'element clau d'aquest tipus de reactors és el separador de sòlids i líquids, ja que són freqüents els problemes de separació. Les característiques dels llots i el despreniment continu de bombolles de gas dificulten moltes vegades una correcta separació dels llots.

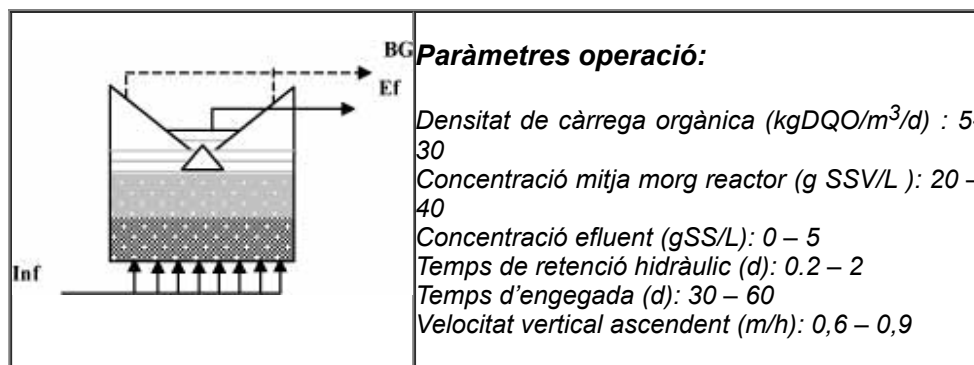
Les estratègies que freqüentment s'adopten per millorar la separació són instal·lar dipòsits de desgasificació, refredar l'efluent per aturar la reacció, forçar la desgasificació mitjançant extracció de volàtils (*stripping*) i fins i tot utilitzar coagulants com l'hidroxid sòdic o el clorur fèrric.



**Figura 3.45.** Reactor anaerobi de contacte i paràmetres d'operació

#### Reactor de flux suspès (USAB)

La principal característica dels reactors UASB (*up flow anaerobic sludge blanket*) és la seva capacitat per retenir la biomassa dins del mateix reactor mitjançant el que s'anomena sedimentació interna (Figures 3.46 i 3.47).



**Figura 3.46.** Reactor de flux suspès (UASB) i paràmetres d'operació

Els microorganismes es desenvolupen com una massa floculant (mantell de llots) en el si d'un flux ascendent d'influent. El llot bacterià és retingut per la seva pròpia massa dins del reactor, mentre que el gas i l'efluent s'escapen per la part superior del reactor.



**Figura 3.47.** Reactor UASB. Campanes de recollida de biogàs al reactor UASB

La biomassa bacteriana d'aquest tipus de reactors es presenta en forma de grànuls compactes de fins a 3-4 mm (Figura 3.48). Una de les claus per mantenir un elevat temps de retenció dels fangs és obtenir un fang amb bones característiques de sedimentació; és per aquest motiu que en les arrencades d'aquest tipus de reactors s'acostumen a inocular amb biomassa d'altres reactors USAB per afavorir així la formació de grànuls.



**Figura 3.48.** Biomassa granular d'un reactor UASB

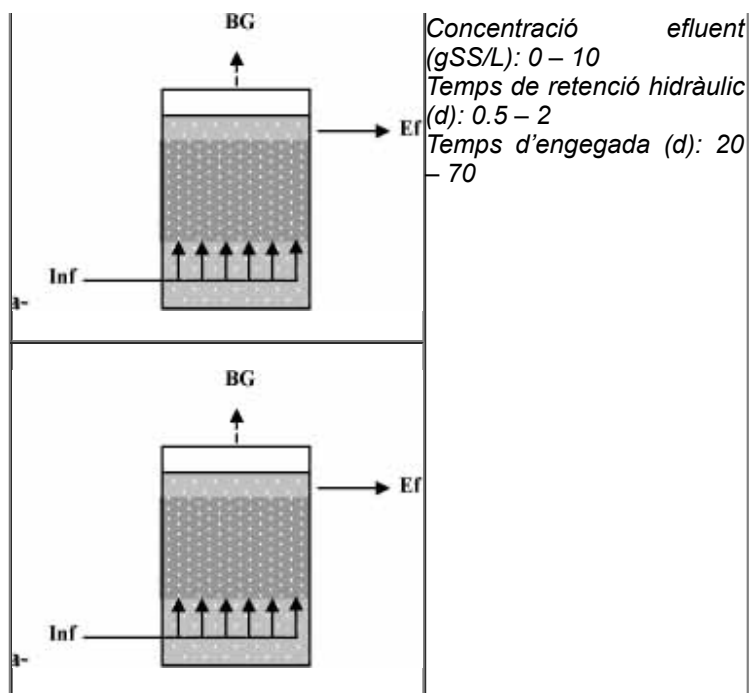
El mantell de llots que es forma en el reactor s'estratifica de major a menor mida, i es troben concentracions de fins a 40-70 g SSV / L a la part inferior, per una concentració mitjana de 20-40 g SSV / L.

L'altra clau per al funcionament òptim d'aquest tipus de reactors és el separador trifàsic de sòlids, líquids i gasos que està situat a la part superior del reactor. La principal funció d'aquest separador és separar les bombolles de gas dels fangs i així permetre sedimentar els petits grànuls de fang que pugen adherits a les bombolles de gas. Així mateix, és convenient tenir una bona distribució de l'aigua que s'ha de tractar en el fons del digester, de manera que no es formin camins preferencials.

#### Filtre anaerobi

En aquest sistema la biomassa bacteriana es troba, en part, immobilitzada en un material de suport i en part suspesa entre els espais buits. El flux de l'influent normalment és vertical, i pot ser ascendent o descendent (Figura 3.49), i el mateix material de suport actua com a separador de gas, que es recull a la part superior, i proporciona alhora una zona de repòs per facilitar la sedimentació dels sòlids que estan en suspensió.

	<p><b>Paràmetres operació:</b></p> <p>Densitat de càrrega orgànica (kgDQO/m<sup>3</sup>/d): 0.15 – 30</p> <p>Concentració morg reactor (g SSV/L): 10 – 20</p>
--	---



**Figura 3.49.** Filtre anaerobi (a: flux ascendent, b: flux descendent) i paràmetres d'operació

Els materials de suport on es fixa la biopel·lícula poden ser de diversos tipus: materials plàstics, ceràmics o de vidre (Figura 3.50). La rugositat del material de suport, el grau de porositat, així com la mida del porus, afecten la taxa de colonització de la població microbiana.

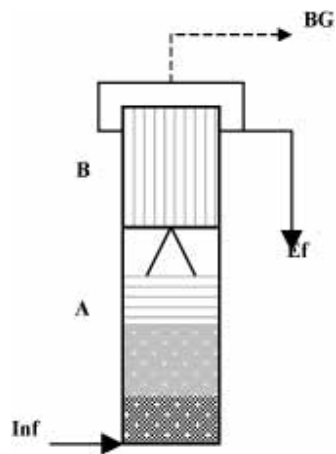


**Figura 3.50.** Rebliment ordenat d'un filtre anaerobi

La principal limitació d'aquest tipus de reactors és que l'aigua que s'ha de tractar no pot tenir fraccions apreciables de sòlids en suspensió; la matèria orgànica ha de ser soluble o fàcilment degradable en compostos solubles. Els filtres amb flux descendent són especialment sensibles a la presència de sòlids en suspensió. Per evitar problemes d'oclusions i de pèrdues de càrrega, la mida del material de suport sol ser bastant gran, fet que limita la superfície que pot ser colonitzada pels microorganismes; els valors habituals són de  $200 \text{ m}^2/\text{m}^3$  de reactor.

#### Reactors híbrids

Darrerament s'han desenvolupat els reactors anomenats híbrids, que combinen característiques dels sistemes de llit suspès i del filtre anaerobi de flux ascendent (Figura 3.51).



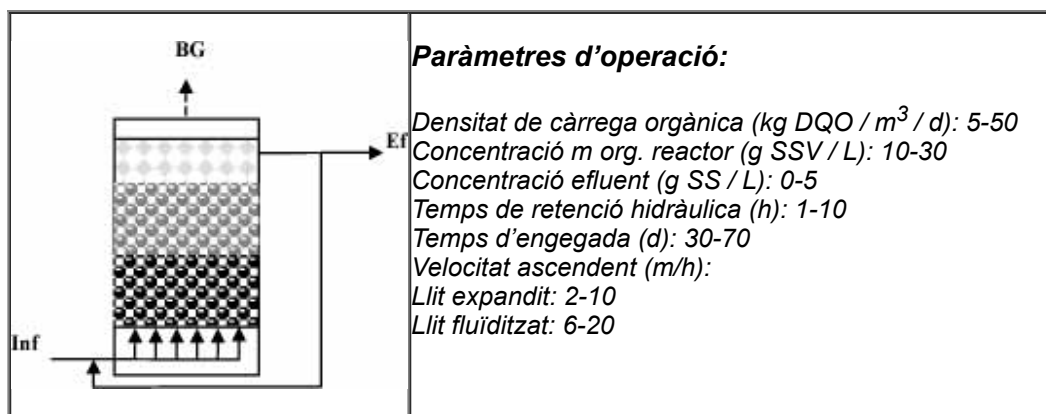
**Figura 3.51.** Reactor híbrid (A: reactor UASB, B: filtre anaerobi)

La part que correspon al filtre comprèn el terç superior del reactor i la seva funció no és tant augmentar el rendiment com retenir la biomassa amb més eficiència. D'aquesta manera se sumen els avantatges del reactor UASB (altes càrregues i simplicitat) amb els dels filtres anaerobis (altes càrregues i resistència a les sobrecàrregues).

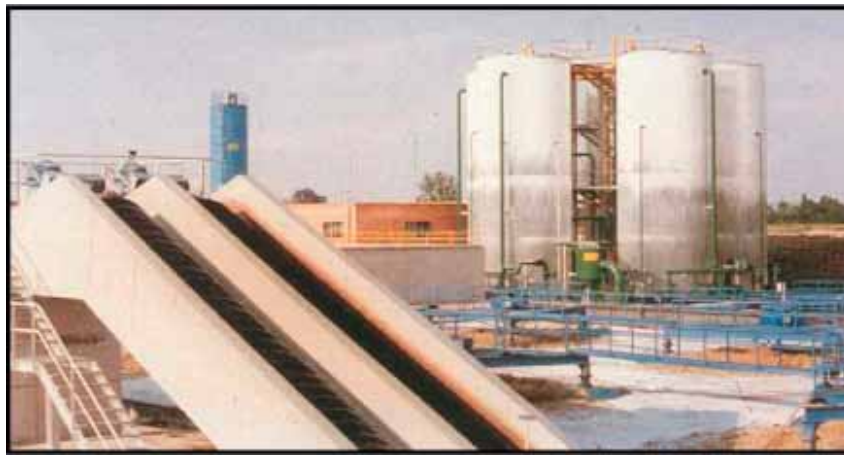
Reactor de llit mòbil: llit expandit i llit fluiditzat

La biomassa en aquests reactors és fixa en partícules sòlides de petites dimensions (incrementem molt la superfície disponible per  $m^3$  de reactor), les quals es mantenen en suspensió (Figures 3.52 i 3.53).

La suspensió de les partícules de suport es regula mitjançant la velocitat del flux (sempre ascendent) i la seva recirculació. La distinció entre llit expandit i llit fluiditzat és difusa, si bé es considera expandit quan l'expansió del llit és menor al 20 % del total i fluiditzat quan el grau d'expansió és superior.



**Figura 3.52.** Reactor de llit mòbil (llit expandit i llit fluiditzat)



**Figura 3.53.** Reactor de llit fluiditzat

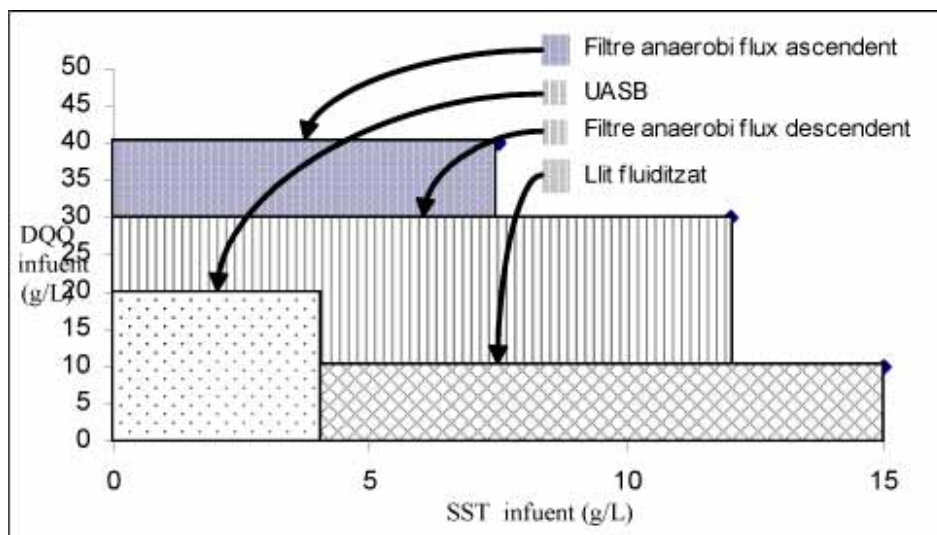
La quantitat de material de suport afegida és aproximadament del 10% del volum del reactor i el diàmetre de les partícules és de 0,3 - 3 mm. La velocitat ascendent necessària per expandir el llit està compresa entre 2 i 10 m/h, i per aconseguir aquesta velocitat es necessita una alta taxa de recirculació de l'efluent. L'expansió del llit és sostinguda, de manera que cada partícula manté una posició fixa en el llit.

#### Reactors de llit fluiditzat

En el cas dels reactors de llit fluiditzat, l'elevada velocitat ascensional (6-20 m/h) expandeix el llit fins al punt que les partícules es mantenen dins d'un volum restringit però no ocupen una posició fixa en el llit. L'ús de partícules de petites dimensions (diàmetres compresos entre 0,2 i 0,7 mm) i el grau de fluidització augmenten la superfície disponible a ser colonitzada, que pot arribar a valors de 1.000-2.500 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>. En aquests sistemes més del 95 % de la biomassa està adherida al material de suport.

Els avantatges d'aquests dos tipus de reactors són atribuïbles a l'elevada concentració de la biomassa activa sobre les partícules de suport i les elevades taxes de recirculació, que fan que el digestor sigui menys sensible als components tòxics de l'influent, que es maximitzi el contacte entre la biopel·lícula i el líquid que s'ha de tractar, i que es minimitzin els problemes de difusió.

Els rangs d'operació habituals dels sistemes anaerobis amb retenció de biomassa es recullen en la Figura 3.54.



**Figura 3.54.** Règim d'operació de sistemes anaerobis amb retenció de biomassa respecte als sòlids suspesos totals i la DQO d'entrada

#### 3.6.6. Aplicació al tractament d'aigües residuals de càrrega baixa

El tractament anaerobi d'aigües residuals de càrrega baixa, com poden ser les aigües residuals urbanes, és limitat per la baixa concentració de matèria orgànica de l'influent que s'ha de tractar, fet que s'ha de compensar amb alts temps de residència cel·lular mitjançant diferents sistemes de retenció de la biomassa.

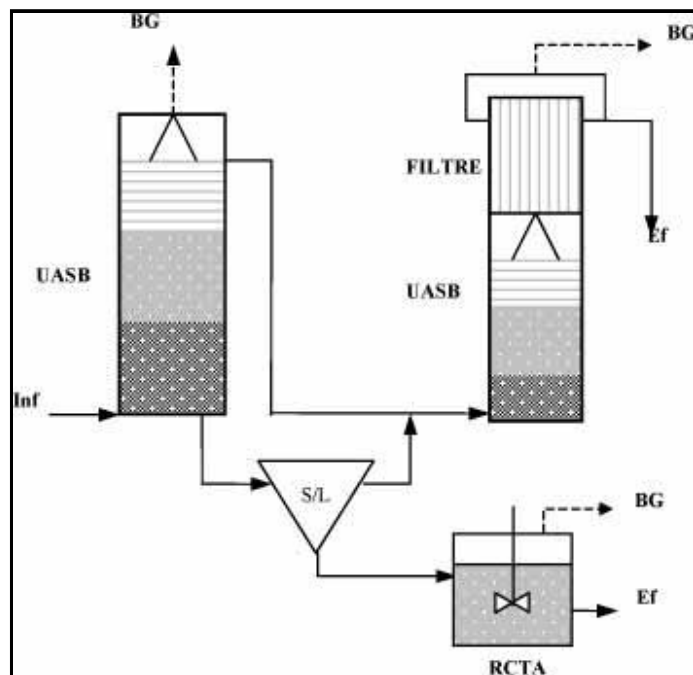
Un altre aspecte que s'ha de considerar en la seva aplicació per al tractament de grans cabals d'aigües residuals és el fet que normalment s'ha de treballar en rangs psicròfils. Aquest rang de temperatura comporta

una baixa velocitat de l'etapa d'hidròlisi i, consegüentment, l'acumulació de sòlids en suspensió (SS). L'acumulació de grans quantitats de SS deriva en una reducció de l'activitat metanogènica i la formació d'escumes, i en resulta una sobrecàrrega del reactor. Davant d'aquests problemes s'han descrit diverses alternatives: tractar aigües residuals presedimentades i utilitzar sistemes de dues fases.

### Sistemes de dues fases

La majoria d'estudis efectuats per solucionar els problemes d'acumulació de SS en tractar efluent amb un alt contingut de sòlids suspesos a baixes temperatures han optat pel procés de dues fases (Van Haandel i Lettinga, 1994). En una primera etapa s'atrapen i s'hidrolitzen les partícules, i el material solubilitzat es metabolitza en la segona etapa. Com que l'eficiència en l'eliminació de SS és superior en la hidròlisi, és necessari descarregar regularment l'excés de llot que es genera en el primer reactor. Consegüentment, el temps de retenció cel·lular en el primer reactor és relativament baix i per tant es redueix la metanització al mínim. De la mateixa manera, l'activitat metanogènica del segon reactor es pot millorar adequant les condicions d'operació als requeriments dels bacteris metanogènics (Mata i Mercé, 2006).

Finalment, s'ha d'indicar que l'acumulació de SS al primer reactor pot ser important i per tant pot ser que calgui un tractament d'estabilització de la purga dels fangs en excés. En aquest cas es pot optar per un digester mesòfil o termòfil de mescla completa per tractar els llots prèviament separats en un separador de sòlids i líquids (Figura 3.55).

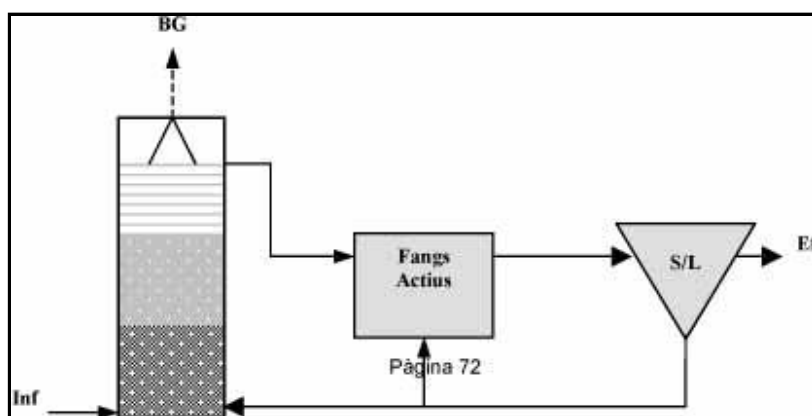


**Figura 3.55.** Sistema de dues fases (UASB + híbrid) amb estabilització anaeròbia dels fangs purgats (RCTA)

### Necessitat de posttractament

És clar que a causa de les exigències actuals de sanejament a la UE, els efluent de digestió anaeròbia de les aigües residuals urbanes necessiten un tractament posterior per reduir la DQO i a la vegada eliminar els nutrients (Mata i Mercé, 2006).

Un possible posttractament per reduir la DQO és una configuració com la que es pot veure en la Figura 3.56, un reactor UASB seguit d'un sistema de fangs actius (Von Sperling i col·l., 1996).





**Figura 3.56.** Sistema anaerobi amb posttractament aerobi

No obstant això, s'ha d'indicar que els processos d'eliminació de P i N per desnitrificació constitueixen un inconvenient davant dels processos aerobis, que poden minimitzar la necessitat d'afegir una font externa de carboni. Davant d'aquesta limitació, l'oxidació parcial de l'amoni (SHARON, PN-SBR) per la producció de nitrats seguida de la reducció d'aquests juntament amb l'amoni no oxidat (procés ANAMOX) pot ser una alternativa que cal desenvolupar (Mata i Mercé, 2006, Ganigué i col·l., 2007, Lopez i col·l. 2007).

### 3.6.7. Avantatges i inconvenients

En la Taula 3.25 es presenten els avantatges i els inconvenients del tractament anaerobi.

**Taula 3.25.** Avantatges i inconvenients del tractament anaerobi

<i>Avantatges</i>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Producció de biogàs, que fa que el balanç energètic sigui molt més favorable que altres sistemes biològics d'eliminació de matèria orgànica, i fins i tot positiu.</li> <li>• Una baixa producció de fangs comparat amb els sistemes aerobis convencionals.</li> </ul>	
<i>Inconvenients i/o limitacions</i>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Alt cost d'equips i instal·lacions. Els reactors anaerobis han de ser tancats i estancs, i per valoritzar el biogàs generat es requereixen instal·lacions específiques. Així mateix, es necessiten alts temps de residència hidràulic i, per tant, grans volums de reactor.</li> <li>• Necessitat de posttractaments per reduir la matèria orgànica a nivells adequats per al seu abocament a la llera pública o reduir altres substàncies com el nitrogen i/o el fòsfor.</li> </ul>	

### 3.6.8. Quadre resum

En la Taula 3.26 es resumeixen els diferents aspectes en relació amb el tractament anaerobi d'aigües residuals.

**Taula 3.26.** Característiques bàsiques del tractament anaerobi

<i>Característiques generals</i>		
<i>Nom del tractament</i>		Digestió anaeròbia
<i>Tipologies de reactors</i>		<ul style="list-style-type: none"> <li>- Digestor anaerobi de contacte</li> <li>- Llit suspès (UASB)</li> <li>- Filtre anaerobi</li> <li>- Digestors híbrids</li> <li>- Llit mòbil</li> <li>- Dues fases</li> </ul>
<i>Nivell de tractament</i>		Secundari
<i>Disseny</i>		Cinètiques específiques en funció de l'etapa i la tipologia d'aigua o residu que s'ha de tractar
<i>Generació de biogàs (màxima)</i>		0,35 m <sup>3</sup> de CH <sub>4</sub> /DQO <sub>e</sub>
<i>Composició del biogàs</i>		<ul style="list-style-type: none"> <li>- CH<sub>4</sub>: 55-65 %</li> <li>- CO<sub>2</sub>: 35-45 %</li> <li>- H<sub>2</sub>S: 1.000-3.000 ppm</li> <li>- H<sub>2</sub>: 100-200 ppm</li> </ul>
<i>Sistema adaptable a grans variacions de</i>	<i>cabal</i>	Sí (segons la tipologia de reactor)
	<i>càrrega contaminant</i>	Sí (segons la tipologia de reactor)
<i>Temps de retenció hidràulica</i>		Depèn de la tipologia (1 h - 5 d)
<i>Temperatura òptima</i>		

		Tres rangs de temperatura - <i>Psicròfils</i> : 20°C (< 20°C) - <i>Mesòfils</i> : 37°C (30-40°C) - <i>Termòfils</i> : 55°C (50-70°C)
<i>Paràmetres ambientals</i>		- pH: 6,5 - 7,5 - <i>Alcalinitat</i> : > 1,5 g CaCO <sub>3</sub> / L, (desitjable 3 g/L) - <i>Potencial redox</i> : -300 mV / -320 mV - <i>Requeriment de nutrients</i> : C/N: 30 (excés de N inhibitor)
<i>Cost econòmic</i>	<i>Inversió</i>	Elevat
	<i>Manteniment</i>	Moderat
	<i>Explotació</i>	Baix
<i>Necessitat de personal especialitzat</i>		Sí
<i>Necessitats energètiques</i>		Baixes o nul·les (el balanç pot ser positiu si el contingut de matèria orgànica és elevat i el procés està optimitzat)
<i>Rendiments d'eliminació</i>		Depèn de la tipologia i les configuracions
<i>Avantatges</i>		Baix consum energètic (cost d'explotació baix) Baixa generació de fangs
<i>Limitacions del sistema</i>		Necessitat de posttractaments per reduir DQO i eliminar nutrients (N i P) Sensibles a inhibidors i tòxics Alts costos d'inversió
<i>Capacitat de desinfecció</i>		Sí (si el règim és termofílic)
<i>Necessitat de tractament previ</i>		Eliminació de grollers i de fins Tractament primari recomanat
<i>Necessitat de posttractament</i>		Sí / cal investigar en processos que eliminin N sense necessitat d'aportar carboni externament

### 3.7. TRACTAMENTS TOUS

Els tractaments tous o també anomenats tractaments naturals o no convencionals, es basen en la idea d'aprofitar la interacció sòl, aigua i aire per a dur a terme el tractament de l'aigua residual. Es caracteritzen pel baix consum d'energia, un relatiu baix manteniment i poca producció de fangs, comparat amb els tractaments convencionals. Aquests tractaments es solen implementar en nuclis petits amb un tractament previ que generalment sol consistir amb un sistema de reixes seguit d'un sedimentor primari.

#### 3.7.1. Llacunatge

##### 3.7.1.1. Descripció del procés

El llacunatge és una tecnologia de tractament biològic d'aigües residuals que es fonamenta en les complexes interaccions físiques, químiques i biològiques que es produeixen de manera natural en els ecosistemes aquàtics per eliminar o transformar microorganismes patògens, matèria orgànica, nutrients i sòlids en suspensió, entre altres. La depuració es produeix de manera natural principalment mitjançant l'activitat metabòlica de microorganismes i algues, a la velocitat imposada per les condicions ambientals.

Les llacunes són basses artificials on circula l'aigua residual i des de les quals, després d'un temps de retenció de dies (en comptes d'hores com en els processos de tractament convencionals), es vessa un efluent tractat de bona qualitat. Els sistemes de llacunatge estan formats per una sèrie de llacunes construïdes per excavació i compactació del terreny (o impermeabilització) capaces de funcionar també com a dipòsits d'emmagatzematge. El temps de residència hidràulica en les llacunes és un paràmetre clau per a l'eficiència del sistema. La DQO i la DBO de l'efluent final deixen de ser d'origen fecal i passen a ser d'origen natural (per exemple algues), i hi ha una important eliminació de microcontaminants orgànics a causa dels llargs temps de residència hidràulics.

Hi ha dos tipus de llacunatge:

- Llacunatge natural: sense requeriments energètics externs, excepte els naturals (llum del sol i vent).
- Llacunatge artificial: amb requeriments energètics per al subministrament artificial d'oxigen. Els llacunatges artificials són de dos tipus: llacunes airejades (l'aireig suposa una aportació extra d'oxigen als

bacteris) i llacunatge d'alt rendiment (la mescla permet distribuir les algues homogèniament i augmentar la seva exposició a la llum, així com els nutrients a disposició dels bacteris i les algues).

El llacunatge natural és el més utilitzat, i les llacunes airejades i d'alt rendiment no són més que modificacions de les llacunes naturals. A la Taula 3.27 es presenten les característiques dels sistemes de llacunatge natural.

**Taula 3.27.** Mecanismes predominants en l'eliminació de contaminants de l'aigua residual mitjançant llacunatge natural

<i>Components de l'aigua residual</i>	<i>Mecanisme d'eliminació</i>
Sòlids en suspensió	Sedimentació Mineralització
Matèria orgànica dissolta	Oxidació biològica
Matèria orgànica particulada	Sedimentació Mineralització
Nitrogen	<i>Oxidació biològica (nitrificació)</i> <i>Volatilització del nitrogen amoniacal</i>
Patògens	Radiació UV Adsorció Sedimentació Depredació Substàncies tòxiques

### 3.7.1.2. Llacunatge natural

Els sistemes de llacunatge natural normalment estan constituïts per diversos tipus de llacunes que es classifiquen segons la distribució de l'oxigen dissolt en la massa d'aigua:

- a) Anaeròbica
- b) Facultativa
- c) Maduració (aeròbiques)

Aquestes llacunes es poden disposar en sèrie o en paral·lel, i hi ha diferents configuracions, de manera que la distribució i seqüenciació de les llacunes és diversa, segons la qualitat final de l'efluent que es vol aconseguir. A aquesta classificació s'hi pot afegir un altre tipus de llacuna, anomenada llacuna d'emmagatzematge, que té unes dimensions majors que la resta de tipus de llacunes i que té com a funció emmagatzemar l'efluent tractat per ser utilitzat durant el període de reg en agricultura, encara que també millora la qualitat de l'efluent gràcies al llarg temps de residència hidràulica. Als EUA també es fa servir per emmagatzemar aigua fins que es pot abocar al riu.

En el disseny de qualsevol tipus de llacuna s'ha de tenir en compte la geometria i la disposició i el nombre d'entrades i sortides d'aigua. La forma més comuna és la rectangular, amb variacions en la relació de longitud i amplada. Una geometria òptima i una correcta disposició de les entrades i sortides, així com la disposició respecte als vents dominants, permeten minimitzar l'existència de curtcircuits i zones mortes, i de retruc augmentar l'eficiència de tractament de les llacunes. Sovint, la forma de la llacuna depèn de la forma del terreny disponible.

#### a) Llacunes anaeròbiques

Les llacunes anaeròbiques s'utilitzen per al tractament inicial de les aigües residuals i, per tant, estan dissenyades per rebre una càrrega orgànica molt alta, cosa que fa que gairebé no continguin oxigen dissolt ni algues. La seva funció principal és eliminar matèria orgànica i sòlids en suspensió mitjançant la sedimentació i posterior digestió anaeròbica. Les principals reaccions bioquímiques que es produeixen són la formació d'àcids orgànics i metà. També s'eliminen patògens mitjançant l'adsorció als sòlids en suspensió sedimentables.

Les llacunes anaeròbiques tenen poca superfície i una profunditat d'entre 2 i 5 m, amb un temps de residència hidràulic curt, d'un a sis dies. Això és conseqüència de la necessitat de mantenir una alta temperatura perquè es produeixin les reaccions anaeròbiques.

El disseny d'aquest tipus de llacuna es basa en la càrrega volumètrica de  $DBO_5$ , que es calcula mitjançant l'equació següent (Mara i Pearson, 1998):

$$(3.38)$$

$$\lambda_v = L_i Q / V_a$$

on

$\lambda_v$  = càrrega volumètrica de DBO<sub>5</sub> (g / m<sup>3</sup> · dia)

$L_i$  = càrrega de DBO<sub>5</sub> de l'influent (g/m<sup>3</sup>)

$Q$  = cabal (m<sup>3</sup>/dia)

$V_a$  = volum de la llacuna anaeròbica (m<sup>3</sup>)

El valor permisible de  $\lambda_v$  augmenta amb la temperatura, però hi ha poques dades fiables per desenvolupar una equació de disseny adequada. Mara i Pearson (1986) i Mara i col·l. (1998) recomanen els valors de disseny de la Taula 3.28.

**Taula 3.28.** Valors de disseny per a valors de càrrega volumètrica de DBO<sub>5</sub> permibles i percentatges d'eliminació de DBO<sub>5</sub> en llacunes anaeròbiques a diferents temperatures (Mara i Pearson, 1986; Mara i col·l., 1998)

<i>Temperatura (°C)</i>	<i>Càrrega volumètrica de DBO<sub>5</sub> (g / m<sup>3</sup> · dia)</i>	<i>Eliminació de DBO<sub>5</sub> (%)</i>
< 10	100	40
10-20	20T – 100	2T + 20
20-25	10T + 100	2T + 20
> 25	350	70

T = temperatura, °C

Les llacunes anaeròbiques funcionen millor amb temperatures elevades (funcionament òptim a 30°C) i el pH habitual està entre 6,8 i 7,2.

El color gris de l'aigua, les bombolles, la crosta sobre la superfície i l'absència de males olors, són símptomes de bon funcionament. Si apareixen males olors o color vermell, pot ser a causa d'un defecte o un excés de càrrega orgànica, per una baixada brusca de temperatura o per un pH anormal.

Si hi ha presència de mosquits o altres insectes, pot ser pel creixement de plantes aquàtiques i per larves a la crosta. En aquest cas, caldrà eliminar les plantes i la crosta que s'hagi format.

#### b) Llacunes facultatives

Les llacunes facultatives es caracteritzen normalment per la presència de condicions aeròbiques a la capa superficial i anaeròbiques al fons de la mateixa llacuna. Es distingeixen així dues zones: la superficial, on es produeix l'estabilització de la matèria orgànica per oxidació amb l'oxigen dissolt, i la profunda, on predominen les reaccions de degradació anaeròbia, fermentació àcida i formació de metà. Aquest tipus de llacuna s'utilitza per tractar aigües residuals urbanes, industrials o ramaderes i de pluja, o bé reben l'efluent tractat de llacunes anaeròbiques.

Encara que una part de l'oxigen és aportada per l'aeració amb l'atmosfera, la major part prové de l'activitat fotosintètica de les nombroses algues presents a la llacuna, gràcies a l'elevada disposició de nutrients i de llum solar. La seva funció principal és eliminar la matèria orgànica no sedimentable, encara que també s'eliminen microorganismes patògens i nutrients. Les llacunes facultatives tenen una profunditat d'entre 1 i 2 m. Si la llacuna funciona correctament tindrà un color verd brillant a causa de la presència d'algues.

Les llacunes facultatives funcionen a base d'una sinergia entre microorganismes i algues. Les algues consumeixen nutrients i produeixen oxigen, el qual és utilitzat pels microorganismes heteròtrofs per oxidar la matèria orgànica i produir nutrients que serveixen per a les algues.

El vent representa la principal font d'energia en la mescla de les llacunes facultatives, encara que, segons les condicions climàtiques, una altra causa de la mescla és l'escalfament diferencial. La mescla és un paràmetre físic important que afecta el creixement de les algues, perquè moltes algues no són mòbils i necessiten la mescla per anar a la zona efectiva de llum. A més, durant les hores de llum la mescla contribueix a la distribució de l'oxigen.

El disseny de les llacunes facultatives es basa normalment en la càrrega de DBO<sub>5</sub> per unitat de superfície, que es calcula segons l'equació següent (Mara i Pearson, 1998):

$$\lambda_s = 10L_iQ / A_f \quad (3.39)$$

on

$\lambda_s$  = càrrega per unitat de superfície de DBO<sub>5</sub> (kg / ha · d)

$L_i$  = càrrega de DBO<sub>5</sub> de l'influent (g/m<sup>3</sup>)

$Q$  = cabal de l'influent (m<sup>3</sup>/dia)

$A_f$  = àrea de la llacuna facultativa (m<sup>2</sup>)

El valor permisible de  $\lambda_s$  augmenta amb la temperatura i es pot utilitzar l'equació següent per calcular la càrrega de DBO<sub>5</sub> segons la temperatura (Mara, 1987):

$$\lambda_s = 350(1,107 - 0,002T)^{T-25} \quad (3.40)$$

on

$\lambda_s$  = càrrega per unitat de superfície de DBO<sub>5</sub> (kg / ha · d)

$T$  = temperatura (°C)

El temps de residència hidràulic de la llacuna facultativa es calcula a partir de l'equació següent (Mara i Pearson, 1998):

$$\theta_f = 2A_f D / (2Q_i - 0,001eA_f) \quad (3.41)$$

on

$\theta_f$  = temps de residència hidràulic (dia)

$A_f$  = àrea de la llacuna facultativa (m<sup>2</sup>)

$D$  = profunditat de la llacuna facultativa (m)

$Q_i$  = cabal de l'influent (m<sup>3</sup>/dia)

$e$  = rang d'evaporació neta (mm/dia)

En les llacunes facultatives pot aparèixer males olors per sobrecàrrega de matèria orgànica, per un excés de temps de residència de les aigües o per falta d'aeració.

Així doncs, el vent és beneficiós per al funcionament de les llacunes facultatives, perquè afavoreix l'aeració i la mescla, i disminueix el risc que hi hagi estratificació tèrmica que causi anaerobiosi i la consegüent fallida del

sistema. Encara que el vent pot crear camins preferencials de l'aigua dins la llacuna i disminuir el temps de residència hidràulic.

### c) Llacunes de maduració

Les llacunes de maduració, també anomenades llacunes d'afinament, tenen oxigen dissolt en gairebé tota la fondària (entre 1 i 1,5 m) i sempre operen després d'altres procediments de depuració, ja que per mantenir les condicions aeròbiques han de rebre una càrrega orgànica molt petita. La seva funció principal és eliminar microorganismes patògens. També s'utilitzen quan s'ha d'obtenir un efluent de DBO inferior a 20 mg/L.

Les principals reaccions bioquímiques que es produeixen són l'oxidació aeròbica de la matèria orgànica i la fotosíntesi. Els microorganismes patògens són eliminats per les altes temperatures, pel pH (bàsic), l'oxigen i la llum (radiació UV). La seva població d'algues difereix respecte de les llacunes facultatives.

El disseny de les llacunes de maduració es basa en l'eliminació de coliforms fecals, utilitzant l'equació desenvolupada per Marais (1974):

$$N_e = N_i / (1 + k_T \theta) \quad (3.42)$$

on

$N_e$  = concentració de coliforms fecals a l'efluent (UFC / 100 mL)

$N_i$  = concentració de coliforms fecals a l'influent (UFC / 100 mL)

$k_T$  = coeficient per a l'eliminació de coliforms fecals ( $\text{dia}^{-1}$ )

$\theta$  = temps de residència hidràulic (dia)

El valor de  $k_T$  és una constant de la cinètica de primer ordre que segueix l'eliminació de coliforms fecals en llacunes facultatives i que depèn fortament de la temperatura. Aquesta constant es calcula a partir de l'equació de Marais (1974):

$$k_T = 2,6(1,19)^{T-20} \quad (3.43)$$

on

$k_T$  = coeficient per l'eliminació de coliforms fecals ( $\text{dia}^{-1}$ )

$T$  = temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )

#### 3.7.1.3. Rendiments i límits

En la Taula 3.29 es resumeixen els rendiments i límits d'eliminació dels principals paràmetres de contaminació (matèria orgànica, matèria en suspensió, nutrients i microorganismes) pel llacunatge natural.

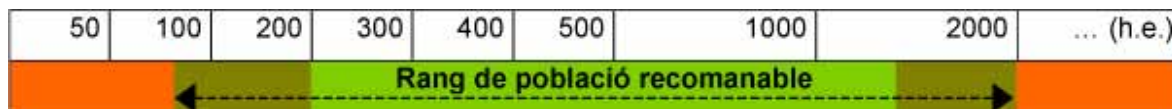
**Taula 3.29.** Rendiments i límits d'eliminació dels principals paràmetres per llacunatge natural

Rendiments d'eliminació			Límits d'eliminació		
DBO <sub>5</sub>	≈ 86 %	80-95 %	DBO <sub>5</sub>	30 mg/L	≈ 43 mg/L
DQO	> 75 %	≈ 78 %	DQO		≈ 99 mg/L
MES	≈ 79 %	70-90 %	MES	30-100 mg/L	≈ 60 mg/L
N <sub>T</sub>	60-70 %	55-85 %	N <sub>T</sub>		
NTK	≈ 70 %	≈ 72 %	NTK		≈ 22 mg/L
P <sub>T</sub>	60-70 %	≈ 66 %	P <sub>T</sub>		≈ 8 mg/L

CF	3-4 log			CF		
Ref.	Boutin (1997)	Racault (1997)	López (2000)	Ref.	EPA (1992)	Racault (1997)

CF: coliforms fecals

La Figura 3.57 mostra el rang de població per al qual el llacunatge natural està recomanat o pot implantar-se sense alterar el seu funcionament.



**Figura 3.57.** Rang de població recomanable per al llacunatge natural

#### 3.7.1.4. Costos

El cost de construcció del llacunatge natural varia en funció de la mida de la planta (vegeu l'apartat [3.10.3. Construcció](#)), però de mitjana es pot estimar en uns 250 € / h. eq. La major despesa de construcció ve determinada pel moviment de terres i la impermeabilització de les basses.

Quant al cost d'explotació del llacunatge natural, és d'uns 10 € / h. eq. Aquest cost també varia en funció de la mida de la planta (vegeu l'apartat [4.4. Costos associats](#)). La major part dels costos d'explotació són conseqüència de l'extracció dels fangs acumulats al fons de les llacunes.

#### 3.7.1.5. Avantatges i inconvenients

En la Taula 3.30 es presenten els avantatges i els inconvenients del llacunatge.

**Taula 3.30.** Avantatges i inconvenients del llacunatge

<i>Avantatges</i>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Integració al paisatge.</li> <li>• Gran adaptabilitat a variacions de càrrega hidràulica i elevada capacitat d'amortiment.</li> <li>• Facilitat d'explotació respecte als sistemes convencionals.</li> <li>• Baix cost de construcció i d'explotació.</li> <li>• Elevada capacitat d'eliminació de microorganismes.</li> <li>• Bon rendiment en l'eliminació de nutrients (nitrogen total i fòsfor total). Reducció de <math>\text{N-NH}_4^+</math> a l'estiu.</li> <li>• Possibilitat de reutilitzar l'efluent (regadiu) i la biomassa produïda (aquicultura).</li> <li>• Bona mineralització dels fangs.</li> <li>• El llacunatge natural (anaerobi, facultatiu i de maduració) no necessita una font d'energia externa.</li> <li>• El llacunatge natural (anaerobi, facultatiu i de maduració) requereix poca mà d'obra i no gaire especialitzada.</li> </ul>
<i>Inconvenients i/o limitacions</i>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Necessitat de grans superfícies.</li> <li>• Possibilitat d'una alta concentració d'algues en l'efluent final, sobretot a l'estiu i amb influents amb càrregues orgàniques elevades.</li> <li>• Alta evaporació i possible augment de la salinitat de l'efluent final, especialment en zones àrides o semiàrides.</li> <li>• Sensibilitat a baixes temperatures i insolació. Quan la temperatura és baixa (<math>&lt; 5^\circ\text{C}</math>), disminueix el rendiment, i s'ha de tenir present en el disseny.</li> <li>• Molt sensible a influents concentrats i/o sèptics. La <math>\text{DBO}_5 \leq 300 \text{ mg/L}</math> com a mitjana anual.</li> <li>• No són sistemes adients per a efluent industrial (per exemple indústries agroalimentàries).</li> </ul>

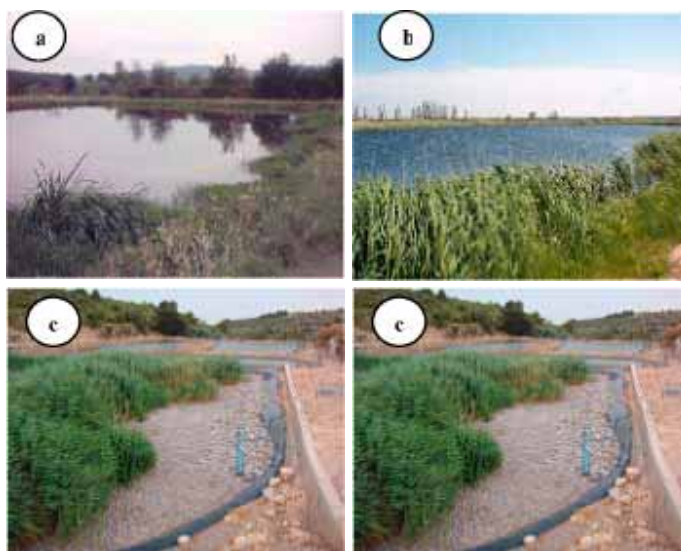
- Risc de males olors en cas de mal funcionament.
- Risc d'aparició de mosquits en cas de manca de manteniment.
- Fort condicionament pel tipus de sòl. Cal un terreny fàcilment impermeabilitzable.
- Poca possibilitat d'intervenció.

### 3.7.1.6. Exemples d'aplicació

El llacunatge natural s'utilitza, principalment, per tractar les aigües residuals urbanes de comunitats petites, ja que és un sistema de sanejament que requereix una gran superfície. Aquests llacunatges són una combinació dels diferents tipus de llacunes: trobem tant llacunes anaeròbies com llacunes facultatives o de maduració.

Generalment, el llacunatge natural és el tractament secundari del sistema de sanejament i en la gran majoria dels casos va precedir d'un pretractament que permetrà eliminar els sòlids grollers, els greixos i les sorres (per exemple, a l'EDAR de Sant Gregori, Figura 3.58.a). En alguns casos el llacunatge natural es combina amb un tractament terciari, amb l'objectiu de millorar la qualitat final de l'efluent (eliminació de nutrients, microorganismes o sòlids en suspensió). Un exemple de llacunatge natural combinat amb un tractament terciari seria el cas de l'EDAR de Vilajuïga (Figura 3.58.b), on darrere d'un llacunatge natural (dues llacunes facultatives que operen en paral·lel i dues llacunes de maduració que operen en sèrie) hi ha instal·lat un sistema d'aiguamolls construïts de flux subsuperficial horitzontal.

No obstant això, en alguns casos el llacunatge natural (principalment de tipus facultatiu o de maduració) actua com a tractament terciari i porta a terme les tasques d'afinament de l'efluent. Un exemple seria l'EDAR d'Almatret (Figura 3.58.c), on el llacunatge natural va precedir d'un sistema d'aiguamolls construïts de flux subsuperficial horitzontal. Un altre exemple seria l'EDAR d'Empuriabrava (Figura 3.58.d), amb una població d'uns 4.000 habitants (65.000 a l'estiu). Aquesta EDAR consta d'uns fangs actius, seguits d'un llacunatge natural (quatre llacunes facultatives que operen en paral·lel i dues llacunes de maduració que operen també en paral·lel), i finalment un sistema d'aiguamolls construïts de flux lliure.



**Figura 3.58.** Exemples de llacunatge natural: a) Sant Gregori, b) Vilajuïga, c) Almatret i d) Empuriabrava

### 3.7.1.7. Quadre resum

En la Taula 3.31 es resumeixen les principals característiques del llacunatge.

**Taula 3.31.** Característiques bàsiques del llacunatge

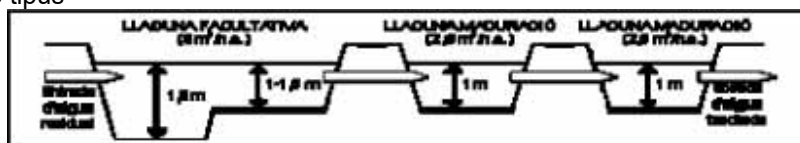
<i>Característiques generals</i>	
Nom del tractament	Llacunatge natural
Tipus de tractament	Extensiu (no convencional, natural) Biomassa lliure
Tipologies	i) <i>Anaerobi</i> ii) <i>Facultatiu</i>



### iii) Maduració

Nivell de tractament	Primari (anaerobi), secundari o terciari	
<i>Disseny</i>		
h. eq. màx. recomanat	150-1.500 h. eq.	
m <sup>2</sup> / h. eq.	Anaerobi Facultatiu Maduració	4-7 m <sup>2</sup> / h. eq. 2-14 m <sup>2</sup> / h. eq. 4-7 m <sup>2</sup> / h. eq.
mg/L DBO <sub>5</sub>	< 300 mg/L DBO <sub>5</sub>	
Tipus d'alimentació del sistema	Continu	
Temps de retenció hidràulica	Anaerobi Facultatiu Maduració	3-6 dies (fins a 50 dies en climes freds) 25-180 dies 10-40 dies

#### Configuració tipus



#### Fotografies/esquema



Exigències del terreny	Pendent Profunditat freàtica Permeabilitat	Inferior al 5 % Per sota del nivell de les llacunes Sòls argilosos o impermeabilització
Adaptació a les variacions	Cabal Càrrega contaminant	Sí No
Temperatura	Anaerobi Facultatiu Maduració	10-37°C (temperatura òptima: de 22 a 30°C) 5-30°C (temperatura òptima: 20°C) 0-30°C (temperatura òptima: 20°C)
Necessitats d'energia elèctrica	No	
Altres limitacions / característiques	Sensibles a baixes temperatures	

#### Rendiments

		DBO	DQO	MES	N <sub>T</sub>	P <sub>T</sub>
Paràmetres fisicoquímics	Anaerobi	50-85 %	20-40 %	60-80 %	10-20 %	30-40 %
	Facultatiu		50-85 %	50-90 %	10-40 %	60-70 %
	Maduració	60-96 % 65-90 %	50-60 %	90-95 %	10-20 %	60-70 %
Paràmetres microbiològics		3-4 log (coliforms fecals)				
Variabilitat estacional dels rendiments		Sí, entre estiu i hivern				

#### Cost

Inversió	Baix, excepte en la compra de terrenys <a href="#">3.10.3. Construcció</a>
Manteniment	Baix, excepte en l'eliminació dels fangs acumulats

#### 4.4. Costos associats

Necessitats energètiques	Baixes o nul·les
Personal especialitzat	No requereix mà d'obra especialitzada
<i>Generació de</i>	
<i>Males olors</i>	De manera esporàdica i principalment en llacunes anaeròbiques
<i>soroll</i>	No
<i>subproductes</i>	Fangs Vegetació que es pot desenvolupar a les llacunes i al voltant
<i>Problemes d'explotació i solucions</i>	
<i>Problema</i>	<i>Solució</i>
1. Creixement de males herbes, arbres i/o arbustos	
2. Formació i acumulació d'escumes	
3. Creixement i acumulació de llenties d'aigua	<u>4.3.2. Manteniment i monitorització de les plantes</u>
4. Variacions del nivell d'aigua	
5. Acumulació de fangs	
6. Danys a la impermeabilització	
7. Danys als discs	

### 3.7.2. Llits d'infiltració-percolació

#### 3.7.2.1. Descripció del procés

La infiltració-percolació (IP) modificada és un procés de depuració biològica en un medi granular fi, en general sorra aportada. Es defineix com un procés de pel·lícula microbiana no submergit amb suport de biomassa fixa. Es tracta d'un procés aerobi en què l'oxigen és subministrat mitjançant el pas de l'aigua pel sistema i els intercanvis gasosos amb l'atmosfera.

A diferència de les instal·lacions inicials que treballaven per inundació i en seqüències que podien durar setmanes, la IP modificada té cicles que es mesuren en poques hores.

La infiltració-percolació utilitza un "teòric" sòl com a filtre i com a reactor biològic aerobi; és un sistema porós per definició, que actua sobre la càrrega contaminant principalment mitjançant dos mecanismes (Taula 3.32):

- Filtració superficial
- Oxidació biològica

Els mecanismes implicats permeten assolir tres objectius principals de depuració:0

1. Eliminació gairebé total dels sòlids en suspensió i de la matèria orgànica particulada.
2. Oxidació de la matèria orgànica dissolta i transformació del nitrogen. La forma predominant de nitrogen a la sortida del sistema correspon als nitrats.
3. Reducció important del nombre de microorganismes patògens, depenent del temps d'estada de l'aigua en el massís filtrant, que té relació amb l'altura del filtre i amb la càrrega hidràulica.

**Taula 3.32.** Mecanismes predominants en l'eliminació de contaminants de l'aigua residual mitjançant infiltració-percolació

<i>Components de l'aigua residual</i>	<i>Mecanisme d'eliminació</i>
Matèria en suspensió	Filtració Mineralització
Matèria orgànica dissolta	Oxidació biològica
Matèria orgànica particulada	Filtració Mineralització
Nitrogen	Oxidació química del nitrogen orgànic i amoniacal

Patògens

Filtració  
Adsorció  
Depredació

### 3.7.2.2. Disseny

Un sistema d'infiltració-percolació ha d'incloure:

- Un pretractament
- Un sistema de decantació (decantador, fossa sèptica, tanc Imhoff)
- Un sistema d'emmagatzematge i impulsió o repartiment
- Un dispositiu d'alimentació
- Llits de sorra
- Un sistema d'evacuació de l'efluent

A continuació es descriuen els principals elements de disseny de la infiltració-percolació.

#### 3.7.2.2.1. Material filtrant: selecció del tipus de sorra

Els massissos filtrants estan constituïts normalment per sorres aportades, convenientment calibrades i rentades. Aquests materials permeten obtenir massissos filtrants homogenis, fet indispensable per a un bon control de la infiltració. La granulometria de la sorra ha de ser prou gran per garantir la renovació ràpida de la fase gasosa, però al mateix temps ha de ser prou fina per poder retenir una part dels sòlids en suspensió i limitar les velocitats de percolació: que no siguin gaire grans, en relació amb les cinètiques d'oxidació i desinfecció. L'experiència mostra que les granulometries incloses entre les de la sorra de duna ( $d_{50} = 200\mu$ ;  $d_{60}/d_{10} = 2$ ) i les de les sorres de construcció ( $d_{50} = 700\mu$ ;  $d_{60}/d_{10} = 6$  a  $7$ ) fan que hi hagi resultats satisfactoris (Brissaud, 1999). En la Taula 3.33, que hi ha a continuació, hi ha un recull de les característiques recomanades per a les sorres dels sistemes d'infiltració-percolació.

**Taula 3.33.** Característiques recomanades per a les sorres dels sistemes d'infiltració-percolació (modificat de Liénard i col·l., 2001)

<i>Característiques de les sorres</i>	
Tipus de sorra	Sílice o altres sorres resistents a l'abració
Rentat	Sí
$D_{10}$	Entre 0,25 i 0,40 mm
CU ( $d_{60}/d_{10}$ )	Entre 3 i 6
Contingut en fins	Inferior al 3 %

Cal evitar les sorres amb granulometries deficientes i poc uniformes ( $d_{60}/d_{10} > 10$ ). La porositat d'aquestes sorres és insuficient i la seva presència en els filtres genera estratificacions granulomètriques que fan que el massís sigui heterogeni i indueixi circulacions preferencials o capes penjades. D'altra banda, cal que la col·locació de la sorra en el filtre sigui acurada i que no es faci servir maquinària pesant.

#### 3.7.2.2.2. Gruix del llit

El gruix del llit implantat dependrà de l'objectiu del sistema d'infiltració-percolació. Si l'eliminació d'indicadors de contaminació fecal no forma part dels objectius de la instal·lació, amb un gruix de massís filtrant de 80 cm n'hi ha prou (Agence de l'Eau, 1993). En cas que la infiltració-percolació tingui com una de les seves funcions l'eliminació dels microorganismes patògens, el gruix del massís filtrant depèn del nivell de desinfecció esperat. De fet, l'eliminació de microorganismes dependrà del temps de residència de l'aigua en els llits, que a la vegada depèn de la càrrega hidràulica aportada i de l'altura del massís. Generalment es recomanen, en el cas d'un objectiu de desinfecció, gruixos d'1,5 m de sorra.

#### 3.7.2.2.3. Sistemes d'alimentació i drenatge

##### a) Alimentació

L'alimentació dels llits es fa sempre de manera seqüencial. Normalment, en sistemes petits l'aigua arriba al dispositiu d'alimentació a partir d'una bassa de regulació. Aquests dipòsits emmagatzemen l'aigua procedent del dipòsit primari o secundari i l'envien al sistema de distribució mitjançant un sífo o bombes regulades per

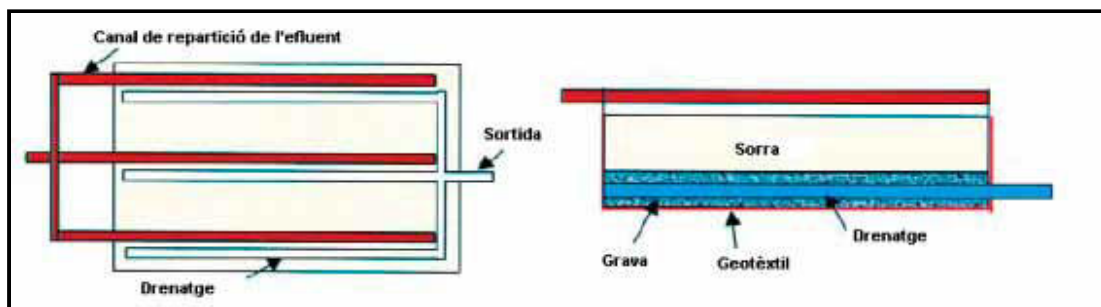
sensors d'altura. En sistemes que serveixen grans depuradores, el cabal és suficient per no haver de recórrer a dispositius de regulació de cabal.

Les instal·lacions més senzilles poden funcionar estrictament per gravetat, és a dir, sense bombeig ni instal·lació elèctrica. El buidatge del pou o estany d'emmagatzematge s'inicia mitjançant una campana de sífo o bé un pèndol. Les unitats d'infiltració s'alimenten per submersió temporal. Si es vol fer una infiltració tan uniforme com sigui possible, la superfície d'infiltració ha de ser horitzontal i durant la major part de la durada d'un període d'alimentació la superfície de la unitat d'infiltració alimentada ha d'estar submergida totalment. El funcionament estrictament gravitatori (sense electricitat a l'estació) només es recomana per a instal·lacions molt petites. L'homogeneïtat del repartiment per submersió tan sols és acceptable si la làmina d'aigua que correspon a una seqüència d'alimentació ( $h_0$ ) és almenys d'una desena de cm aproximadament. Per tant, no es pot fraccionar lliurement l'alimentació. Finalment, el fet que s'hagi de posar en càrrega la superfície d'infiltració facilita sens dubte la circulació preferencial i perjudica la desinfecció (Brissaud, 1999).

Tal com hem esmentat anteriorment, el dispositiu d'alimentació de les unitats d'infiltració ha d'assegurar una distribució uniforme de l'afluent (amb la finalitat d'utilitzar tota la superfície disponible) i l'homogeneïtat de les càrregues hidràuliques aplicades. L'alimentació es pot efectuar mitjançant immersió temporal, o bé per aspersió.

#### b) Reg per immersió

El sistema de reg més utilitzat en la infiltració-percolació és el de canonades perforades. Aquestes canonades estan distribuïdes de manera que permeten distribuir homogeniament l'afluent en la superfície del massís filtrant (Figura 3.59).



**Figura 3.59.** Esquema d'un sistema d'infiltració-percolació amb reg per immersió (Agence de l'Eau, 1993)

La càrrega hidràulica diària és repartida de manera seqüencial (per *batches*). L'aplicació de l'aigua de manera seqüencial permet garantir una part de l'oxigen necessari perquè es produeixin els mecanismes d'oxidació de la càrrega contaminant.

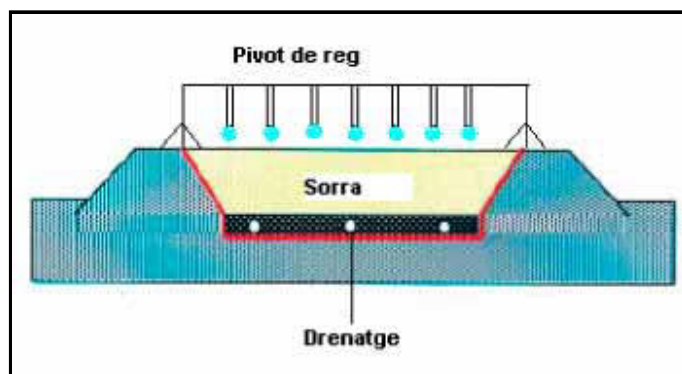
D'altra banda, l'autoregulació de la biomassa s'obté mitjançant períodes de repòs. Aquests períodes s'aconsegueixen gràcies a la implantació de diversos massissos independents alimentats alternativament.

En les fases de repòs (o de no alimentació), la biomassa que colonitza el medi porós entra en fase de respiració endògena. D'aquesta manera es controla el creixement exponencial del biofilm, que podria conduir a un rebliment intern del filtre.

S'ha d'arribar a un terme mitjà entre les fases d'alimentació i de descans, de manera que aquestes fases de repòs no siguin gaire llargues, perquè els processos depuradors puguin reprendre's ràpidament. Tot i que les condicions d'operació no són estàndards, freqüentment la infiltració-percolació està dissenyada basant-se en tres filtres alimentats cadascun durant tres o quatre dies consecutius (mantenint sis o set dies de descans). Tal com s'explica més endavant (en l'apartat [3.7.2.2.4. Càrregues hidràuliques i superfície dels filtres](#)), la superfície total dels filtres dependrà de la càrrega orgànica que s'hagi de tractar.

#### c) Reg per aspersió

En aquests casos els efluents s'apliquen en la zona de repartiment mitjançant pivots de reg. La canonada de distribució dels efluents està proveïda de tiges espaciades regularment que tenen en la part inferior uns difusors o pales, depenent del tipus d'efluent que s'hagi de tractar. El cabal d'aquests difusors o pales és proporcional a la seva distància respecte a l'eix del pivot en els llits circulars i homogènia en els llits rectangulars, per aplicar l'aigua residual de manera homogènia en tota la superfície (Figura 3.60). Els dispositius que distribueixen l'aigua estan situats a una altura de 20 a 50 cm sobre la superfície del material filtrant i estan concebuts de manera que no generin aerosols.



**Figura 3.60.** Esquema d'un sistema d'infiltració-percolació amb reg per aspersió

Els dispositius d'alimentació dels sistemes d'infiltració-percolació són una part essencial d'aquestes instal·lacions. Han de garantir un repartiment uniforme de l'aigua que s'ha de tractar en tota la superfície d'infiltració implicada. Aquesta uniformitat condiona la de la infiltració, necessària per obtenir una depuració satisfactòria. Cal dir que un repartiment no uniforme significa que algunes parts de la superfície d'infiltració estan infrautilitzades, mentre que d'altres reben càrregues superiors a les nominals, cosa que implica el risc que l'oxidació sigui dolenta, que la superfície es colmati i que disminueixi el rendiment de desinfecció. L'aspersió augmenta la llibertat per fraccionar l'alimentació, fet que permet reduir considerablement la importància i la durada de les aportacions d'aigua a la superfície d'infiltració. L'aspersió també minimitza les heterogeneïtats de la infiltració imputables a la topografia de la superfície d'infiltració, i tampoc no exigeix una compartimentació física. Quan es pot recórrer a l'alimentació elèctrica o aquesta és indispensable, s'imposa l'aspersió com a tècnica excel·lent d'alimentació dels massissos filtrants, sempre que s'aconsegueixi evitar la disseminació a l'ambient de microorganismes patògens amb els aerosols.

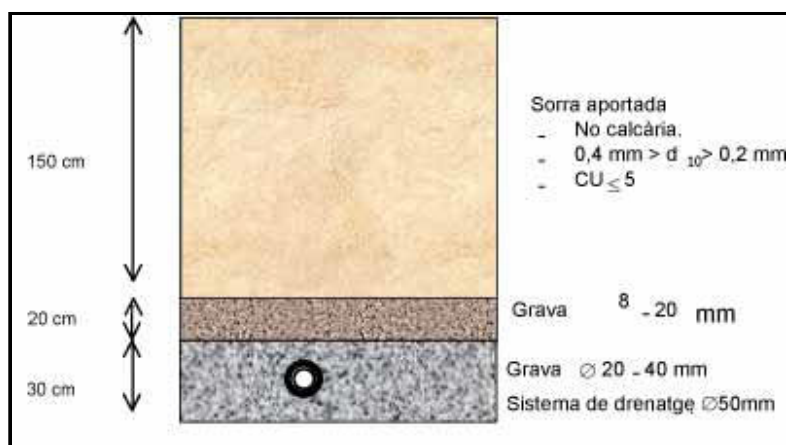
Els sistemes d'aspersió poden ser fixos o mòbils. Els pivots que han entrat en servei en els darrers anys s'han dotat de peres d'aspersió que, en condicions de pressió definides, eviten la producció d'aerosols. La pera està situada a una distància de 30 a 40 cm de la superfície del sòl. La velocitat de desplaçament del pivot, que pot ser modulable, permet dosificar les aportacions.

L'alternança entre les fases de funcionament i les d'assecatge exigeix un repartiment virtual de la superfície d'infiltració, que es materialitza mitjançant marques mecàniques o elèctriques que el pivot "llegeix" a cada passada. El senyal ordena l'engegada o la detenció del bombeig, segons un programa preestablert.

Igual que en el reg per immersió, l'alimentació ha de ser seqüencial per assegurar que la fase gasosa es renovi per convecció. Es pot demostrar que, fins a un cert punt, el fraccionament, definit com el nombre de seqüències d'alimentació de la mateixa superfície d'infiltració en un període de vint-i-quatre hores, fa augmentar notablement la capacitat d'oxidació per difusió. També s'observa que el fraccionament fa més regular la distribució dels temps d'estada, els allarga i millora el rendiment sanitari. Si exceptuem les depuradores de gran capacitat, les d'algunes desenes de milers d'habitants equivalents, l'alimentació seqüencial requereix un emmagatzematge abans de la infiltració. Els canvis de nivell d'un estany de llacunatge poden fer eventualment aquest paper (Brissaud, 1999).

#### d) Sistema de drenatge

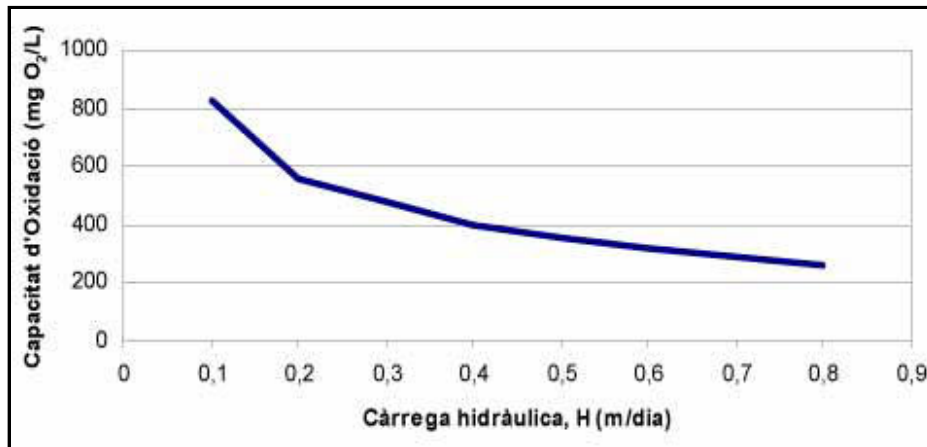
En ambdós tipus de sistemes l'evacuació de l'efluent es du a terme mitjançant un tub flexible perforat instal·lat a la capa de graves (Figures 3.59, 3.60 i 3.61).



**Figura 3.61.** Secció en profunditat d'un filtre d'infiltració-percolació amb objectiu de desinfecció (gruix del llit: 1,5 m)

### 3.7.2.2.4. Càrregues hidràuliques i superfície dels filtres

La superfície recomanada per a cada llit és d'1,5 m<sup>2</sup> / h. eq. Les càrregues aplicades es definiran per la qualitat de l'aigua que s'ha de tractar. Les càrregues hidràuliques han de ser tals que la quantitat d'oxigen necessari per a l'oxidació de l'afluent que s'ha de depurar no excedeixi la capacitat d'oxidació del procés; per tant, la càrrega hidràulica aplicable es pot avaluar en funció de la capacitat d'oxidació del sistema (Figura 3.62).



**Figura 3.62.** Demanda total d'oxigen que s'ha de tractar en funció de la càrrega hidràulica (Agence de l'Eau, 1993)

La superfície útil dels massissos filtrants és funció de la càrrega hidràulica aplicable durant les fases de funcionament ( $H$ ) i de les alternances entre fases de funcionament i d'assecatge imposades per la gestió de la colmatació. Si el cabal diari que s'ha de depurar no excedeix uns 100 m<sup>3</sup>/dia (500 a 600 h. eq.), el nombre d'unitats d'infiltració es limita a dues, i seria desitjable que hi hagués una tercera unitat de reserva. El canvi d'alimentació entre unitats es fa quan canvia la fase de funcionament i assecatge, d'una a dues vegades per setmana, mitjançant una senzilla maniobra manual d'una vàlvula (Brissaud, 1999).

### 3.7.2.2.5. Altres recomanacions de disseny

Les parets de les excavacions cal que siguin, en la mesura que es pugui, verticals, amb la finalitat que en qualsevol punt del massís filtrant el camí vertical seguit per l'aigua sigui exactament idèntic al gruix del massís. L'altura de les vores (talús per sobre del nivell d'infiltració) ha de ser aproximadament de 30 cm. Cal que s'instal·lin embornals de seguretat per evacuar en cas d'emergència els cabals en excés cap al medi receptor, o bé cap a altres basses menys carregades. Es poden protegir els talussos de les vores de les basses mitjançant plaques de formigó, i fins i tot mitjançant la instauració de vegetació (Oficina Internacional de l'Aigua, 2001).

En la major part dels casos es recomana impermeabilitzar els llits amb geotèxtil (Figures 3.59 i 3.60) o argiles compactades.

En el rebliment de les basses, cal evitar l'entrada de maquinària pesant per evitar la compactació del material aportat (sorra).

Es recomana instal·lar sistemes d'aeració passiva que permetin l'entrada d'oxigen a diferents alçàries del massís filtrant, per contribuir així a l'oxigenació del llit.

### 3.7.2.3. Rendiments i límits

En la Taula 3.34 es resumeixen les principals dades dels rendiments i límits d'eliminació dels principals paràmetres de contaminació (matèria orgànica, matèria en suspensió, nutrients i microorganismes).

**Taula 3.34.** Percentatge de reducció de matèria orgànica, matèria en suspensió, nutrients i microorganismes

Rendiments d'eliminació				Límits d'eliminació		
Ref.	Folch (1997)	Huertas (2001)	Agence de l'Eau (1993)	Ref.	Folch (1997)	Boutin (1997)
DBO <sub>5</sub>		≈ 99 %	54-80 %	DBO <sub>5</sub>	≤ 30 mg/L*	≤ 25 mg/L

DQO	30-60 %*	≈ 85 %	52-65 %	DQO	≤ 30 mg/L*	≤ 90 mg/L
MES	75-98 %*	≈ 95 %	70-82 %	MES	≤ 20 mg/L*	≤ 30 mg/L
NTK	≈ 80 %*	≈ 85 %	55-45 %	NTK	≤ 10 mg/L*	≤ 10 mg/L
P <sub>T</sub>	≈ 70 %* (molt variable)	≈ 73 % (molt variable)		P <sub>T</sub>	Variable*	Variable
CF	2-4 u. log*	3-4 u. log	< 1 u. log	CF		

\* Sistemes com a tractament terciari

Cal remarcar que el sistema nitrifica, per tant els rendiments d'eliminació de NTK són bàsicament de transformació a nitrats.

La Figura 3.63 mostra el rang de població per al qual aquest sistema està recomanat o pot implantar-se sense alterar el seu funcionament.



**Figura 3.63.** Rang de població recomanable per als sistemes d'infiltració-percolació

#### 3.7.2.4. Costos

El cost de construcció de la infiltració-percolació varia en funció de la mida de la planta (vegeu l'apartat [3.10.3. Construcció](#)), però de mitjana es pot estimar en uns 350 € / h. eq. La major despesa de construcció ve determinada per les sorres aportades i el sistema de distribució de l'aigua.

Quant al cost d'exploració de la infiltració-percolació, és d'uns 15 € / h. eq. Aquest cost també varia en funció de la mida de la planta (vegeu l'apartat [4.4. Costos associats](#)). La major part dels costos d'exploració són conseqüència de la retirada dels fangs acumulats a la superfície dels llits filtrants i del manteniment del sistema de distribució de l'aigua.

#### 3.7.2.5. Avantatges i inconvenients

En la Taula 3.35 es presenten els avantatges i els inconvenients de la infiltració-percolació.

**Taula 3.35.** Avantatges i inconvenients de la infiltració-percolació

<b>Avantatges</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Proporciona un efluent de gran qualitat. Rendiments importants: 90-95 % de reducció de DBO, DQO i MES.</li> <li>• Nitrificació gairebé total.</li> <li>• Preu de construcció moderat.</li> <li>• Baixos requeriments energètics.</li> <li>• Procés estable.</li> <li>• Necessita poc personal de manteniment.</li> <li>• Capacitat de desinfecció si es dimensiona correctament (<a href="#">3.7.2.2. Disseny</a>).</li> </ul>
<b>Inconvenients i/o limitacions</b>

- Necessitats de terreny més grans que els sistemes convencionals.
- Si hi ha dificultat per trobar el material del massís filtrant prop del lloc d'instal·lació, pot representar un augment dels costos de construcció com a conseqüència dels costos de transport que això comporta.
- Necessitat d'una decantació primària eficaç. És important evitar l'entrada d'argiles, llims, greixos i matèria col·loïdal.
- Adaptació limitada a les sobrecàrregues hidràuliques.
- Sensible a gelades persistents perquè poden comprometre, entre altres coses, el funcionament hidràulic del sistema.
- Explotació simple però molt regular. Indispensable el control dels períodes de repòs i alimentació.

### 3.7.2.6. Exemples d'aplicació

La tècnica d'infiltració-percolació es va iniciar als Estats Units als anys quaranta, tot i que el desenvolupament més important va tenir lloc a França a partir dels anys vuitanta. En aquest país aquest mètode de tractament s'utilitza principalment com a tractament secundari per tractar les aigües residuals urbanes de comunitats de menys de dos mil habitants. Actualment hi ha més de cent dispositius repartits per tot l'Estat francès. En la major part dels casos la configuració és: pretractament + decantador + infiltració-percolació. També hi ha nombroses estacions amb un sistema de llacunatge seguit d'un dispositiu d'infiltració-percolació (Figura 3.64.a). El sistema de reg utilitzat majoritàriament és per immersió. El 80 % de les instal·lacions tenen una capacitat inferior a 4.000 h. eq., i en les instal·lacions de mides més grans s'utilitzen com a tractament terciari (Brissaud, 1999).

A Espanya la infiltració-percolació es va desenvolupar als anys noranta amb la perspectiva de la reutilització de les aigües residuals (és a dir, com a tractament terciari). Actualment hi ha un total de sis sistemes. A totes les instal·lacions construïdes a Espanya el massís filtrant té 1,5 m de sorra aportada, que reposa sobre un fons impermeabilitzat i un sistema de drenatge situat en una capa de grava. Els efluents s'apliquen mitjançant pivots de reg. La majoria actuen com a sistema terciari de tractament després d'un sistema de fangs actius. És el cas de Torrevieja i Elda, a Alacant; Sant Lluís, a Menorca (Figura 3.64.b); Vall-llobrega, a Girona (Figura 3.64.c), i Piera, a Barcelona. Els efluents de sortida dels sistemes són reutilitzats: els d'Alacant per al reg de parcs; els de Menorca subministren aigua a un hotel per a cisternes i per regar jardins, i en el filtre de Piera l'aigua es distribueix a una comunitat de regants. El filtre de Palamós és un pilot d'investigació, desenvolupament i demostració.

L'únic sistema d'infiltració-percolació a Espanya que funciona com a tractament secundari es troba als Hostalets de Pierola (Catalunya). L'estació tracta una població de 1.200 h. eq. i consta d'un pretractament, un tanc Imhoff i dos llits circulars d'infiltració-percolació. En aquest cas s'utilitza un sistema de distribució de l'efluent primari per pales per evitar l'obtenció del dispositiu de reg (Figura 3.64.d).



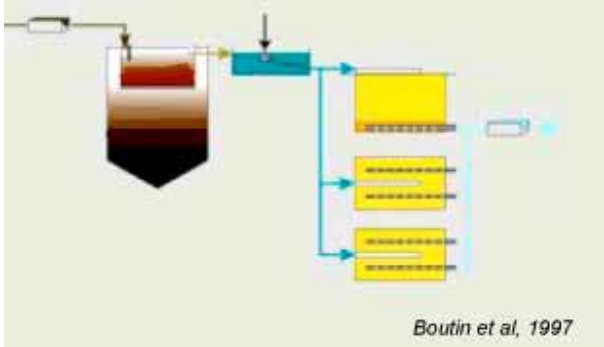

**Figura 3.64.** Exemples d'infiltració-percolació: a) Aurignac (França), b) Sant Lluís, c) Vall-llobrega i d) els Hostalets de Pierola



### 3.7.2.7. Quadre resum

En la Taula 3.36 es resumeixen les principals característiques del sistema d'infiltració-percolació.

**Taula 3.36.** Característiques bàsiques de la infiltració-percolació

<i>Característiques generals</i>	
Nom del tractament	Infiltració-percolació
Tipus de tractament	Extensiu (no convencional) Biomassa fixa
Tipologies	i) Reg per immersió ii) Reg per aspersió
Nivell de tractament	Secundari o terciari
<i>Disseny</i>	
	200-1.200 h. eq. Càrrega hidràulica:
h. eq. màx. recomanat	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Tractament secundari: <math>0,01-0,3 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{dia}</math> (estàndard: <math>0,1 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{dia}</math>)</li> <li>• Tractament terciari: <math>&lt; 0,65 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{dia}</math></li> <li>• (estàndard: <math>0,6 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{dia}</math>)</li> </ul>
$\text{m}^2 / \text{h. eq.}$	$1,5 \text{ m}^2 / \text{h. eq.}$
mg/L DBO <sub>5</sub>	250 kg DBO <sub>5</sub> / ha
Tipus d'alimentació del sistema	Seqüencial i intermitent
Temps de residència hidràulic	Baix (d'hores) El temps de retenció en els filtres dependrà de la càrrega hidràulica i del gruix del massís
	i) Pretractament + tractament primari + IP ii) Pretractament + tractament primari + tractament secundari + IP
Configuració tipus	 <p style="text-align: right;"><i>Boutin et al, 1997</i></p>
Fotografies/esquema	
Exigències del terreny	Pendent Terreny pla

Profunditat freàtica	Sí. Per sota del nivell de les basses.					
Permeabilitat	Cal impermeabilització Tipus: compactació d'argiles o amb làmina plàstica					
Adaptació a les variacions	Cabal	No, cal un dipòsit de regulació				
	Càrrega contaminant	Sí (respectant sempre els períodes de repòs)				
Temperatura	Superior a 0°C S'ha d'evitar en llocs amb gelades prolongades					
Necessitats d'energia elèctrica	Molt baixa o nul·la					
Altres limitacions / característiques	<ul style="list-style-type: none"> <li>– El sistema és molt sensible a l'entrada d'argiles, de greixos, material col·loidal</li> <li>– Cal un primari eficaç. El sistema és molt sensible a l'entrada de fang per part del primari</li> </ul>					
<b>Rendiments</b>						
Paràmetres fisicoquímics	IP secundari	DBO	DQO	MES	N <sub>T</sub>	P <sub>T</sub>
		55-95 %	52-85 %	70-95 %	55-85 %	Molt variable
Paràmetres microbiològics	1-6 log (coliforms fecals) Eliminació depenent de: <ul style="list-style-type: none"> <li>– l'altura del massís</li> <li>– la càrrega hidràulica</li> </ul> Altura d'1,5 m i Ch < 0,8 cm/dia, eliminació de 4 u. log aproximadament					
Variabilitat estacional dels rendiments	Entre estiu i hivern pot haver-hi una reducció del rendiment del NTK					
<b>Cost</b>						
Inversió	Moderat. Se centra en la impermeabilització dels llits i el transport de la sorra ( <a href="#">3.10.3. Construcció</a> )					
Manteniment	Treballs de jardineria					
Necessitats energètiques	Baixes o nul·les					
Personal especialitzat	No					
<b>Generació de</b>						
Males olors	No					
aoroll	No					
subproductes	No					
<b>Problemes d'explotació i solucions</b>						
1. Colmatació superficial						
2. Colmatació intern						
3. Aparició de vegetació espontània						
4. Formació de dunes als llits		<a href="#">4.3.2. Manteniment i monitorització de les plantes</a>				
5. Obstrucció dels sistemes de distribució						
6. Danys a la impermeabilització						
7. Danys als discs						

### 3.7.3. Filtres subterranis

#### 3.7.3.1. Descripció del procés

Els filtres subterranis són sistemes que utilitzen sòl aportat (normalment sorra) com a mètode de tractament amb un sistema d'aplicació de l'aigua subsuperficial. Aquestes tecnologies, igual que les que s'apliquen al sòl natural, són adients per a petits nuclis (menys de 300 h. eq.) i se solen utilitzar quan el tipus de terreny fa impossible utilitzar infiltració subsuperficial al terreny (a causa de la baixa permeabilitat o l'excessiva permeabilitat) o quan no es disposa d'una zona prou gran per a l'aplicació al terreny. Es tracta, doncs, de substituir un sòl natural per un d'artificial (sorra i/o grava) amb una permeabilitat i unes característiques controlades. Els filtres subterranis de sorra necessiten menys espai: aproximadament 3 m<sup>2</sup> / h. eq. (Boutin i col·l., 1997).

El principi de depuració es basa en una filtració lenta a través d'un medi granular normalment fi que serveix de filtre físic i de suport per a les reaccions biològiques de caràcter aerobi. El material filtrant està cobert per una capa de grava i una capa de terra vegetal per permetre una millor integració en el paisatge. Els mecanismes d'eliminació de contaminants (Taula 3.37) són semblants als que hem explicat per al sistema d'infiltració-percolació, amb processos de filtració i degradació de matèria orgànica.

**Taula 3.37.** Mecanismes predominants en l'eliminació de contaminants de l'aigua residual mitjançant filtres subterranis

<i>Components de l'aigua residual</i>	<i>Mecanisme d'eliminació</i>
Matèria en suspensió	Filtració
Matèria orgànica dissolta	Oxidació biològica
Matèria orgànica particulada	Filtració
Nitrogen	Oxidació química del nitrogen orgànic i amoniacal
Patògens	Filtració Adsorció Depredació

### 3.7.3.2. Disseny

Una estació de filtres subterranis ha d'incloure:

- Un pretractament
- Un sistema de decantació
- Un sistema d'emmagatzematge i impulsió o repartiment
- Un dispositiu d'alimentació
- Llits de sorra soterrats

Entre el sistema d'emmagatzematge i el de decantació es pot instal·lar un prefiltre per limitar les conseqüències que qualsevol problema en la xarxa de clavegueram pot ocasionar (buidatge de fangs, fortes pluges amb grans concentracions de sòlids en suspensió, etc.). Aquests prefiltres també poden servir per retenir partícules que podrien obturar els orificis del sistema de distribució dels filtres (Boutin i col·l., 1997).

Els filtres subterranis poden tenir un sistema de drenatge o funcionar com a sistema de tractament-eliminació (sense drenatge). Si no es du a terme cap tipus de drenatge l'aigua podrà arribar a l'aquífer. Aquest aspecte és molt important perquè es podria arribar a contaminar les aigües subterrànies. Caldrà, en aquest cas, tenir en compte les característiques del sòl i del subsòl, la distància a la capa freàtica, el tipus i característiques de l'aquífer, l'existència de captacions per a abastament, etc. En general, es recomana un mínim d'1,5 m de distància a l'aquífer.

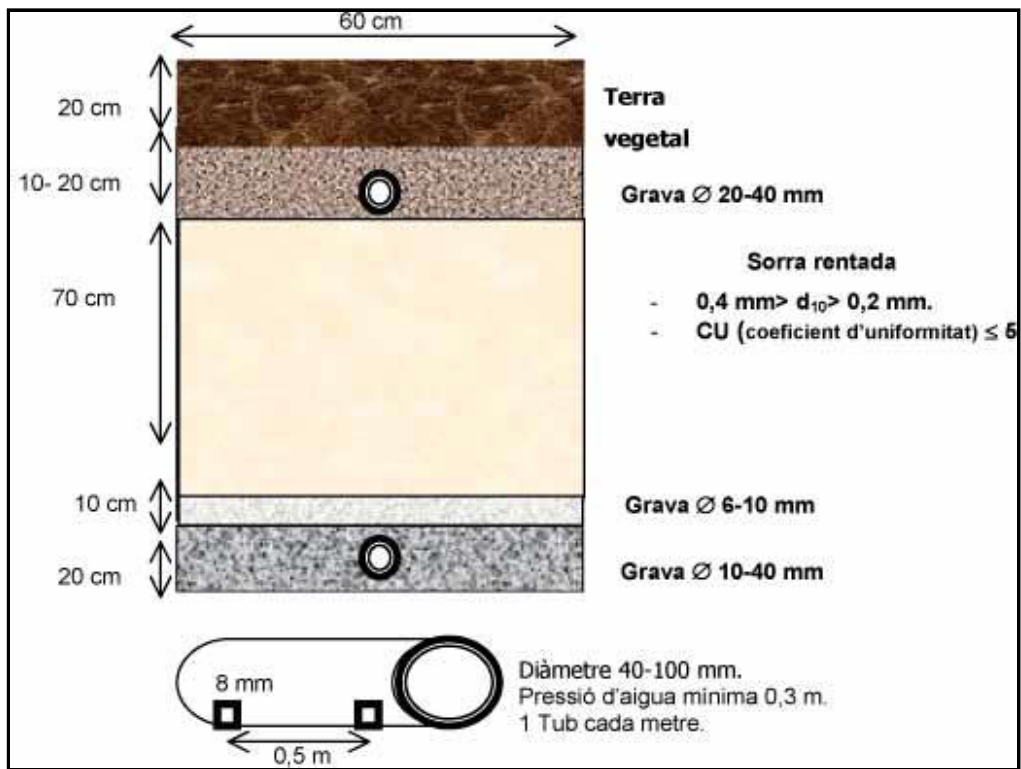
Els filtres consten habitualment d'un sistema de pretractament i d'un tractament primari (normalment fossa sèptica). Després d'aquesta primera etapa cal disposar d'un dipòsit o reservori d'emmagatzematge per controlar les variacions de cabal i aplicar l'efluent seqüencialment. També és important que es construeixi més d'una unitat o llit de tractament per permetre la successió de fases de repòs i d'alimentació (es recomana una alternança setmanal per a sistemes amb dos llits). Per a poblacions de més de 200 h. eq. es pot considerar la construcció de tres llits (amb períodes d'alternança de quatre dies).

Cal dir que l'absència de terra vegetal (reemplaçada per grava) afavorirà l'aeració i disminuirà les operacions de manteniment. No obstant això, aquest fet és negatiu en la integració paisatgística.

A continuació es descriuen els principals elements de disseny dels llits subterranis.

#### *Material filtrant*

En la Figura 3.65 es presenta un esquema general en profunditat.



**Figura 3.65.** Esquema o secció en profunditat d'un filtre

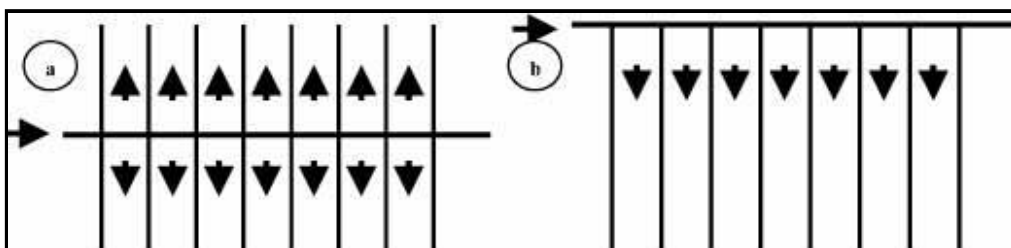
Igual que en la infiltració-percolació, els massissos filtrants estan constituïts normalment per sorra aportada, calibrada i rentada convenientment ([3.7.2.2.1. Material filtrant: selecció del tipus de sorra](#)), amb una altura aconsellada de 70 cm de sorra. Com a suport a la sorra i per permetre el drenatge, trobem una capa de grava de granulometria compresa entre 10 i 40 mm.

#### Sistemes d'alimentació i drenatge

El sistema de repartiment ha de permetre l'alimentació seqüencial del filtre (per *batches*). Així doncs, aquest dispositiu ha de poder fer alimentacions amb un cabal instantani superior al de l'entrada a l'estació. Normalment, el volum de cada *batch* es calcula dividint la càrrega nominal diària per deu, per tal de tenir unes deu alimentacions per dia. Els dispositius de buidatge que permeten fer aquest tipus d'alimentació solen ser bombes o sistemes per sífó. El disseny del reservori de repartiment s'ha de fer cas per cas, depenent de la mida unitària dels filtres i del terreny, i en tots els casos ha de permetre obtenir una pressió a l'extrem de la xarxa de distribució de 0,3 m d'aigua, com a mínim (Boutin i col·l., 1997).

El sistema o xarxa de distribució (Figura 3.66) ha d'assegurar un repartiment uniforme de l'efluent pretractat sobre tota la superfície d'infiltració. S'aconsella que el sistema consti de més d'un filtre, de manera que es puguin alternar cicles d'alimentació i repòs per afavorir l'oxigenació dels llits i minimitzar el rebliment. El ritme d'alternances dependrà del nombre de llits: si el sistema té dos llits l'alternança sol ser d'un cop per setmana i si en té tres l'alternança és de dos cops per setmana. L'alternança en l'alimentació sobre els diferents filtres es pot fer manualment o mitjançant vàlvules, electrovàlvules o repartidors hidràulics (Hombourger i col·l., 1998).

Pel que fa a la xarxa de distribució, són tubs perforats. Els orificis solen ser d'un diàmetre mínim de 8 mm (un orifici per m<sup>2</sup> de superfície de distribució).



**Figura 3.66.** Esquemes de la xarxa de distribució dels filtres subterranis (Hombourger i col·l., 1998): a) distribució central, b) distribució lateral

El sistema de drenatge està format per una capa de grava d'una granulometria compresa entre 10 i 40 mm. Dins d'aquesta capa (de 20 cm aproximadament) s'instal·la un sistema de recollida de l'efluent (tubs de

drenatge). Es necessita un geotèxtil (material permeable a l'aire i a l'aigua) per protegir la capa de grava de drenatge. El diàmetre de malla és superior a 1 mm.

### Càrregues hidràuliques i superfície dels filtres

La superfície recomanada és de 3 m<sup>2</sup> / h. eq. S'aconsella una càrrega hidràulica màxima de 0,05 m/dia (Boutin i col·l., 1997).

### 3.7.3.3. Rendiments i límits

En la Taula 3.38 es resumeixen les principals dades dels rendiments i límits d'eliminació dels principals paràmetres de contaminació (matèria orgànica, matèria en suspensió, nutrients i microorganismes).

**Taula 3.38.** Percentatge de reducció de matèria orgànica (com a DBO i DQO), matèria en suspensió, nutrients i microorganismes

Rendiments d'eliminació					Límits d'eliminació		
Ref.	Collado (1991)	Seoáñez (1999)	Hombourger (1998)*	Hombourger (1998)	Ref.	Hombourger (1998)*	Boutin (1997)
DBO <sub>5</sub>	68-90 %	70-90 %	95 %	> 90 %	DBO <sub>5</sub>	10-50 mg/L	≤ 25 mg/L
DQO	80-99 %	80-99 %	95 %	> 90 %	DQO	30-100 mg/L	≤ 90 mg/L
MES		90-95 %	> 95 %	> 95 %	MES	15-75 mg/L	≤ 30 mg/L
NT	23-90 %	25-90 %		> 20 %	NT	30-100 mg/L	
NTK			95 %	> 90-95 %	NTK	1-5 mg/L	≤ 10 mg/L
P <sub>T</sub>	20-80 %	20-80 %		Molt variable	P <sub>T</sub>	3-100 mg/L	Variable
CF		1-3 Ulog	5-6 Ulog	2-6 Ulog	CF	10 <sup>5</sup> UFC / 100 mL	

\* Dades de filtres compactes (societat EPARCO)

Cal remarcar que el sistema nitrifica; per tant, els rendiments d'eliminació de NTK són bàsicament de transformació a nitrats.

La Figura 3.67 mostra el rang de població per al qual aquest sistema està recomanat o pot implantar-se sense alterar el seu funcionament.



**Figura 3.67.** Rang de població recomanable per als filtres subterranis

### 3.7.3.4. Costos

El cost de construcció dels filtres subterranis varia en funció de la mida de la planta ([3.10.3. Construcció](#)), però de mitjana es pot estimar en uns 855 € / h. eq. La major despesa de construcció és determinada per l'aportació de sòl, així com per la impermeabilització de l'àrea on es produeix el tractament.

Pel que fa al cost d'explotació dels filtres, és d'uns 37 € / h. eq. per any. Aquest cost també varia en funció de la mida de la planta ([4.4. Costos associats](#)). La major part dels costos d'explotació són conseqüència del manteniment del sistema de distribució i recollida de l'aigua.

### 3.7.3.5. Avantatges i inconvenients

En la Taula 3.39 es presenten els avantatges i els inconvenients dels filtres subterranis.

**Taula 3.39.** Avantatges i inconvenients dels filtres subterranis

Avantatges
------------

- Sistema adaptable a climes freds.
- Minimització del risc sanitari (en comparació dels sistemes d'aplicació superficial), perquè l'aplicació és subsuperficial.
- Eliminació o tractament simultani d'aigües residuals si no es drena el sistema. Rendiments importants en la degradació de la matèria orgànica (90-95 % DQO, DBO<sub>5</sub> i sòlids en suspensió).
- Nitrificació parcial dels compostos nitrogenats.
- Procés adaptable a l'estacionalitat de població.
- Bona integració en el paisatge si s'opta per coberta vegetal.
- Absència de soroll.

#### *Inconvenients i/o limitacions*

- Necessitats relativament grans de terreny (limitat a petites poblacions de menys de 300 h. eq.).
- Impossibilitat de mesurar fiablement els rendiments de depuració en sistemes no drenats.
- Necessitat d'una decantació primària eficaç. És important evitar l'entrada d'argiles, llims, greixos i matèria col·loïdal.
- Major dificultat (que els sistemes d'aplicació superficial) per detectar i solucionar problemes en la distribució de l'aigua residual.
- Risc de colmatació en cas d'un tractament primari deficient, una manca de manteniment o xocs de càrrega.
- Dificultat per trobar el material del massís filtrant prop del lloc d'instal·lació, amb els costos de transport que això comporta.
- Adaptació limitada a les sobrecàrregues hidràuliques.

#### 3.7.3.6. Exemples d'aplicació

Els sistemes de filtres subterranis s'utilitzen normalment per a depuració individual o col·lectiva per a comunitats de menys de 300 habitants. A Espanya actualment encara no s'utilitzen gaire en sanejament col·lectiu, tot i que hi ha alguns sistemes pilot (com ara a la Bisbal d'Empordà). A França aquests sistemes són dels més utilitzats per a petites poblacions, tant amb la configuració usual (3 m<sup>2</sup> / h. eq.) com amb els filtres compactes de la societat EPARCO (0,6 m<sup>2</sup> / h. eq.) o d'altres (Figura 3.68).



**Figura 3.68.** Exemples de filtres subterranis (de l'Agència de l'Aigua Sena-Normandia): a) Les Barils (França), b) Nomeny (França),

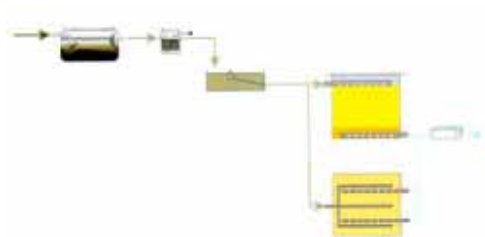
### 3.7.3.7. Quadre resum

En la Taula 3.40 es resumeixen les principals característiques dels filtres subterranis.

**Taula 3.40.** Característiques bàsiques dels filtres subterranis

<i>Característiques generals</i>	
Nom del tractament	Filtres subterranis
Tipus de tractament	Extensiu (no convencional) Biomassa fixa
Tipologies	i) Amb drenatge ii) Sense drenatge
Nivell de tractament	Secundari
<i>Disseny</i>	
h. eq. màx. recomanat	50-300 h. eq. Càrrega hidràulica: 0,02 - 0,05 m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> · dia
m <sup>2</sup> / h. eq.	3 m <sup>2</sup> / h. eq.
DBO <sub>5</sub>	2,5 - 10 g DBO <sub>5</sub> / m <sup>2</sup> · dia
Tipus d'alimentació del sistema	Seqüencial
Temps de residència hidràulic	Curt
i) Pretractament + tractament primari + filtre subterrani	

Configuració tipus



Fotografies/esquema



Exigències del terreny	Pendent	Inferior al 20 %
	Profunditat freàtica	Sí. Si el sistema no recupera l'efluent, distància mínima d'1,5 m
	Permeabilitat	Filtres amb drenatge: impermeabilització amb geotèxtil
Adaptació a variacions	Cabal	No
	Càrrega contaminant	No
Temperatura	Sense limitacions (filtres subterranis)	
Necessitats d'energia elèctrica	Molt baixa o nul·la	
Altres limitacions / característiques	– El sistema és molt sensible a l'entrada d'argiles, de greixos, material col·loïdal	

- Cal un primari eficaç. El sistema és molt sensible a l'entrada de fang per part del primari
- Molt sensible a xocs de càrrega orgànica

<i>Rendiments</i>					
	DBO	DQO	MES	N <sub>T</sub>	P <sub>T</sub>
Paràmetres fisicoquímics (%)	68-95	80-99	70-95	55-85	Molt variable
Paràmetres microbiològics	Molt variable: d'1 a 5 Ulog				
Variabilitat estacional dels rendiments	No				
<i>Cost</i>					
Inversió	<a href="#">(3.10.3. Construcció)</a>				
Manteniment	<a href="#">(4.4. Costos associats)</a>				
Necessitats energètiques	Baixes o nul·les				
Personal especialitzat	No				
<i>Generació de</i>					
<i>males olors</i>	No				
<i>soroll</i>	No				
<i>subproductes</i>	No				
<i>Problemes d'explotació i solucions</i>					
1. Colmatació intern del llit					
2. Colmatació del prefiltrre					
3. Obstrucció dels sistemes de distribució	<a href="#">4.3.2. Manteniment i control de les plantes</a>				
4. Danys a la impermeabilització					
5. Danys als discs					

### 3.7.4. Filtre verd

#### 3.7.4.1. Descripció del procés

Els filtres verds, també anomenats sistemes de càrrega baixa o d'infiltració lenta, són sistemes que preveuen l'aplicació d'aigua residual sobre un terreny dotat o no de cert pendent i amb vegetació (conreada o natural, amb manteniment o sense) per aconseguir tant el grau necessari de tractament de l'aigua residual com el creixement de la vegetació existent.

El tractament addicional de l'aigua residual s'aconsegueix per l'acció combinada del sòl, els microorganismes i la vegetació, mitjançant mecanismes físics, químics i biològics (Taula 3.41).

La microflora bacteriana desenvolupada a la superfície del sòl i de la vegetació actua sobre la càrrega contaminant de l'aigua. La vegetació més adient per a aquests sistemes és la que presenta una alta taxa d'evapotranspiració (Metcalf i Eddy, 2003).

L'aigua aplicada pot eliminar-se per evapotranspiració o percolar verticalment i/o horitzontalment en el terreny. El tractament es produeix a mesura que l'aigua va percolant o circulant en superfície o per flux hipodèrmic. En alguns casos o en certa quantitat, l'aigua es perd per percolació cap a les aigües subterrànies, però altres vegades pot ser interceptada per aigües naturals superficials o recuperada mitjançant sistemes de drenatge o pous, o recollint el vessament.

El tractament de l'aigua residual s'aconsegueix mitjançant processos físics, químics i biològics naturals que es desenvolupen en el sistema sòl-planta-aquífer (Taula 3.41). Aquests sistemes són molt eficients en l'eliminació dels constituents de l'aigua residual considerats com a contaminants (sòlids en suspensió, matèria orgànica, nitrogen, fòsfor, metalls pesants, elements traça i microorganismes) i s'està estudiant la seva acció sobre els microcontaminants orgànics.

**Taula 3.41.** Mecanismes predominants en l'eliminació de contaminants de l'aigua residual mitjançant filtres verds

<i>Components de l'aigua residual</i>	<i>Mecanisme d'eliminació</i>
Matèria en suspensió	Filtració Sedimentació Mineralització



Matèria orgànica dissolta	Oxidació biològica
Matèria orgànica particulada	Filtració Sedimentació Mineralització
Nitrogen	Oxidació biològica del nitrogen orgànic i amoniacal Volatilització del nitrogen amoniacal
Patògens	Filtració Adsorció Depredació Radiació UV

Els sistemes de filtre verd se solen classificar en dos tipus, en funció de l'objectiu final:

- Tipus 1: el principal objectiu és el tractament d'aigua residual, i la càrrega hidràulica aplicada (cabal aplicat per unitat de superfície de terreny) no està controlada per la demanda d'aigua de la vegetació, sinó per un paràmetre de disseny (permeabilitat del terreny o càrrega de constituents de l'aigua residual).
- Tipus 2: l'objectiu final és reutilitzar l'aigua residual en agricultura o en el reg d'espais verds.

#### 3.7.4.2. Disseny

Un sistema de filtre verd ha d'incloure:

- Un pretractament
- Un sistema de decantació (decantador primari, fossa sèptica o tanc Imhoff)
- Un sistema d'emmagatzematge i impulsió o repartiment
- Un dispositiu d'alimentació

L'aigua residual es pot aplicar a conreus i a vegetació d'altres tipus (incloent-hi explotacions forestals) mitjançant diferents sistemes de distribució de l'efluent residual. Per mantenir el terreny en condicions predominantment aeròbiques, s'utilitzen cicles d'aplicació intermitents, que generalment varien entre quatre i deu dies. El valor relativament baix de les càrregues aplicades, juntament amb la presència de vegetació i l'ecosistema actiu del sòl, contribueix a fer que els filtres verds tinguin un alt potencial de tractament dins dels sistemes naturals de tractament.

##### 3.7.4.2.1. Avaluació i elecció de l'emplaçament

Les principals característiques i els criteris generals utilitzats en la selecció d'un emplaçament adient per a un sistema de càrrega baixa s'indiquen en la Taula 3.42.

**Taula 3.42.** Característiques de l'emplaçament i criteris de selecció en sistemes de càrrega baixa (Metcalf i Eddy, 2003)

Característica	Aptitud		
	Òptima	Convenient	Pobra
Sòl:			
- pH	5,5 - 8,4	5,2 - 5,5	< 5,2; > 8,4
- Percentatge d'intercanvi de sodi (%)	< 5	5-10	> 10 <sup>a</sup>
- Conductivitat elèctrica (mm hos / cm)	< 4	4-8	> 8
- Permeabilitat (mm/h)	5-50	1,5 - 5; 50-150	< 1,5; > 150

– Profunditat fins al nivell freàtic (m)	> 1,5	0,6 - 1,5 <sup>b</sup>	< 0,6
Pendent	0-2	2-15	> 15 <sup>c</sup>
Ús del terreny	Agrícola	Baixa intensitat	Urbà o industrial <sup>d</sup>
Hidrologia	Sense risc d'inundació	Baix risc d'inundació	Elevat risc d'inundació

<sup>a</sup>: > 20 % per a sòlids grollers

<sup>b</sup>: pot ser necessari un drenatge superficial

<sup>c</sup>: > 30 en emplaçaments no cultivats

<sup>d</sup>: amb bons pretractaments, es poden regar espais verds i camps de golf

La permeabilitat i l'altura de la columna de sòl fins a arribar a les aigües subterrànies, i la presència d'un estrat impermeable o de roca, són, normalment, les característiques més importants per determinar l'aptitud d'un terreny per instal·lar-hi un sistema de càrrega baixa. Els sòls amb permeabilitats mitjanes, de 5 a 50 mm/h, són els més adients per instal·lar-hi aquests sistemes, perquè proporcionen el millor equilibri entre la retenció dels constituents de l'aigua residual i la facilitat de drenatge.

Per a la retenció dels components de l'aigua residual, l'acció bacteriana i el desenvolupament de les arrels, és important que l'altura de la columna de sòl abans d'arribar a les aigües subterrànies o als estrats rocosos inferiors sigui l'adequada. Per al tractament de l'aigua residual és necessari disposar d'una profunditat mínima de 0,9 a 1,2 m, però per a cultius d'arrels profundes es necessita més profunditat.

El pH, la conductivitat elèctrica i el percentatge d'intercanvi de sodi poden limitar el creixement d'alguns cultius i també reduir la permeabilitat del sòl i afectar-ne l'estructura.

Els sistemes de càrrega baixa haurien d'estar situats en zones no susceptibles d'inundació i en les quals l'accés públic estigués restringit.

#### 3.7.4.2.2. Elecció del cultiu

L'elecció del cultiu en els sistemes de càrrega baixa és fonamental per assegurar un bon rendiment. Els cultius més adequats són aquells que presenten una elevada capacitat d'assimilació de nutrients (nitrogen i fòsfor), alt consum d'aigua (elevada transpiració), elevada tolerància a la humitat del sòl, baixa sensibilitat als constituents de l'aigua residual (elevada tolerància a la salinitat) i mínimes necessitats de control. Els cultius que tenen totes o la majoria d'aquestes característiques són alguns farratges perennes i plantes de torbera, certes espècies arbòries (pollancre, pi blanc i eucaliptus) i alguns cultius agrícoles (blat de moro, sorgo i civada). En els sistemes de tipus 2 es pot utilitzar una selecció de cultius més àmplia, perquè no s'aplica aigua en excés. Per tant, als cultius indicats anteriorment s'hi poden afegir tot tipus de cultius lleguminosos (alfals i trèvol), la majoria de cultius de camp (cotó, soja i cereals) i alguns cultius fruiters com els cítrics o els pomers.

#### 3.7.4.2.3. Sistemes de distribució de l'aigua residual

El sistema de distribució escollit per aplicar l'aigua residual en el terreny dependrà de cada cas en particular, però un dels paràmetres més importants que s'han de tenir en compte és la minimització del risc sanitari per als treballadors i la població en general.

Els principals sistemes de distribució de l'aigua residual són els següents:

##### 1. Aspersió

- Macroaspersors: grans canons d'aspersió (40-50 m), útils per a conreus baixos.
- Microaspersors: amb radis d'1 a 3 m, útils per a arbres o plantes aïllades.

##### 2. Canonades (degoteig)

- Canonada arran de sòl o lleugerament aixecada.
- Canonada soterrada.

Pot ser una canonada que traspuï o amb degotadors.

### 3. Reg a dojo

- Inundació: aplicació a tot el terreny.
- Solcs i cavallons: permeten una millor distribució.

Els sistemes més utilitzats són el reg per aspersió i la canonada. En aspersió i inundació s'aplica l'aigua a tota la superfície. La irrigació per aspersió distribueix més uniformement l'efluent per tota l'àrea superficial, cosa que permet una major evapotranspiració. El problema més greu del reg per aspersió és la formació d'aerosols, amb el risc sanitari associat que això implica, perquè en distribuir-se l'aerosol a través de l'aire es crea el perill potencial que els microorganismes patògens siguin transportats pel vent.

En els sistemes d'aplicació superficial, generalment reg per solcs o per amelgues, l'aigua flueix per gravetat.

Els sistemes de reg localitzat o gota a gota (degoteig) són sistemes que redueixen al mínim el risc sanitari associat a la irrigació amb aigua residual tractada. En aquests sistemes s'instal·len tubs que tenen petits emissors d'aigua en la superfície del sòl (reg gota a gota superficial) o a una profunditat d'entre 25 i 50 cm (reg gota a gota subsuperficial). L'aigua arriba a les arrels de la vegetació i aquestes absorbeixen els nutrients presents en l'aigua residual. La humitat constant de la zona radicular incrementa la disponibilitat de nutrients, en contrast amb la superfície seca del sòl, que té un contacte mínim amb l'efluent residual, i així es redueix molt el risc de contaminació.

El sistema de reg per degoteig en profunditat o subsuperficial presenta els avantatges següents:

- Disminueix la pèrdua d'aigua per evaporació, perquè la superfície del sòl es manté seca.
- Es redueix la generació d'aigua per vessament i s'aconsegueix un estalvi important d'aigua.
- Disminueix el creixement de males herbes i el consum d'herbicides.
- Es redueixen els problemes pel trànsit de maquinària agrícola.
- Es redueix la contaminació ambiental i la formació de males olors.

Quan l'aplicació es fa per degoteig en superfície, l'exposició de l'efluent a la radiació solar i les altes temperatures incrementen l'eliminació de microorganismes (Medina i col·l., 1992; Oron i col·l., 1992).

#### 3.7.4.2.4. Altres aspectes de disseny: evapotranspiració

L'evapotranspiració es defineix com el fenomen conjunt de l'evaporació de l'aigua del sòl i de la transpiració de la vegetació. En el procés global d'evapotranspiració (ET) podem distingir tres elements, encara que a la pràctica no siguin tan fàcils de separar:

- L'evaporació des de la superfície del sòl (Es)
- L'evaporació des de la coberta vegetal humida (Ev)
- La transpiració de les plantes (T)

Es pot representar el procés global com un sumatori d'aquests tres elements:

$$ET = Es + Ev + T \quad (3.44)$$

En els processos d'evaporació tenen molta influència factors com l'energia disponible per evaporar l'aigua, la capacitat de l'aire per transportar el vapor i l'accessibilitat de l'aigua a la superfície d'evaporació. S'ha de tenir en compte que quan l'evaporació es fa des de la coberta vegetal o des de superfícies d'aigua, dependrà només de les condicions climàtiques, com la temperatura, les pluges, la humitat relativa o el vent, mentre que quan l'evaporació es fa des del sòl, o bé en el cas de la transpiració, el procés dependrà també de les característiques i propietats del sistema sòl-planta (Sánchez-Toribio, 1998).

Per garantir el màxim moviment d'aigua en la transpiració de la coberta vegetal, és important que la coberta estigui en un bon estat fisiològic. Per avaluar la capacitat d'evapotranspiració d'un sistema, a vegades només cal observar la presència o absència d'aigua a la superfície del terreny, que pot anar acompanyada de males olors. En molts casos, les fluctuacions de la capacitat d'evapotranspiració es poden explicar pels canvis de temperatura i les pluges estacionals.

#### 3.7.4.3. Rendiments i límits

En la Taula 3.43 es resumeixen els rendiments i límits d'eliminació dels principals paràmetres de contaminació (matèria orgànica, matèria en suspensió, nutrients i microorganismes) pel filtre verd.

**Taula 3.43.** Rendiments i límits d'eliminació dels principals paràmetres de contaminació pel filtre verd

<i>Rendiments d'eliminació</i>					<i>Límits d'eliminació</i>	
Ref.	WPCF (1990)	Collado (1991)	Seoáñez (1999)	US EPA (1992)	Ref.	US EPA (1992)
DBO <sub>5</sub>	90-99 %	90-99 %	95-99 %	94-99 %	DBO <sub>5</sub>	< 5 mg/L
DQO		75-85 %	70-90 %		DQO	
MES		95-99 %	98-99 %	85-95 %	MES	< 5 mg/L
NT	65-95 %	85-90 %	90-98 %	65-95 %	NT	3-8 mg/L
PT	75-99 %	90 %	90-98 %	75-99 %	PT	0,1 - 0,4 mg/L
CF	> 99,9 %	99 - 99,9 %		> 99 %	CF	< 10 UFC / 100 mL

La Figura 3.69 mostra el rang de població per al qual el filtre verd està recomanat o pot implantar-se sense alterar el seu funcionament.



**Figura 3.69.** Rang de població recomanable per al filtre verd

#### 3.7.4.4. Costos

El cost de construcció del filtre verd varia en funció de la mida de la planta de tractament ([3.10.3. Construcció](#)), però de mitjana es pot estimar en uns 936 € / h. eq. La major despesa de construcció ve determinada pels sistemes d'aplicació i distribució de l'aigua, així com per la vegetació plantada.

Pel que fa al cost d'explotació del filtre verd, és d'uns 27 € / h. eq. Aquest cost també varia en funció de la mida de la planta ([4.4. Costos associats](#)). La major part dels costos d'explotació són originats per les necessitats de manteniment del sistema d'aplicació i distribució de l'aigua, i de la vegetació.

#### 3.7.4.5. Avantatges i inconvenients

En la Taula 3.44 es presenten els avantatges i els inconvenients del filtre verd.

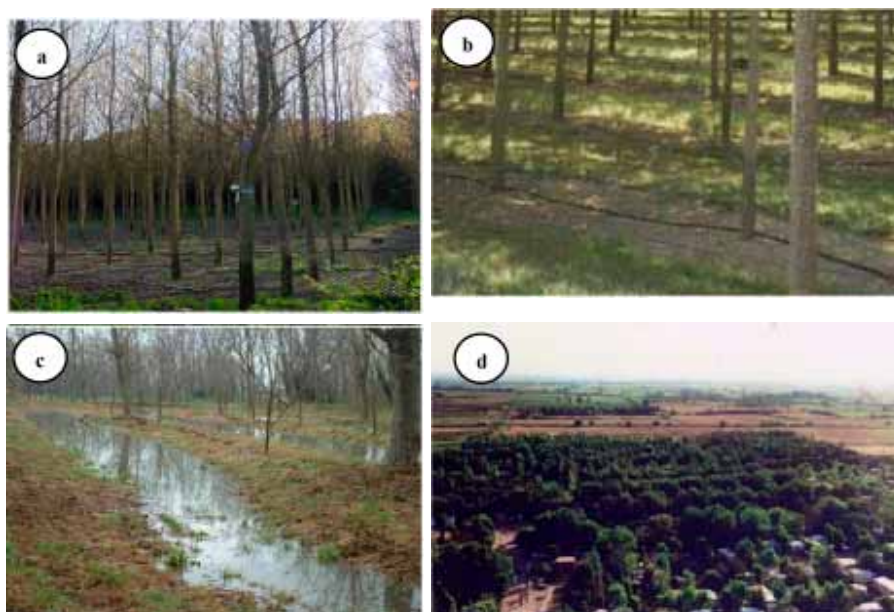
**Taula 3.44.** Avantatges i inconvenients del filtre verd

<i>Avantatges</i>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Integració paisatgística excel·lent. Revalorització de l'espai.</li> <li>• Pot contribuir a la recàrrega d'aqüífers.</li> <li>• Tractament, reutilització i eliminació simultània. Per tant, és un tractament molt adient si el medi receptor és sensible o absent.</li> <li>• Costos baixos de construcció i de manteniment.</li> <li>• Facilitat d'explotació i consum energètic nul o reduït.</li> <li>• D'entre els mètodes d'aplicació al terreny, és el que presenta menys limitacions pel pendent.</li> <li>• Procés adaptat a augments de població estival (no hivernal).</li> <li>• Eliminació de patògens.</li> <li>• Es pot aprofitar econòmicament la vegetació.</li> </ul>
<i>Inconvenients i/o limitacions</i>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• L'extensió requerida és gran (d'uns 25 m<sup>2</sup> / h. eq.).</li> <li>• És un dels sistemes menys adients per a aigües residuals amb càrregues orgàniques elevades.</li> </ul>

- Risc sanitari degut a la formació d'aerosols, si s'utilitza un sistema de distribució per aspersió.
- Fortes restriccions que imposa el medi receptor. Pot ser que el terreny no sigui sempre l'adiant (per la seva escassa o excessiva permeabilitat), cosa que pot comportar la contaminació de les capes freàtiques, o bé es poden produir saturacions del sòl i el subsòl.
- Generació de males olors en cas de mal funcionament del sistema.
- Necessitat de dipòsits d'emmagatzematge. Quan el cabal d'aigua residual afluent excedeix el cabal de disseny, o bé quan hi ha variacions importants de cabal, cal emmagatzemar l'aigua que haurà de tractar el filtre.
- Dificultat o impossibilitat de mesurar correctament els rendiments de depuració.
- Limitacions en el sistema de distribució. El tractament preliminar es requereix per prevenir problemes d'obstrucció i generació localitzada de males olors en el sistema de distribució. Per als sistemes d'aspersió es recomana que la mida de la partícula més grossa continguda a l'efluent aplicat sigui una tercera part del diàmetre del broc d'aspersió.

### 3.7.4.6. Exemples d'aplicació

Els sistemes de filtres verds s'utilitzen normalment com a tractament secundari per a poblacions de menys de 400 h. eq. A Espanya actualment s'utilitzen principalment com a tractament terciari (després de fangs actius, filtres percoladors...) per a petites poblacions (Figura 3.70).



**Figura 3.70.** Exemples i detalls de filtres verds: a) Begur, b) Begur (detall del sistema de distribució), c) Oppède (França) i d) càmping Le Sérignan (França)

### 3.7.4.7. Quadre resum

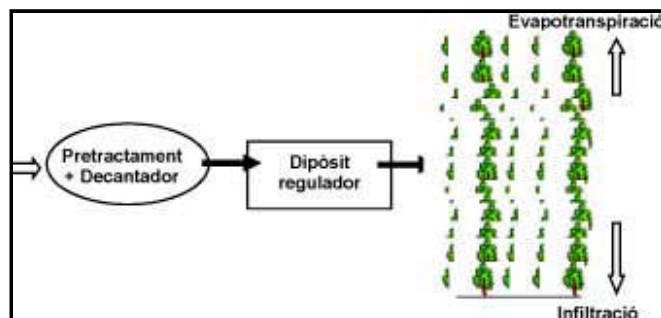
En la Taula 3.45 es presenten les característiques dels filtres verds.

**Taula 3.45.** Característiques dels filtres verds

<i>Característiques generals</i>	
Nom del tractament	Filtre verd
Tipus de tractament	Extensiu (no convencional, natural) Biomassa fixa
Nivell de tractament	Secundari o terciari
<i>Disseny</i>	
h. eq. recomanat	< 300 h. eq. 1,7 - 8,1 m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> · any (Mujeriego, 1999) 0,6 - 5,4 m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> · any (Crites, 2000)

m <sup>2</sup> / h. eq.	8-40 m <sup>2</sup> / h. eq.
DBO <sub>5</sub>	3-11 kg DBO <sub>5</sub> / ha · dia
Tipus d'alimentació del sistema	Discontínua
Temps de residència hidràulic	Elevat. Segons el tipus de sòl

Configuració tipus



Fotografies/esquema



Exigències del terreny	Pendent Profunditat freàtica Permeabilitat	< 20 % terreny cultivat i < 40 % terreny forestal. Si > 1,5 m o més Sí. Permeabilitat de baixa a moderadament ràpida (0,15 - 50,8 cm/h)
Adaptació a les variacions	Cabal Càrrega contaminant	No. Sovint cal construir un dipòsit pulmó Moderada
Temperatura		Superior a 0°C. Depèn del tipus de vegetació
Necessitats d'energia elèctrica		Nul·les o baixes (sistema d'irrigació, bomba, sistema d'emmagatzematge)
Altres característiques	limitacions	/ - Límit de MES segons el sistema d'irrigació - Entrada de fang procedent del primari

*Rendiments*

Paràmetres fisicoquímics (%)	DBO	DQO	MES	N <sub>T</sub>	P <sub>T</sub>
	90-99	75-90	85-99	65-98	75-99
Paràmetres microbiològics	Depèn del tipus de sòl				
Variabilitat estacional dels rendiments	Sí, entre estiu i hivern				
<i>Cost</i>					
Inversió	Baix, excepte en la compra de terrenys				
Manteniment	Baix, excepte en l'eliminació dels fangs acumulats <u>4.4. Costos associats</u>				
Necessitats energètiques	Baixes o nul·les				

Personal especialitzat	No requereix mà d'obra especialitzada, però sí coneixements d'agricultura o jardineria
<b>Generació de</b>	
<i>males olors</i>	Molt rarament
<i>soroll</i>	No
<i>subproductes</i>	Sí. Conreus recol·lectats
<b>Problemes d'explotació i solucions</b>	
<b>Problema</b>	<b>Solució</b>
1. De conreu (desequilibris de nutrients)	
2. De compactació, acumulació de sòlids i enduriment de la capa superficial del sòl	
3. Obturació del sistema de reg	
4. Creixement de males herbes	4.3.2. Manteniment i control de les plantes i dels sòls
5. Entollaments	
6. Plagues d'insectes	Accions i equips antivandàlics i manteniment.
7. Rentat excessiu del sòl (desequilibris de sals)	Limitació d'accés
8. Sistemes de reg (escapaments, acció dels animals i vandalisme)	
9. Aerosolització	
10. Si hi ha arbres, hi pot haver dificultats d'arrelament (massa facilitat d'obtenir aigua i nutrients)	

### 3.7.5. Sistemes d'aiguamolls construïts

#### 3.7.5.1. Descripció del procés

S'anomena aiguamoll qualsevol depressió on l'aigua s'acumula diversos dies durant el període de crescuda (hidroperíode), on s'estableix una determinada flora aquàtica i on el sòl està parcialment saturat d'aigua.

Les zones humides construïdes o *constructed wetlands* són sistemes artificials dissenyats i construïts per reproduir els processos naturals d'autodepuració que es donen en les zones humides o aiguamolls naturals en un ambient més controlable.

Els mecanismes de depuració són complexos i inclouen processos físics, químics i biològics, i engloben l'oxidació i la reducció bacteriana, la filtració, la sedimentació i la precipitació química (Taula 3.46). La matèria orgànica es degrada per acció dels bacteris heteròtrofs, mentre que l'oxidació del nitrogen amoniacal a nitrats i nitrats la porten a terme bacteris nitrificants autòtrofs. Aquesta població bacteriana es desenvolupa en les zones aeròbiques que estan situades al voltant de les arrels i els rizomes. Aquests bacteris són els mateixos que es troben en els sistemes de depuració convencionals. En condicions anòxiques, i mitjançant bacteris heteròtrofs anaeròbics, es produeix la degradació anaeròbica i els nitrats es transformen a N<sub>2</sub>.

**Taula 3.46.** Mecanismes predominants en l'eliminació de contaminants de l'aigua residual mitjançant sistemes d'aiguamolls construïts (Huertas, 2001)

<i>Components de l'aigua residual</i>	<i>Mecanisme d'eliminació</i>
Sòlids en suspensió	Sedimentació Filtració
Matèria orgànica dissolta	Oxidació biològica
Matèria orgànica particulada	Filtració
Nitrogen	Oxidació o reducció biològica Absorció per la planta Adsorció a la matriu Volatilització de l'amoni

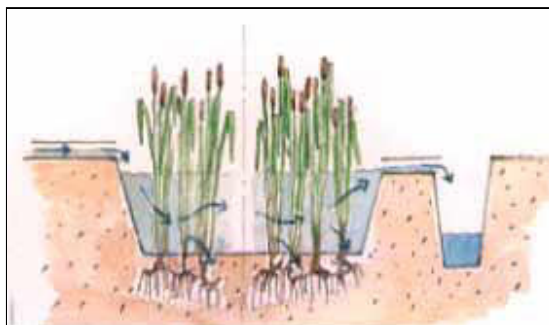
Fòsfor	Adsorció a la matriu Absorció per la planta Precipitació
Metalls	Adsorció i intercanvi catiònic Complexació Precipitació Absorció per la planta Oxidació o reducció biològica
Patògens	Sedimentació Filtració Depredació microbiana Radiació UV Excreció d'antibiòtics per part de les arrels dels macròfits

### 3.7.5.2. Tipus de sistema

Es descriuen diverses possibilitats segons com sigui el flux dominant en el sistema. Parlarem, doncs, de flux horitzontal (superficial o subsuperficial) i flux vertical.

#### *Flux superficial o lliure (FS)*

En els sistemes de flux superficial o lliure (FS) els macròfits estan parcialment submergits en l'aigua. La profunditat de la làmina d'aigua varia de 0,1 a 0,45 m. La vegetació més utilitzada és *Phragmites*, *Typha*, *Scirpus* i *Carex* (Figura 3.71).



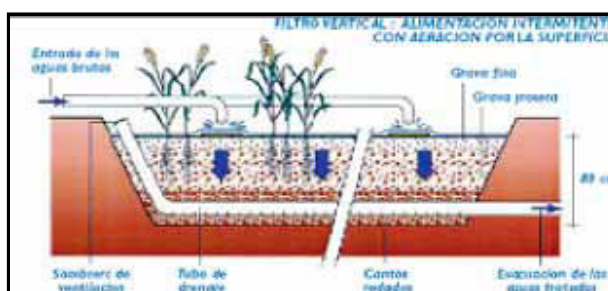
**Figura 3.71.** Esquema d'un sistema de flux superficial

Aquests sistemes són menys eficaços que els de flux subsuperficial, perquè no tenen cap medi de suport que participi en els mecanismes de depuració i, a més, el seu funcionament està més afectat per les condicions climàtiques que no pas el dels sistemes de flux subsuperficial. En certa manera, també es poden definir com a llacunes amb macròfits.

#### *Flux subsuperficial (FSS)*

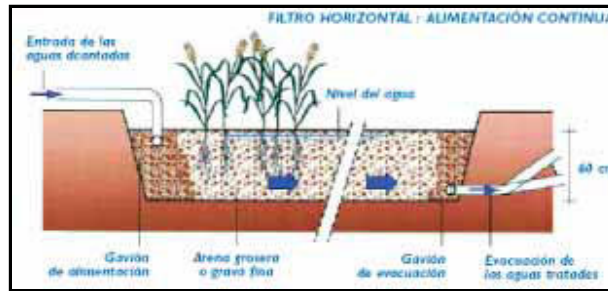
A diferència dels sistemes anteriors, en els sistemes de flux subsuperficial (FSS) l'aigua circula de manera subterrània a través d'un medi porós i de suport (grava o sorra). La profunditat del llit varia de 0,6 m, a l'entrada de la parcel·la, a 1 m a la part final, amb un pendent de l'1 % en la part inferior de la parcel·la. La vegetació (*Phragmites*, *Typha*, *Scirpus* i *Carex*) es planta en el medi a raó de quatre unitats per m<sup>2</sup>. Normalment el material emprat és grava (Ø 2-15 mm), tot i que de vegades es fa servir sòl autòcton amb esmenes o sense. Val a dir que també s'utilitza sorra o grava quan el sistema treballa com a tractament terciari.

Aquests sistemes es classifiquen segons el sentit de circulació de l'aigua, i així trobem dos tipus de dissenys: el vertical (Figura 3.72) i l'horitzontal (Figura 3.73).





**Figura 3.72.** Esquema d'un sistema de flux subsuperficial vertical (FSSV)



**Figura 3.73.** Esquema d'un sistema de flux subsuperficial horitzontal (FSSH)

#### a) Sistema de flux subsuperficial vertical (FSSV)

En els sistemes de flux subsuperficial vertical (FSSV) l'alimentació de l'aigua residual es du a terme de manera intermitent a través d'unes canonades aèries o de brolladors que puguen pel llit de grava o sorra. Una vegada l'aigua ha drenat completament de la superfície del llit, torna a entrar oxigen al sistema, per succió.

Principis a destacar dels sistemes FSSV (Cooper i col·l., 1996) es poden resumir amb els següents:

- Idealment, l'aigua que s'aplica al sistema inunda la superfície per anar drenant gradualment a través del llit.
- La freqüència d'aplicació de l'aigua residual s'ha de calcular de manera que no quedi aigua en superfície procedent del reg anterior. Aquesta forma de gestionar el filtre afavoreix l'entrada d'oxigen a l'interior del llit filtrant, mitjançant un flux de pistó que es dona perquè la làmina d'aigua procedent del reg empeny l'oxigen que havia entrat prèviament al sistema i al mateix temps deixa un espai buit darrere, que s'omple amb aire.
- Els bacteris responsables de l'eliminació de DBO i de la nitrificació es troben en el biofilm que creix en la sorra i grava del llit.
- Per gestionar correctament aquests sistemes és important disposar de filtres construïts en paral·lel, amb l'objectiu de donar un temps de repòs suficient a cada filtre per evitar possibles colmatacions.
- La vegetació és capaç de transmetre oxigen cap a la zona d'arrels i rizomes, tot i que la seva principal funció és mantenir la conductivitat hidràulica del sistema i servir de suport a les biopel·lícules.

#### b) Sistema de flux subsuperficial horitzontal (FSSH)

En els sistemes de flux subsuperficial horitzontal (FSSH) l'alimentació de l'aigua residual es du a terme a través d'un distribuïdor (normalment un gabió o un tub foradat) i avança lentament per la parcel·la de manera horitzontal i amb flux bàsicament de pistó, fins que arriba a la zona de sortida. En aquest punt hi ha una canonada que regula l'altura de la làmina d'aigua dins del llit seguint la llei dels vasos comunicants. L'aigua, quan passa pel llit, es posa en contacte amb la biopel·lícula, que presentarà característiques diferents segons si la zona és aeròbica, anaeròbica o anòxica.

Aquest tipus de zona humida presenta característiques de limitació d'oxigen, perquè la vegetació no transloca la quantitat d'oxigen necessària per oxidar la càrrega orgànica de l'aigua residual; així, aquest sistema no és capaç de nitrificar en quantitats importants.

Principis a destacar dels sistemes FSSV (Cooper i col·l., 1996) es poden resumir amb els següents:

- Els rizomes creixen verticalment i horitzontalment facilitant el flux hidràulic.
- En la zona dels rizomes i la rizosfera s'instal·len grans poblacions de bacteris aeròbics, anaeròbics i anòxics. La zona aeròbica és a prop dels rizomes i les arrels.
- Aquest tipus de vegetació absorbeix l'oxigen en la part aèria, fulles i tiges; i per efecte de succió passa a les arrels i rizomes, i després al sòl.
- Els sòlids en suspensió de l'aigua tractada es retenen en la superfície i s'hi composten aeròbiamment, juntament amb la resta de fulles de la mateixa comunitat vegetal.

#### 3.7.5.3. Funció de la vegetació

Hi ha una gran discussió sobre el paper de la vegetació en els sistemes d'aiguamolls construïts. Tot i això, tothom coincideix en la importància que té per al manteniment de la biodiversitat i pel seu alt valor paisatgístic. A més a més, la vegetació presenta un conjunt de funcions que explicarien en part el funcionament d'aquests sistemes.

#### Medi de suport per a la biopel·lícula

En els sistemes de flux lliure (FS), les tiges i fulles submergides incrementen la superfície de la biopel·lícula; així, la quantitat de vegetació en el sistema hauria d'estar relacionada amb el rendiment del sistema (Bécares, 2004). D'altra banda, les arrels i els rizomes són el medi de suport per als microorganismes responsables de la depuració en els sistemes FSS.

#### Efectes físics

La vegetació afavoreix el repartiment de l'aigua de manera homogènia per la superfície de la parcel·la i redueix la velocitat de l'aigua. Conseqüentment, augmenta el temps de retenció hidràulica en el sistema (Pettcrew i Kalf, 1992).

D'altra banda, la vegetació aporta un gradient de llum, vent i temperatura. Les plantes mantenen climes més càlids a l'hivern i més freds a l'estiu (Brix, 1994), cosa que facilita els processos de depuració independentment de l'època estacional.

#### Efectes sobre la conductivitat hidràulica

En els sistemes amb flux subsuperficial vertical (FSSV), i especialment quan treballen com a tractament primari, el moviment de la vegetació per acció del vent provoca el trencament de la capa de sòlids acumulats a la superfície. D'aquesta manera s'hi evita l'acumulació d'aigua, perquè aquesta capa de fangs moltes vegades és impermeable. Respecte als sistemes amb flux subsuperficial horitzontal (FSSH), s'ha demostrat que les arrels i els rizomes de les plantes disminueixen la conductivitat hidràulica, cosa que provoca un major flux en les zones lliures, que es corresponen amb les zones de més profunditat (Marsteiner i col·l., 1996; Netter, 1994).

#### Aeració de la rizosfera

L'oxigen és vital per a les arrels per diverses raons. Primerament, actua com a font d'energia per a la respiració de les arrels. La deficiència d'oxigen no mataria les arrels, encara que la divisió i el creixement cel·lular quedarien greument afectats. Per a la majoria de plantes, aquesta aportació externa d'oxigen prové del sòl, però en molts ambients aquàtics prové de les fulles, per difusió a través del parènquima. El segon requeriment per al sistema de difusió d'oxigen és l'oxidació de molts compostos tòxics que inhibeixen el creixement de la planta (Cooper i col·l., 1996).

Hi ha unanimitat en el fet que l'oxigen alliberat per les arrels és insignificant comparat amb el que es necessitaria per als processos aeròbics de depuració. L'aportació d'oxigen varia entre  $0,02 \text{ g O}_2 / \text{m}^2 \cdot \text{dia}$  i  $12 \text{ g O}_2 / \text{m}^2 \cdot \text{dia}$  (Brix, 1990; Armstrong i col·l., 1990).

L'aplicació d'aigua residual en els sistemes FSSV es fa de manera discontinua (simulant un flux de pistó) i el pas de l'aigua a través de la matriu es du a terme per gravetat. Aquest fet explica que la presència d'oxigen no sigui un factor limitant en aquest disseny, però la transferència d'oxigen és insignificant comparada amb la difusió a través de l'atmosfera. El flux total d'oxigen varia des de 30 fins a  $150 \text{ g O}_2 / \text{m}^2 \cdot \text{dia}$ , segons el material emprat en el disseny (Brix, 1990).

L'oxigen que utilitzaran els microorganismes aeròbics en les zones humides construïdes de FSSH prové de la transferència de l'atmosfera a l'interior de la parcel·la a través dels macròfits i a partir de la difusió des de la superfície del llit de canyes. Aquesta concentració d'oxigen és limitant a mesura que s'incrementa la càrrega orgànica (Cooper i col·l., 1996).

#### Alliberament de substàncies per les arrels

En l'actualitat s'està estudiant la capacitat dels macròfits per alliberar substàncies a través de les arrels. Wium-Andersen i col·l. (1982) van establir l'alliberament de compostos orgànics, alguns amb propietats al·lopàtiques que eviten el creixement d'altres espècies. D'altra banda, alguns estudis apunten al possible alliberament de substàncies antibiòtiques a través de les arrels (Bécares, 2004).

### 3.7.5.4. Disseny

#### Flux lliure (FS)

El moviment de l'aigua residual es pot descriure a través de l'equació de Manning, que habitualment s'utilitza per a condicions de flux turbulent en un canal de superfície oberta (Cirelli, 2003):

$$v = \frac{1}{n} \cdot (h^{2/3}) (s^{1/2}) \quad (3.45)$$

on:

$v$  = velocitat de l'aigua, m/s

$n$  = coeficient de Manning, s/m<sup>1/3</sup>

$s$  = gradient hidràulic, m/m

En els sistemes d'aiguamolls construïts, el coeficient de Manning és funció de l'altura de la làmina d'aigua i de la densitat de la vegetació (Cirelli, 2003):

$$n = \frac{a}{h^{1/2}} \quad (3.46)$$

on:

$a$  = coeficient de rugositat (s · m<sup>1/6</sup>)

$a = 0,4 \text{ s} \cdot \text{m}^{1/6}$  quan la vegetació és baixa i poc densa, amb  $h > 0,4 \text{ m}$

$a = 1,6 \text{ s} \cdot \text{m}^{1/6}$  quan la vegetació és moderadament densa, amb  $h \approx 0,3 \text{ m}$

$a = 6,4 \text{ s} \cdot \text{m}^{1/6}$  quan la vegetació és molt densa, amb  $h \leq 0,3 \text{ m}$

De la combinació de les equacions anteriors obtenim que:

$$v = \frac{1}{a} \cdot (h^{7/6}) (s^{1/2}) \quad (3.47)$$

A més a més, s'ha de considerar que (Cirelli, 2003):

$$v = \frac{Q}{W \cdot h} \quad W = \frac{A}{L} \quad s = \frac{m \cdot h}{L} \quad (3.48)$$

on  $m$  és un factor de seguretat que representa el percentatge del gradient hidràulic màxim que s'ha de tenir en compte en la fase de dimensionament (normalment varia entre 0,1 i 0,3).

Combinant les equacions anteriors trobem la màxima longitud del llit filtrant (Cirelli, 2003):

$$L = \left[ \frac{A \cdot (h^{8/3}) (m^{1/2}) 86400}{a \cdot Q} \right]^{2/3} \quad (3.49)$$

### Sistema de flux subsuperficial vertical (FSSV)

A l'hora de calcular l'àrea del FSSV trobem un gran nombre d'equacions que han estat descrites per diferents investigadors. Les equacions de disseny que es presenten a continuació segueixen la nomenclatura següent:

$A$ : àrea necessària del llit

$A_1$ : àrea de la primera etapa

$A_2$ : àrea de la segona etapa

$P$ : habitants equivalents

Segons Cooper (1996):

$A = 1,0P$  Únicament per eliminació de DBO  
 $A = 2,0P$  Eliminació de DBO i  $\text{NH}_4\text{-N}$  (en dues fases)

Segons Weedon (2003):

$A = 5,4P^{0,6}$  fins a poblacions de 25 h. eq.  
 $A = 2,4P^{0,85}$  per a poblacions superiors a 25 h. eq.

Segons Grant i Gringgs (2001):

$A = 5,25P^{0,35} + 0,9P$

Segons Platzer (1999) l'àrea es basa en la taxa de transferència d'oxigen ( $28 \text{ g O}_2 / \text{m}^2 \cdot \text{dia}$ ).

Segons Boutin i Liénard (2003)  $A = 2,5P$  en dues fases:

Àrees totals  
 $2 \text{ m}^2 / \text{h. eq.}$  per a sistemes de clavegueram separatius  
 $2,5 \text{ m}^2 / \text{h. eq.}$  per a sistemes de clavegueram unitaris

Primera etapa

$1,2 \text{ m}^2 / \text{h. eq.}$  per a sistemes de clavegueram separatius  
 $1,5 \text{ m}^2 / \text{h. eq.}$  per a sistemes de clavegueram unitaris

Segona etapa

$0,8 \text{ m}^2 / \text{h. eq.}$  per a sistemes de clavegueram separatius  
 $1 \text{ m}^2 / \text{h. eq.}$  per a sistemes de clavegueram unitaris

Sistema de flux subsuperficial horitzontal (FSSH)

Segons l'experiència de Cooper i col·l. (1996), els aiguamolls construïts tant de flux vertical com horitzontal treballen millor si prèviament s'instal·la al sistema un tractament primari (fossa sèptica, tanc Imhoff o decantador primari). Aquest tractament primari suposa la reducció d'entre el 20 i el 30 % de la DBO, tot i que no té cap efecte important sobre la concentració d'amoni.

a. Determinació de l'àrea

L'equació que determina l'àrea del sistema és la que proposa Kickuth (Cooper i col·l., 1996):

$$A_h = \frac{Q_d (\ln C_o - \ln C_t)}{k_{BOD}} \quad (3.50)$$

on:

$A_h$  = superfície ocupada pel llit,  $\text{m}^2$   
 $Q_d$  = cabal mitjà diari de l'efluent d'entrada,  $\text{m}^3/\text{dia}$   
 $C_o$  = càrrega de DBO de l'efluent al sistema,  $\text{mg/L}$   
 $C_t$  = DBO desitjada a la sortida de les parcel·les de tractament terciari,  $\text{mg/L}$

El factor  $k_{BOD}$  és un factor variable en funció de la temperatura, segons la fórmula de Birkedal:

$$k_{BOD} = k_{BOD20} (1,1)^{t-20} \quad (3.51)$$

Els valors mitjans d'aquest paràmetre varien entre  $0,083 \pm 0,017$  per a Dinamarca i entre 0,067 i 0,1 a la Gran Bretanya (Cooper i col·l., 1996).

#### b. Determinació de la profunditat

La profunditat mitjana dels llits de flux horitzontal acostuma a ser de 0,6 m a l'entrada del sistema. Aquesta alçada és determinada per la màxima profunditat assolida per les arrels dels macròfits plantats. La profunditat a la sortida de la parcel·la és determinada pel pendent de fons (ja que s'ha d'assegurar l'avanç de l'aigua de manera gravitacional). Cal destacar que aquest pendent se situa entre el 0,5 i el 2 %. Normalment, l'alçada de la parcel·la a la sortida del sistema es troba entre 0,8 i 1 m.

#### c. Relació entre l'amplada i la secció transversal a l'entrada

La secció transversal a l'entrada és la menor de les seccions transversals del llit. Com que és la més desfavorable, és la que s'utilitza en els càlculs de dimensionament. La secció transversal a l'entrada es calcula a partir de la llei de Darcy, prenent un valor conservador per a la permeabilitat del medi filtrant que garanteixi en tots els casos que el flux serà subsuperficial (Cooper i col·l., 1996):

$$A_c = \frac{Q_s}{k_f \frac{dH}{ds}} \quad (3.52)$$

on:

$A_c$  = secció transversal del llit,  $m^2$

$Q_s$  = cabal mitjà que ha de ser tractat,  $m^3/s$

$k_f$  = permeabilitat del llit totalment desenvolupat

$dH/ds$  = pendent del fons del llit

És fonamental prendre un valor conservador per a la permeabilitat del medi filtrant i no suposar que la permeabilitat augmentarà amb el desenvolupament del sistema radicular de les plantes.

#### d. Selecció del substrat

El medi de conreu (sòl) no només actua com a suport físic de les plantes, sinó que a més aporta una gran quantitat de superfície reactiva per complexar ions, anions i altres compostos. Tanmateix, el substrat pot treballar com a medi per a la fixació de poblacions microbianes.

El substrat ha d'acomplir també les condicions següents:

- Mantenir una bona conductivitat hidràulica. Aquesta s'afavoreix amb textures de sorra grollera i graves fines.
- Presentar una bona fertilitat. Les granulometries massa grans (graves amb diàmetres superiors a 15 mm) presenten una fertilitat molt baixa que podria limitar el creixement de la vegetació.

Els materials que s'utilitzaran com a primera opció són els granítics, i és molt important que la grava estigui neta, per evitar un colmatament prematur del substrat.

Els aiguamolls construïts de flux SSFH necessiten un substrat de gran porositat perquè cal una conductivitat hidràulica elevada que garanteixi la circulació de l'aigua a través del sòl sense problemes d'obstrucció per acumulació de partícules en suspensió. El límit superior del diàmetre de les graves és determinat per la capacitat potencial del medi de retenir nutrients (CIC, coeficient d'intercanvi catiónic), una variable directament relacionada amb la superfície relativa de les graves que componen el sòl. És a dir, les graves més grosses (superiors als 15 mm) presenten menys fertilitat i menys superfície on es puguin adherir les colònies bacterianes que depuren l'aigua.

Aquest conflicte d'interessos se soluciona de dues maneres diferents:

- Utilitzant graves fluvials ben classificades. Les partícules de formes arrodonides permeten una major porositat per a una mida determinada. D'aquesta manera s'optimitza la porositat per a un diàmetre mitjà relativament petit.

- Utilitzant graves fluvials de pedrera amb diàmetres que oscil·len entre 2 i 10 mm de diàmetre. La major angulositat d'aquestes graves i, per tant, la menor porositat per a un mateix diàmetre de partícula, se soluciona mitjançant la barreja de graves de diàmetres superiors (més de 4 mm). El material granític afavoreix l'eliminació del fòsfor per adsorció i la formació de compostos insolubles en les petites partícules de material. Es tracta de la solució més econòmica i que comporta menys impacte ecològic (per exemple, no s'ha d'alterar un riu per extreure graves).

La composició granulomètrica de les graves es presenta en la Taula 3.47.

**Taula 3.47.** Granulometria del material de rebliment d'un filtre SSFH

Diàmetre (mm)	Percentatge (en pes)		
	Mínim (%)	Idoni (%)	Màxim (%)
2-4	20	30	40
5-7	20	40	60
8-10	20	30	50

En cas de poder afegir les diferents graves de manera seqüencial, les que siguin més grolleres es dipositaran al fons i la resta es barrejarà en la capa superior.

### 3.7.5.5. Rendiments i límits

En la Taula 3.48 es resumeixen les principals dades dels rendiments i límits d'eliminació dels principals paràmetres de contaminació (matèria orgànica, matèria en suspensió, nutrients i microorganismes).

**Taula 3.48.** Percentatge de reducció de matèria orgànica, matèria en suspensió, nutrients i microorganismes

Rendiments d'eliminació						Límits d'eliminació		
Ref.	Collado (1991)	USEPA (1992)	Mujeriego (1999)	Seoáñez (1999)	Crites (2000)	Ref.	Collado (1991)	Boutin (1997)
DBO	70-90 %	80-90 %	70-96 %	60-98 %	60-92 %	DBO	< 20 mg/L CO (≤ 112 kg / ha · dia aigües residuals característiques)	≤ 25 mg/L
DQO				55-80 %	55-80 %	DQO		≤ 90 mg/L
MES			60-90 %	60-98 %	56-96 %	MES	< 20 mg/L (CO ≤ 112 kg / ha · dia)	≤ 30 mg/L
Nt		< 30 %	40-90 %	30-70 %		Nt	< 10 mg/L (CO ≤ 112 kg / ha · dia)	
NTK	75-95 % a CO ≤ 10 kg / ha · dia				25-65 %	NTK		≤ 10 mg/L
Pt	10-40 % (per conc. de P af. 7- 10 mg/L)	< 15 %	30-95 %	20-60 %	20-40 %	Pt	< 20 mg/L (CO ≤ 112 kg / ha · dia)	Variable
CF				2-3 log	2-3			

La Figura 3.74 mostra el rang de població per al qual aquest sistema està recomanat o pot implantar-se sense alterar el seu funcionament.



**Figura 3.74.** Rang de població recomanable per als sistemes d'aiguamolls construïts

### 3.7.5.6. Costos

El cost de construcció dels sistemes d'aiguamolls construïts varia en funció de la mida de la planta ([3.10.3. Construcció](#)), però de mitjana es pot estimar en uns 400 € / h. eq. La major despesa de construcció és determinada per l'aportació de graves i moviment de terres a l'hora de construir la bassa, així com per la impermeabilització de l'àrea on es fa el tractament, el sistema de distribució de l'aigua i les plantes.

Pel que fa al cost d'explotació dels sistemes d'aiguamolls construïts, és d'uns 14,10 € / h. eq. Aquest cost també varia en funció de la mida de la planta ([4.4. Costos associats](#)). La major part dels costos d'explotació són conseqüència de la neteja dels sistemes de distribució de l'aigua i la sega de la vegetació.

### 3.7.5.7. Avantatges i inconvenients

En la Taula 3.49 es presenten els avantatges i els inconvenients dels aiguamolls construïts.

**Taula 3.49.** Avantatges i inconvenients dels aiguamolls construïts

<i>Avantatges</i>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Integració en el medi. Establiment d'un ecosistema i baix impacte ambiental sonor.</li> <li>• Excel·lent eliminació de DBO<sub>5</sub> i SS d'efluents de fosses sèptiques o de tancs Imhoff.</li> <li>• Possibilitat de tractar aigües residuals amb una forta càrrega contaminant.</li> <li>• Explotació simple. Les operacions són bàsicament treballs de jardineria.</li> <li>• Els sistemes de flux subsuperficial requereixen menys superfície que la majoria de tractaments naturals.</li> <li>• Efluent de bona qualitat: alts rendiments d'eliminació de DBO<sub>5</sub>, si es dissenyen adequadament.</li> <li>• En el flux subsuperficial els problemes de males olors i insectes són mínims.</li> <li>• Consum energètic mínim o nul. En general, el consum energètic es basa en el pretractament i/o elevacions.</li> <li>• Baix cost d'explotació i manteniment.</li> <li>• Baixa producció de residus. Els residus i els fangs provenen bàsicament del pretractament i del tractament primari.</li> <li>• Fiabilitat en l'operació del sistema de tractament. Són sistemes amb temps de residència molt elevats, i consegüentment les variacions de cabal o càrrega contaminant afecten poc el nivell de depuració.</li> </ul>
<i>Inconvenients i/o limitacions</i>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Manca de dades de disseny i de rendiments d'eliminació (especialment amb grans cabals).</li> <li>• Lleugerament sensibles a la temperatura. Les temperatures excessivament fredes faran necessari emmagatzemar l'aigua residual.</li> <li>• Període de plantació aconsellat entre abril i juliol.</li> <li>• Per obtenir els millors rendiments cal que el sistema faci un any que funcioni.</li> </ul>

- La superfície de disseny és entre vint i vuitanta vegades superior respecte als tractaments convencionals.
- Terreny: el pendent ha de ser inferior al 5 % i la permeabilitat ha de ser baixa; en cas contrari, s'ha d'impermeabilitzar per evitar la contaminació de les aigües subterrànies.
- Sistemes no recomanables en zones de climatologia extrema, gelades freqüents i alçades superiors a 700 m, on el canyís (*Phragmites*) té dificultat per créixer.
- Si l'eliminació de MES en el pretractament i en el tractament primari no és eficient, pot haver-hi rebliment de l'entrada (sobretot en els aiguamolls de flux subsuperficial).
- Entre estiu i hivern el rendiment pot ser que es redueixi un 20 %.
- Pocs factors de control durant l'operació.

### 3.7.5.8. Exemples d'aplicació

Els sistemes d'aiguamolls construïts s'utilitzen, principalment, per tractar les aigües residuals urbanes de comunitats de menys de dos mil habitants. No obstant això, en alguns casos també trobem sistemes d'aiguamolls construïts en EDAR més grans. En aquests casos, els sistemes treballen com un tractament terciari (per exemple, l'EDAR de Tordera i l'EDAR d'Empuriabrava).

Els sistemes de FS poden estar precedits d'un pretractament i treballar com a tractament secundari –per exemple, a l'EDAR del Masroig (Figura 3.75.a)–, o també poden estar precedits per un tractament secundari i treballar, en aquests casos, com a tractament terciari –per exemple, a l'EDAR de Tordera, que consta d'uns fangs actius seguits d'un sistema d'aiguamolls construïts de FS, i a l'EDAR d'Empuriabrava, que consta d'uns fangs actius, seguits d'un llacunatge i finalment un sistema d'aiguamolls construïts de FS (Figura 3.75.b).



**Figura 3.75.** Exemples de sistemes d'aiguamolls construïts: a) el Masroig, b) Empuriabrava, c) Vilaplana, d) Verdú, e) Vilajuïga i f) Roussillon

Els sistemes de FSSH poden estar precedits per una fossa sèptica (per exemple, a l'EDAR d'Alfés), un tanc Imhoff (per exemple, a l'EDAR de Cervià de Ter) o un decantador primari (per exemple, a l'EDAR de Vilaplana, Figura 3.75.c). Els sistemes de FSSH també es poden trobar combinats amb un tractament terciari, com ara un llacunatge natural –per exemple, a l'EDAR de Verdú (Figura 3.75.d)– o un filtre verd –per exemple, a l'EDAR de Vilaplana. A més a més, en alguns casos el sistema de FSSH es pot trobar dissenyat com un tractament terciari i estar precedit per un llacunatge –per exemple, a l'EDAR de Vilajuïga (Figura 3.75.e)– o per una infiltració-percolació –per exemple, a l'EDAR dels Hostalets de Pierola. D'altra banda, cal destacar els aiguamolls construïts en el tram final del riu Besòs (Barcelonès), que treballen com a tractament terciari i on es van construir un total de seixanta parcel·les. En aquest cas, l'aigua prové de l'EDAR de Montcada i Reixac, que tracta les aigües residuals amb un tractament convencional per fangs actius.

Els sistemes FSSV encara no s'han començat a implementar a Catalunya, tot i que és el tipus de disseny que s'utilitza a França; per exemple, a l'EDAR de Saint Thomas i a l'EDAR del Roussillon (Figura 3.75.f). En




l'actualitat es comença a pensar en el disseny de sistemes híbrids, és a dir, combinar els filtres FSSV i els filtres FSSH.

### 3.7.5.9. Quadre resum

En la Taula 3.50 es presenten les característiques generals dels aiguamolls construïts.

**Taula 3.50.** Característiques dels aiguamolls construïts

<i>Característiques generals</i>		
Nom del tractament	Aiguamolls construïts	
Tipus de tractament	Extensiu (no convencional) Biomassa fixa	
Tipologies	i) Flux lliure (FS) ii) Flux subsuperficial (FSS): vertical (FSSV) i horitzontal (FSSH)	
Nivell de tractament	Primari, secundari o terciari	
<i>Disseny</i>		
h. eq. màx. recomanat	25 -1.000 h. eq. Càrrega hidràulica: 0,015 - 0,06 m <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> · dia	
m <sup>2</sup> / h. eq.	2-6 m <sup>2</sup> / h. eq.	
mg/L DBO <sub>5</sub>	2-160 kg DBO <sub>5</sub> / ha·dia Es recomana no superar els 100 kg DBO <sub>5</sub> / ha·dia	
Tipus d'alimentació del sistema	FS i FSSH en continu FSSV seqüencial	
Temps de residència hidràulic	Alt. Augmenta en disminuir la temperatura Per l'eliminació de DBO <sub>5</sub> : 2-5 dies (FS) i 2-4 dies (FSS) Per l'eliminació de N: 6-14 dies (FS) i 6-10 dies (FSS)	
Configuració tipus	i) Pretractament + tractament primari + tractament secundari + FS ii) Pretractament + FSSV iii) Pretractament + tractament primari + FSSH	
Fotografies/esquema		
Exigències del terreny	Pendent	Inferior al 5 % FSS pendent d'entre 1 i 2 %
	Profunditat freàtica	Sí. Per sota del nivell de les parcel·les
	Permeabilitat	Cal impermeabilització Tipus: compactació d'argiles o amb làmina plàstica

Adaptació a les variacions	Cabal Càrrega contaminant	No, cal un dipòsit pulmó Sí
Temperatura		10-37°C
Necessitats d'energia elèctrica		Molt baixa o nul·la
Altres limitacions / característiques		Sensibles a temperatures baixes, tot i que els FSS poden funcionar fins a temperatures de 0°C
<i>Rendiments</i>		
Paràmetres fisicoquímics		<a href="#">Veure Taula 3.48</a>
Paràmetres microbiològics		<a href="#">Veure Taula 3.48</a>
Variabilitat estacional dels rendiments		Entre estiu i hivern pot ser que el rendiment es redueixi un 20 %
<i>Cost</i>		
Inversió		Se centra en el moviment de terres i l'aportació de graves
Manteniment		Treballs de jardineria
Necessitats energètiques		Baixes o nul·les
Personal especialitzat		No
<i>Generació de</i>		
<i>males olors</i>		Poden produir-se en FS i FSSV, però rarament
<i>soroll</i>		No
<i>subproductes</i>		Recol·lecció de vegetació Fangs digerits
<i>Problemes d'explotació i solucions</i>		
<i>Problema</i>		<i>Solució</i>
1. Creixement de males herbes, arbres i/o arbustos		<a href="#">4.3.2. Manteniment i monitorització de les plantes</a>
2. Acumulació de restes vegetals		
3. Obturació dels sistemes de distribució d'aigua		
4. Variacions del nivell d'aigua		
5. Colmatació de la matriu		
6. Danys a la impermeabilització		
7. Danys als dics		

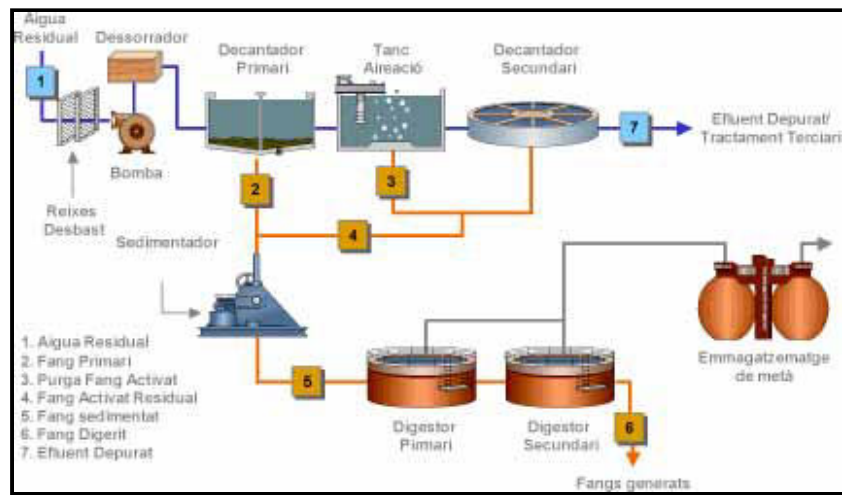
### 3.8. GESTIÓ DELS FANGS GENERATS

#### 3.8.1. Generació dels fangs d'una EDAR

La construcció de noves estacions depuradores d'aigües residuals ha augmentat ràpidament atenent a la recomanació de la Directiva 91/271 de la Unió Europea sobre el sanejament de les aigües residuals en les poblacions de més de dos mil habitants equivalents.

Una estació depuradora d'aigües residuals pot considerar-se com una activitat industrial més, en la qual l'aigua residual constitueix la matèria primera, l'aigua un cop tractada el producte acabat i els fangs el residu o subproducte obtingut. La depuració de les aigües residuals implica una clara millora de la qualitat ambiental i dels recursos hídrics; no obstant això, comporta al mateix temps un increment del volum de fangs generats durant el tractament de les aigües.

En la Figura 3.76 es mostra un esquema d'una estació depuradora d'aigües residuals on hi ha també esquematitzada la línia de fangs.



**Figura 3.76.** Dibuix esquemàtic de les operacions unitàries d'una EDAR

Els fangs de les EDAR es troben normalment en forma de suspensions molt diluïdes (corrents 2 i 4 de la Figura 6.1), que generalment contenen entre un 0,25 i un 12 % de fracció sòlida, percentatge que variarà en funció del tipus de procés utilitzat en el tractament de les aigües residuals (Werther i Ogada, 1999). De la fracció sòlida, entre un 60-80 % correspon a matèria orgànica i la part restant és la fracció inorgànica. Aquest fang és anomenat també *biosòlid*, terme utilitzat principalment per fer referència a la seva reutilització a causa de l'elevat contingut orgànic.

En la Taula 3.51 es presenta la composició típica dels fangs obtinguts en el tractament primari i en un procés de fangs actius.

**Taula 3.51.** Composició química típica dels fangs procedents del tractament d'aigües residuals urbanes (Metcalf i Eddy, 2003)

Paràmetre	Fang primari	Fang actiu
Sòlids totals (ST, % respecte al pes total)	2-8	0,83 - 1,16
Sòlids volàtils (% respecte als ST)	60-80	59-88
Greixos (% respecte als ST)	6-30	-
Proteïnes (% respecte als ST)	20-30	32-41
Nitrogen (% respecte als ST)	1,5 - 4	2,4 - 5
Fòsfor ( $P_2O_5$ , % respecte als ST)	0,8 - 28	2,8 - 11
Potassi ( $K_2O$ , % respecte als ST)	0-1	0,5 - 0,7
Cel·lulosa (% respecte als ST)	8-15	-
Ferro (% respecte als ST)	2-4	-
Síllice ( $SiO_2$ , % respecte als ST)	15-20	-
pH	5-8	6,5 - 8

Alcalinitat (mg CaCO <sub>3</sub> / L)	500-1.500	580-1.100
Àcids orgànics (mg AcH / L)	200-2.000	1.100-1.700
Poder calorífic (MJ/kg)	23-30	19-23

ST: sòlids totals. AcH: àcid acètic

Les característiques dels fangs generats en les estacions depuradores d'aigües residuals difereixen quant a volum i composició depenent principalment del tipus d'aigua tractada, així com del procés de tractament emprat. En la Taula 3.52 es presenten les quantitats de fangs produïdes i el percentatge d'humitat que contenen els fangs, després dels processos de tractament primari i secundari.

**Taula 3.52.** Quantitat de fang produïda en diferents processos de tractament

Tractament	% Humitat	<sup>a</sup> L fang / m <sup>3</sup>	<sup>b</sup> kg MS / m <sup>3</sup>
Sedimentació primària	95	2,9	0,15
Fangs actius	98,5	19,4	0,27
Filtre percolador	92,5	0,8	0,06

<sup>a</sup> Litres de fang produït per m<sup>3</sup> d'aigua residual tractada

<sup>b</sup> kg de matèria seca produïda per m<sup>3</sup> d'aigua residual tractada

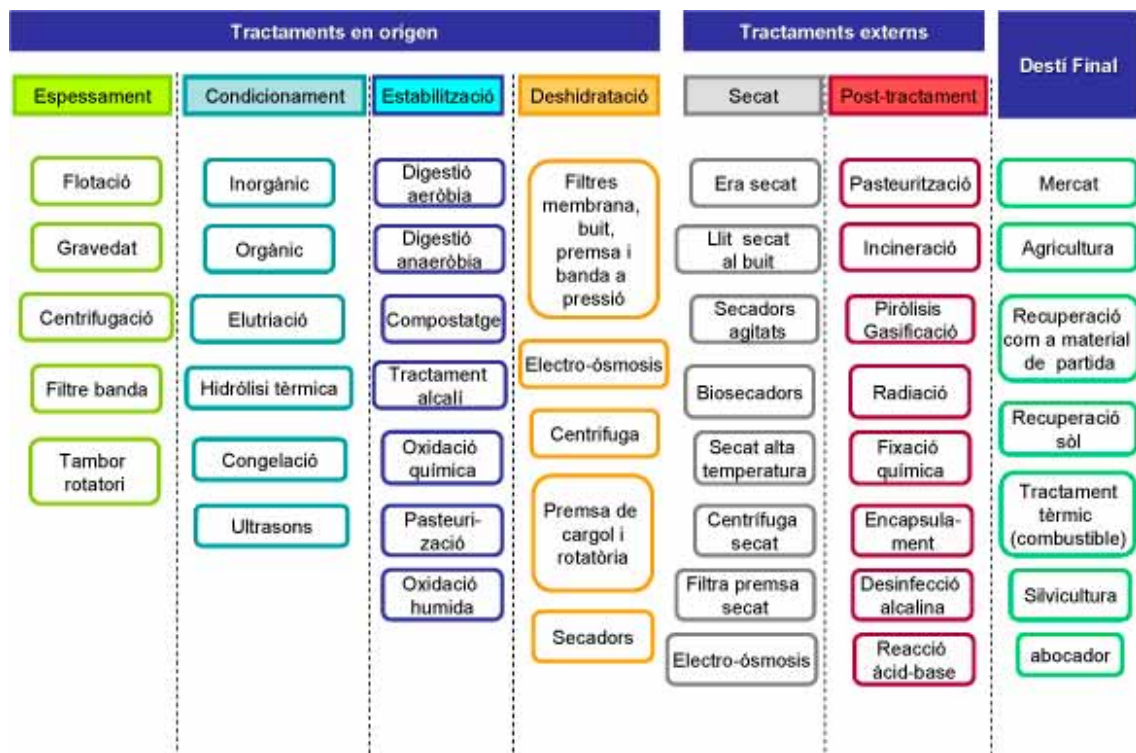
A conseqüència de la composició que presenten els fangs (Taula 3.51), abans d'evacuar-los de la planta és necessari tractar-los per reduir-ne el volum, estabilitzar la matèria orgànica i, en funció del destí final, eliminar els patògens. El tractament dels fangs representa el 40 % del cost total d'operació de l'estació depuradora, i, com a conseqüència, el tractament i l'eliminació dels fangs esdevé un dels problemes ambientals més complexos associats al tractament de les aigües residuals.

### 3.8.2. Tractament dels fangs

Els fangs de depuradora es caracteritzen pel seu elevat contingut en aigua, que els confereix, per una banda, un elevat volum i, per l'altra, unes característiques mecàniques reduïdes, que fan més difícil la seva manipulació i disposició final. Hi ha una gran varietat de processos per al tractament de fangs; no obstant això, la tria d'un procés o d'un altre dependrà no tan sols de les característiques intrínseques del fang, sinó dels costos d'inversió i, sobretot, de la grandària de la instal·lació i la localització o situació de la instal·lació (Oleszkiewicz i Mavinic, 2002).

En la Figura 3.77 es mostren les etapes generals per al tractament de fangs, que s'han classificat segons si són tractaments en origen, és a dir, els tractaments que es duen a terme a la mateixa EDAR, o tractaments externs, que generalment es duen a terme en plantes de tractament independents de l'EDAR.

Els processos de tractament intrínsecs de fangs en les mateixes estacions depuradores d'aigües residuals normalment inclouen una sèrie d'etapes que es duen a terme mitjançant diferents tècniques que es resumeixen en la Figura 3.77 (essament, condicionament, estabilització i deshidratació).



**Figura 3.77.** Esquema dels processos de tractament de fangs, classificats segons si són tractaments en origen o tractaments externs

### 3.8.2.1. Espessiment

El propòsit de l'espessiment és incrementar el contingut de sòlids del fang per eliminar una part de la fracció líquida. La reducció de volum de fang que s'aconsegueix pot representar una cinquena part del volum original. Aquesta reducció millora la gestió dels tractaments posteriors ja que redueix la capacitat necessària dels tancs, els requeriments químics per al condicionament i el volum de fang que s'ha de manipular, etc. Les operacions més utilitzades són la sedimentació, la flotació i la centrifugació, i s'aconsegueix una concentració de sòlids del 4 al 6 % (Metcalf i Eddy, 2003).

### 3.8.2.2. Condicionament

El condicionament del fang té la finalitat de millorar les característiques del fang per a la seva posterior deshidratació. El mètode més freqüentment utilitzat és l'addició de productes químics (condicionament químic), tot i que també es pot utilitzar un tractament tèrmic (condicionament tèrmic).

#### Condicionament químic

El condicionament químic dona com a resultat la coagulació dels sòlids i l'alliberament de l'aigua absorbida pels fangs, i millora el tractament posterior de deshidratació. Els productes químics més utilitzats són clorur fèrric, calç, sulfat d'alumini i polímers inorgànics. En cas d'utilitzar calç com a agent deshidratant i no per a l'estabilització del fang, el pH de treball ha d'estar al voltant de 9.

#### Condicionament tèrmic

El tractament tèrmic per al condicionament consisteix a escalfar el fang durant curts períodes sotmès a pressió. El resultat del tractament és la coagulació dels sòlids, el trencament de l'estructura del gel i una reducció de l'afinitat del fang per l'aigua, que facilita la posterior deshidratació sense necessitat d'afegir-hi productes químics. En aquest cas es produeix alhora l'esterilització del fang. L'alt cost de la inversió dels equips limita l'aplicació d'aquest tipus de condicionament.

### 3.8.2.3. Estabilització

El procés d'estabilització permet reduir, inhibir o eliminar el potencial de putrefacció que tenen els fangs a causa de la presència de matèria orgànica. Alhora es redueixen els nivells de patògens i s'eliminen les males olors. Els processos més utilitzats per dur a terme l'estabilització poden ser químics, tèrmics i biològics.

#### Estabilització química

- Estabilització amb calç

En aquesta operació s'afegeix calç al fang en quantitat suficient per arribar a un pH de 12 o superior. L'alt pH crea un entorn no adequat per a la supervivència dels microorganismes, fet que provoca que els fangs no podrexin ni produeixin males olors i, per tant, que deixin de ser un problema per a la salut humana, sempre que el pH es mantingui a aquest nivell. Durant molts anys la calç s'afegia al fang com a condicionador per facilitar-ne la deshidratació; l'ús de calç com a agent estabilitzador és d'acceptació més recent.

- Oxidació amb clor

L'oxidació amb clor consisteix en l'oxidació química de la matèria orgànica que conté el fang mitjançant dosis elevades de gas clor durant un curt període. Com a resultat de la reacció, es formen quantitats importants d'àcid clorhídric que poden provocar la solubilització dels metalls pesants presents en el fang. En conseqüència, el sobrenedant i el filtrat dels fangs poden contenir concentracions elevades de metalls pesants; per aquesta raó, el sistema s'ha limitat a l'aplicació a petites plantes, d'uns 0,2 m<sup>3</sup>/s o menors.

### *Estabilització tèrmica*

- Assecament tèrmic

El tractament tèrmic consisteix en dues etapes: una d'escalfament del fang, que té lloc entre 30 i 70°C, i una segona etapa que té lloc a temperatures molt més elevades (75-190°C) i a pressió constant per sobre de 2.100 kPa durant un curt període (WEF, 1996). En aquestes condicions, es produeix la hidròlisi dels materials proteics, es destrueixen les cèl·lules i s'alliberen els compostos orgànics solubles i nitrogen normalment en forma d'amoni. Aquest procés alhora permet el condicionament del fang ja que s'allibera l'aigua lligada als sòlids i dona lloc a la coagulació dels sòlids, que facilitarà el procés de deshidratació.

- Incineració

La incineració, tot i que és un posttractament per eliminar el contingut orgànic del fang, es pot considerar també un mètode d'esterilització. Com a conseqüència d'aquest tractament, es redueix el volum, es destrueixen els patògens i el producte final sòlid (cendres) no produeix males olors.

El fang deshidratat amb concentracions de matèria seca superiors al 30 % és autocombustible, és a dir, no necessita combustible auxiliar per mantenir el procés de combustió. Moltes vegades aquest tractament s'aplica juntament amb els residus sòlids urbans.

### *Estabilització biològica*

- Digestió aeròbia

L'estabilització per digestió aeròbia es produeix per la degradació biològica de la matèria orgànica que contenen els fangs, i es redueix el volum total de sòlids. És un sistema similar al [procés de fangs actius](#), però com que els microorganismes no tenen prou matèria orgànica soluble disponible consumeixen el seu propi protoplasma per obtenir l'energia per a les reaccions de manteniment de les cèl·lules. Quan es donen aquestes condicions es diu que els microorganismes estan en fase endògena.

Mitjançant aquest tractament es produeix l'oxidació dels sòlids en suspensió volàtils procedents del tractament primari (correspon a la fracció orgànica d'aquest fang) i la degradació de la biomassa procedent del tractament secundari. El 75-80 % del teixit cel·lular és biodegradable, la resta és material inert i matèria orgànica no biodegradable. Els temps de residència són superiors als dels tractaments biològics secundaris (de deu a dotze dies) i s'aconsegueix eliminar entre el 35 i el 45 % de SV.

- Digestió anaeròbia

La [digestió anaeròbia](#) és un procés pel qual la matèria orgànica es descompon per l'activitat dels microorganismes en absència d'oxigen, i es produeix un gas amb un alt contingut energètic (biogàs) i un fang residual que conserva tot el valor fertilitzant del material original. A més, s'eliminen les males olors i la majoria dels gèrmens patògens, i es disminueix la càrrega contaminant del substrat digerit.

La degradació d'aquesta matèria orgànica a biogàs en un medi anaeròbic és, doncs, el resultat d'un conjunt de reaccions lligades amb el catabolisme de nombrosos microorganismes que, en condicions ambientals determinades (pH, potencial redox, temperatura, etc.) formen associacions estables.

Avui en dia, la necessitat de fonts d'energia renovables posa de manifest el fet que amb la digestió anaeròbia es pot recuperar en forma de metà fins a un 60 % de l'energia de combustió de la matèria orgànica, amb l'avantatge d'obtenir una forma d'energia que es pot emmagatzemar i transportar.

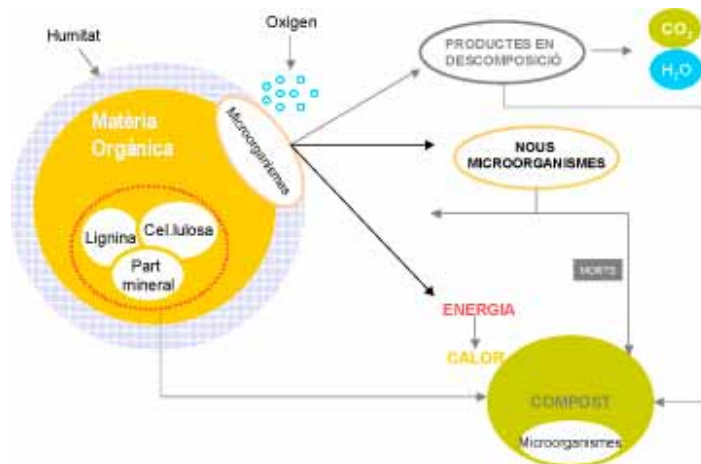
El lent creixement dels bacteris que participen en la digestió anaeròbia, i particularment els metanògens, fa que només una petita part del residu orgànic degradat s'utilitzi per a la síntesi de noves cèl·lules, i la

resta es transforma en energia per al seu manteniment. Aquest fet dóna com a resultat que la matèria sòlida restant estigui força ben estabilitzada. Per aconseguir eficàcies del procés acceptables és necessari treballar a temperatures al voltant dels 30°C, per augmentar les taxes de creixement i treballar amb temps de residència normalment superiors a quinze dies.

El sobrenedant d'aquest tractament es retorna al tractament secundari ja que conté productes intermedis de la descomposició que proporcionen una càrrega orgànica important i més elevada que en el cas de la digestió aeròbia.

- Compostatge

Tot i que el compostatge és un tractament per estabilitzar els fangs, també es pot considerar com a posttractament per revaloritzar el fang i obtenir un producte utilitzat com a fertilitzant (Figura 3.78).



**Figura 3.78.** Esquema de les interaccions en un procés de compostatge

Mitjançant aquest procés, la matèria orgànica es descompon a causa de l'activitat aeròbica dels microorganismes i dóna un producte estable anomenat compost. El producte resultant no presenta problemes de caràcter sanitari, no emet males olors i té característiques similars a l'humus, cosa que permet utilitzar-lo com a condicionant del sòl.

En el procés de compostatge, aproximadament entre el 20 i el 30 % dels sòlids volàtils es converteixen en diòxid de carbó i aigua. A més, la calor alliberada durant el procés de degradació provoca l'augment de la temperatura del sòlid i s'aconsegueix un producte final gairebé exempt de patògens.

Hi ha diverses tècniques per dur a terme el procés de compostatge, les quals es podrien diferenciar pel grau de control del procés. La més senzilla, el compostatge per fileres, consisteix a disposar el fang en fileres voltant el fang dues o tres vegades a la setmana per aconseguir l'aportació d'oxigen suficient. Aquest moviment del sòlid permet alhora controlar la temperatura i l'homogeneïtzació del sòlid per aconseguir estabilitzar tota la massa. La fermentació completa es produeix entre tres i quatre setmanes, tot i que posteriorment es deixa un període similar per a la maduració.

En els sistemes més complexos (compostatge en reactor), els paràmetres que afecten l'eficàcia del procés estan ben controlats i s'aconsegueix la fermentació en una o dues setmanes.

En la Taula 3.53 es resumeixen els paràmetres més importants que afecten el procés de compostatge.

**Taula 3.53.** Paràmetres que afecten el procés de compostatge

Paràmetre	Efecte	Valor típic
Humitat	Alta: disminueix l'eficàcia en l'aportació d'oxigen Baixa: disminueix l'activitat bacteriana	50-60 %
Temperatura	Alta: elimina patògens i accelera l'activitat microbiana Massa alta ( $T > 66^{\circ}\text{C}$ ): redueix l'activitat dels microorganismes	55-65°C durant tres dies com a mínim
Aeració	Aportació d'oxigen Control de la temperatura Deficient: problemes de males olors	un volteig setmanal com a mínim*
C/N	Alta: el nitrogen és limitant Baixa: es desprèn amoníac	25-50

\* Per als sistemes més senzills en què el volteig és l'única font d'entrada d'oxigen

## 6.2.4 Deshidratació

### 3.8.2.3. Deshidratació

Mitjançant la deshidratació es redueix el contingut d'humitat dels fangs, cosa que facilita la manipulació i el transport del fang i en disminueix el cost. El nivell de deshidratació que s'ha d'assolir dependrà del destí final que tinguin aquests fangs. Els tractaments de deshidratació més utilitzats es poden classificar en:

- *Mètodes mecànics*: com la centrifugació, la filtració al buit i la filtració a pressió (filtres premsa i filtres banda). En aquest tipus de sistemes sol haver-hi una etapa prèvia de condicionament dels fangs. Aquests mètodes són els més emprats a les EDAR.
- *Mètodes naturals*: com les eres d'assecatge. El fang líquid és dipositat sobre una base de grava i sorra, i s'asseca per l'efecte del drenatge i l'evaporació. L'assecatge final depèn molt del temps de permanència, de les condicions meteorològiques i de les característiques del fang. El condicionament del fang pot reduir considerablement el temps de permanència del sòlid a l'era.

En la Taula 3.54 es comparen els nivells de sequedat que s'assoleixen amb els tractaments més habituals. A vegades per aconseguir nivells superiors s'utilitza més d'un tractament.

**Taula 3.54.** Nivells de sequedat en diferents tractaments de deshidratació

<i>Sistema de deshidratació</i>	<i>Contingut en matèria seca (%)</i>
Filtració al buit	20-30
Filtres premsa	> 35
Filtres banda	18-25
Centrifugació	18-25
Eres d'assecatge	30-50

Com hem vist (Figura 3.77), els tractaments aplicats i el destí final d'aquests tractaments poden ser molt diferents i variats d'un fang a un altre; no obstant això, l'objectiu principal dels mètodes de tractaments de fangs és eliminar el contingut en aigua present en els fangs (al voltant del 95 %) amb la consegüent disminució del volum dels fangs i l'estabilització de la matèria orgànica. Els paràmetres intrínsecs del fang, tal com hem indicat, influeixen en la tria d'un procés o d'un altre, al mateix temps que aquest influirà en el destí final dels llots. A tall d'exemple, el contingut en sòlids totals, el contingut en patògens, la concentració de compostos orgànics perillosos i la concentració de metalls seran paràmetres crítics en cas que la disposició final sigui l'agricultura, tot i que també dependrà de la disponibilitat del sòl.

El contingut en aigua present en els fangs es pot trobar de quatre formes diferents (Kiely, 1997): en forma d'aigua lliure, 70-75 % (s'elimina per gravetat), en forma d'aigua enllaçada (s'elimina per deshidratació mecànica), en forma d'aigua adsorbida, 20-25 % (s'elimina per deshidratació mecànica condicionant prèviament els fangs), i en forma d'aigua intracel·lular, 1 % (s'elimina mitjançant assecatge tèrmic i també per compostatge).

### 3.8.3. Gestió dels fangs

Actualment hi ha una gran varietat de tècniques de gestió de fangs, però la majoria han tingut o tenen com a destí final l'aplicació al sòl, la disposició en abocadors i la incineració (Werther i Ogada, 1999; Oleszkiewicz i Mavinic, 2002; Campbell, 2000). Fins al 1998, l'abocament dels fangs directament al mar s'inclouïa en les tècniques de gestió més utilitzades, però actualment aquesta tècnica està prohibida.

Una gestió ineficaç en l'eliminació dels residus i en la seva pròpia recuperació té un impacte molt més gran sobre el medi que la mateixa situació inicial (concentració dels fangs a l'EDAR), ja que el procés de depuració implica que la concentració dels contaminants presents a l'aigua es traspassin directament als fangs.

La política de residus europea estableix que s'ha de prioritzar la minimització dels residus a l'origen, la seva valorització (recuperació, reutilització i reciclatge), incloent-hi la recuperació energètica i en última instància l'eliminació. La disposició dels fangs en abocadors constitueix, doncs, l'opció menys atractiva i només serà acceptable quan no hi hagi altres alternatives viables.



A continuació es descriuen breument les tècniques clàssiques de gestió de fangs: aplicació al sòl com a fertilitzants o esmenes, disposició en abocadors i incineració.

### Aplicació com a fertilitzant o esmena

La Directiva 86/278/CEE de tractament i aplicació de fangs abona la utilització dels fangs en l'agricultura i en regula la utilització a fi de prevenir els riscos associats a aquesta pràctica. No obstant això, aquesta aplicació no és viable quan hi ha limitacions com per exemple:

- La disponibilitat de terrenys aptes en zones pròximes a la planta de tractament d'aigües residuals, ja que el transport a llargues distàncies pot ocasionar un problema econòmic important.
- La qualitat del fang, és a dir, l'elevat contingut de metalls pesants que sovint presenta.
- La complexitat en les feines de gestió, control i seguiment.

### Disposició en abocadors

La disposició dels fangs en abocadors s'ha considerat tradicionalment l'opció més simple i econòmica per eliminar-los. No obstant això, aquesta opció es va començar a qüestionar entre els anys 1970 i 1980 amb l'inici de la problemàtica sobre la construcció i situació de nous abocadors. Tot i això, malauradament, una fracció important dels fangs generats encara avui té com a destí final l'abocador, opció que es veu sèriament compromesa a causa de l'establiment de polítiques per promoure el reciclatge de residus orgànics, amb l'objectiu de limitar a temps les emissions de metà i la formació de lixiviat en aquestes instal·lacions. Com a conseqüència, a curt termini, els fangs només es podran portar a l'abocador si abans s'elimina o es redueix la matèria orgànica que contenen, sigui en forma de cendres, etc.

Hi ha dos mètodes d'eliminació de fangs en abocadors:

- Codisposició: els fangs poden ser eliminats juntament amb altres residus.
- Monodisposició: l'abocador s'utilitza únicament i exclusivament per a la disposició dels fangs.

### Incineració

Entre 1969 i 1970 va sorgir l'alternativa d'utilitzar la incineració com a tècnica d'eliminació de fangs. La incineració permet reduir considerablement el volum de fangs i destruir per via tèrmica els compostos orgànics tòxics que hi ha presents. El residu resultant de la incineració és una petita quantitat de cendres estabilitzades (10 % de volum).

Actualment, a la Unió Europea el nivell de reutilització dels fangs està per sobre del 40 % de la producció total (Hall i Demirer, 1994). En la Figura 3.79 s'observa que l'any 2005 el reciclatge dels fangs com a fertilitzants en l'agricultura va representar el 45 % dels fangs produïts a la UE, a l'entorn del 35 % van ser incinerats i només el 17 % dels fangs generats es va portar a abocadors.

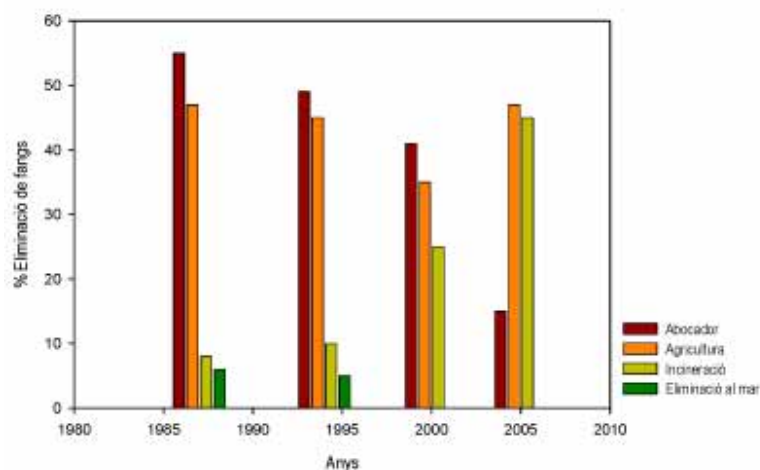
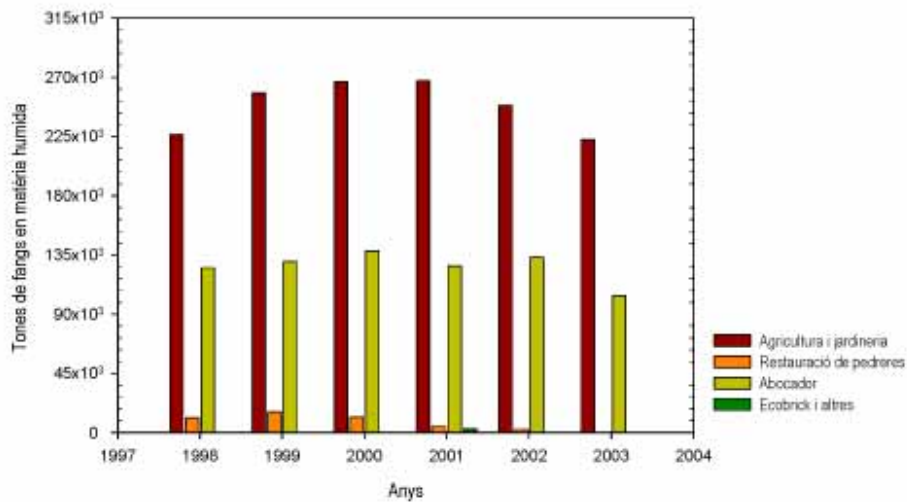


Figura 3.79. Disposició dels fangs a la Comunitat Europea fins al 2005

La situació a Catalunya no difereix gaire de la situació a la Comunitat Europea (Figura 3.80).



**Figura 3.80.** Disposició dels fangs a Catalunya fins al 2003

En la Figura 3.80 s'observa que les opcions més utilitzades per a la gestió dels fangs van ser la disposició dels fangs en abocadors controlats i l'ús com a fertilitzants o esmenes en l'agricultura i la jardineria, en detriment de la restauració de pedreres i l'aprofitament com a components en materials de construcció (Ecobrick i col·l.). Fins al 2003 més de la meitat dels fangs generats s'utilitzaven com a fertilitzants o esmenes. Tot i que hi ha hagut una millora qualitativa i quantitativa en el sanejament al nostre país, la situació encara difereix significativament del que seria desitjable.

La Directiva 2000/60/CE obliga els estats membres de la Unió Europea a aconseguir un bon estat ecològic de les aigües abans de finals del 2015, fet que implica un augment del nombre d'EDARs, així com un increment important en la quantitat de fangs generats que necessiten ser gestionats.

### 3.8.4. Alternatives a la gestió dels fangs

A grans trets, la gestió alternativa dels fangs es pot agrupar en dos grans blocs: obtenció de productes a partir de fangs i obtenció d'energia a partir d'aquests residus.

#### Obtenció de productes a partir de fangs

Gran part dels productes obtinguts estan relacionats amb productes de la construcció. Una aplicació important és l'obtenció de totxanes amb fangs que presenten un elevat contingut en metalls pesants (Anderson i col·l., 1996). El tractament aplicat millora les propietats ceràmiques i la resistència de les totxanes, que no alliberen metalls ni durant la cocció ni en condicions climatològiques adverses (Alleman i col·l., 1990).

Una altra aplicació important és l'ús de cendres d'incineració de fangs barrejades amb fangs deshidratats per obtenir formigó de baix pes (Tay i Show, 1991). Un altre producte obtingut a partir de fangs és el material per al subsòl de les carreteres (Aziz i Koe, 1990). Aquest material s'obté a partir de fangs deshidratats sotmesos a un procés de fixació química. El procés de fixació consisteix a combinar el fang amb agents estabilitzants, que poden ser silicats de sodi, ciment o algun producte químic que permeti encasellar les partícules de fang.

#### Obtenció d'energia a partir de fangs

Les tècniques que centren més l'interès dels investigadors, ja que permeten obtenir l'energia continguda en la biomassa, són la conversió tèrmica, la gasificació i la piròlisi. La conversió tèrmica consisteix a transformar els fangs en un oli incinerable. Aquest procés es du a terme a pressió atmosfèrica i a unes temperatures d'operació entre 200 i 300°C (Millot i col·l., 1989).

La gasificació és un procés termoquímic que es produeix en presència de petites quantitats d'oxigen suficients perquè el sistema funcioni sense l'addició externa d'energia. Les temperatures d'aplicació estan entre 600 i 1.500°C. Mitjançant aquest procés, els fangs deshidratats es converteixen en oli, material carbonitzat, diòxid de carboni i aigua (Juniper Consultancy Services Ltd., 2000). El material carbonitzat representa el 10 % del producte inicial i normalment s'envia a l'abocador. L'oli produït conté aproximadament un 90 % del valor calorífic que conté el gasoil (Hunn, 1998; Campbell, 2000).

La piròlisi és un procés basat en la descomposició de la matèria orgànica a altes temperatures en absència d'oxigen. Al contrari de la gasificació i la incineració, no és un procés de combustió de la matèria orgànica, sinó que és únicament un procés de descomposició. Es generen tres subproductes: un residu sòlid, gasos

com metà, diòxid de carboni, hidrogen o monòxid de carboni, i oli de piròlisi (Juniper Consultancy Services Ltd, 2000; Conesa, i col·l., 1997; Huau i col·l., 2001).

També s'ha estudiat l'ús de fangs com a combustibles per a la producció de ciments (Kahn i Hill, 1998; Leible i col·l., 2002). Les indústries implicades en aquesta transformació consumeixen una gran quantitat d'energia i l'ús dels fangs com a combustibles abarateix els costos del procés.

De manera general, les tècniques de conversió tèrmica poden oferir un elevat grau de versatilitat a les estratègies de gestió dels fangs, ja que són tècniques independents de la qualitat dels fangs i al mateix temps proporcionen una solució als problemes d'estacionabilitat dels fangs que presenten altres tècniques de gestió. El volum de residus obtingut és mínim i els productes obtinguts són una potencial font de generació d'ingressos.

Una altra alternativa a la gestió dels fangs molt interessant des del punt de vista mediambiental, tot i que està en fase d'investigació, és l'obtenció de sòlids adsorbents a partir de fangs i la seva posterior aplicació com a adsorbents o catalitzadors en fase de gas o líquida.

La preparació de materials adsorbents o catalitzadors a partir de fangs va sorgir com a alternativa a la gestió dels fangs als anys setanta, precisament a partir de l'interès pels mètodes de tractament tèrmic (gasificació o piròlisi). Així, Kemmer i els seus col·laboradors (Kemmer i col·l., 1972) van investigar processos d'activació química i física amb l'objectiu de millorar les prestacions del sòlid residual obtingut a partir de la piròlisi de fangs per aplicar-lo posteriorment com a adsorbent. Més tard, l'atenció s'ha anat centrant en processos d'activació química (Muñoz-Guillena i col·l., 1992; López-González i col·l., 1980; Cazorla-Amorós i col·l., 1996; Ros i col·l., 2006) i física (Illán-Gómez, 1996; Jankowska i col·l., 1991; Bansal i col·l., 1988) de fangs, és a dir en processos de piròlisi en presència d'agents activadors químics com  $H_2SO_4$  o  $ZnCl_2$ , i en menor mesura  $H_3PO_4$  i agents físics com  $CO_2$  o vapor  $H_2O$ , a causa del bon comportament dels materials obtinguts en diferents aplicacions d'interès ambiental.

### **3.9. PROCESSOS DE MEMBRANA**

Els processos de membrana es basen en la separació d'una substància d'un dissolvent líquid mitjançant membranes permeables selectives que tenen diferent permeabilitat per a cadascun dels components que conté la dissolució. Els processos de membranes més utilitzats en el tractament d'aigües són l'[osmosi inversa](#), l'[electrodiàlisi](#) i [la microfiltració, la ultrafiltració i la nanofiltració](#). En la Figura 3.81 es presenten els rangs efectius de separació dels processos de membrana i es comparen amb altres tècniques de separació. Així, depenent de la tecnologia, es poden separar des de sòlids fins a compostos solubles.

La diferència principal entre cadascuna de les tecnologies de membrana és la força impulsora que provoca la transferència de massa. Per a l'electrodiàlisi és el potencial elèctric i per a l'osmosi inversa és la diferència de pressió osmòtica, mentre que per a la microfiltració, la ultrafiltració i la nanofiltració és la diferència de pressions. Una de les dificultats més grans que se solen trobar en els processos de membrana és la baixa transferència de massa per unitat d'àrea de membrana, és a dir, el flux màssic que travessa la membrana.

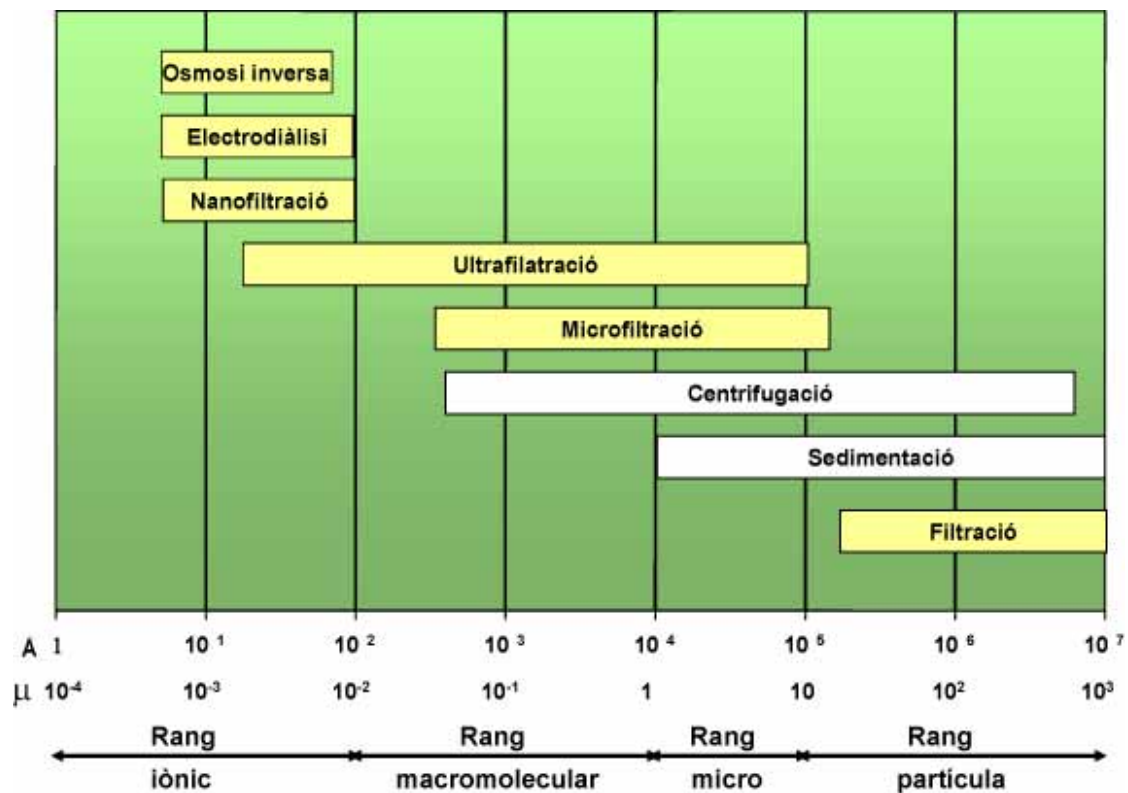


Figura 3.81. Rangs efectius de separació

### 3.9.1. Osmosi inversa

#### 3.9.1.1. Descripció del procés

L'osmosi és un procés físic natural que consisteix en el pas d'un fluid (aigua) a través d'una membrana semipermeable. El procés és espontani i reversible, i es produeix a temperatura ambient. La membrana és selectiva, ja que permet el pas del solvent en un percentatge molt més elevat que els sòlids dissolts.

Es pot veure aquest fenomen quan en tenir dos recipients, un amb una solució salina i l'altre amb aigua dolça, separats mitjançant una membrana semipermeable s'observa que es produeix un flux espontani d'aigua des de la part menys concentrada cap a la més concentrada amb la tendència d'igualar les concentracions a ambdós costats de la membrana a l'equilibri (vegeu la Figura 3.82, osmosi). De resultes d'aquest flux es produeix una diferència de nivell entre ambdós costats, i és aquesta diferència el que s'anomena pressió osmòtica ( $p$ ), que és funció de la concentració de sals.

Com que el procés és reversible, aquesta pressió és la que s'haurà d'aplicar a la solució concentrada per retornar l'aigua al nivell inicial respecte a la solució diluïda. Si s'aplica una pressió superior a la pressió osmòtica, s'aconsegueix fer passar l'aigua des de la solució concentrada fins a la més diluïda (Figura 3.82).

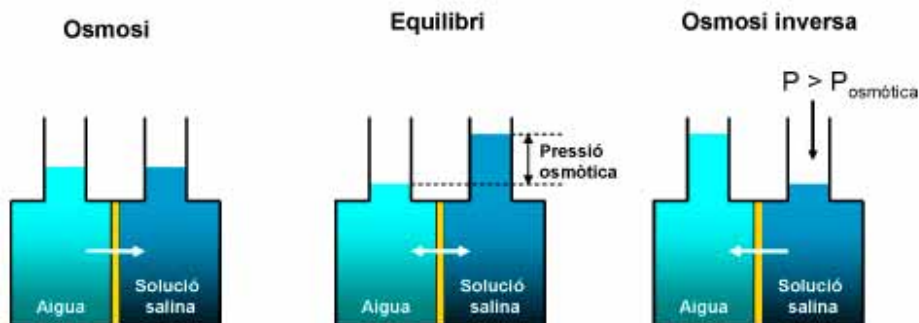


Figura 3.82. Esquemes del principi de l'osmosi i de l'osmosi inversa

Això és el que s'anomena osmosi inversa. La pressió osmòtica que s'ha de vèncer depèn de la concentració en sals de la solució concentrada (Taula 3.55).

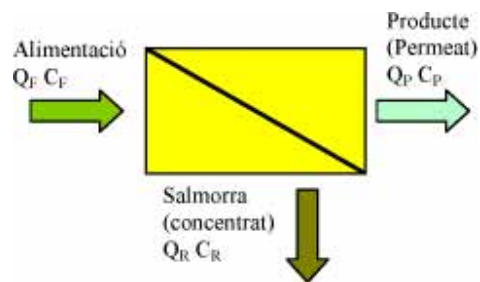
Taula 3.55. Pressió osmòtica d'algunes solucions

	Concentració en sals	Pressió osmòtica
--	----------------------	------------------

	(mg/L)	(bar)
Clorur sòdic	1.000	0,79
Aigües salobres	1.000-10.000	1-15
Aigua de mar	35.000	26,1

Una de les principals aplicacions de l'osmosi inversa és el dessalatge d'aigües salades i salobres per obtenir aigua dolça, però també té altres aplicacions en la indústria alimentària, com ara en la concentració o clarificació de sucres i altres líquids alimentaris, en el tractament d'aigües per a la indústria o en l'eliminació de nitrats de l'aigua potable (Fariñas, 1999; Ibrahim, 1999).

En el procés d'osmosi inversa es bombeja aigua a pressió mitjana o a pressió elevada cap a una membrana i això dona lloc a un corrent de solvent (i una petita quantitat de sals) que es difon a través de la membrana i que s'anomena permeat, mentre que s'anomena salmorra o rebuig el corrent concentrat que conté el solut i el solvent que no han travessat la membrana (Figura 3.83).



**Figura 3.83.** Esquema del procés d'osmosi inversa amb els cabals d'aliment, permeat i salmorra

### 3.9.1.2. Les membranes d'osmosi inversa

Les membranes semipermeables de les aplicacions d'osmosi inversa consisteixen en una fina pel·lícula de material polimèric que està dipositada o integrada sobre una altra capa de suport. Els paràmetres que s'han de considerar en les membranes són la permeabilitat a l'aigua i la semipermeabilitat per ions. El transport d'aigua ha de ser molt superior al transport dels ions. Les membranes han de ser estables a un ampli rang de pH i temperatura, i tenir resistència mecànica per suportar l'elevada pressió aplicada.

Els materials més habituals en la fabricació de membranes són l'acetat de cel·lulosa i la poliamida. Hi ha diversos aspectes que diferencien ambdós materials i que poden condicionar la tria en funció de la solució d'alimentació:

- Estabilitat a pH: les membranes de poliamida són estables a un rang de pH més ampli que les d'acetat de cel·lulosa.
- Sensibilitat al clor lliure: les membranes de poliamida són sensibles al clor lliure, mentre que les d'acetat de cel·lulosa el poden tolerar a petits nivells.
- Superfície de la membrana: la superfície de les membranes d'acetat de cel·lulosa és més suau i té menys càrrega superficial que les de poliamida.

El pas selectiu del solvent a través de les membranes és un punt crític i per això, amb l'objectiu de millorar-ne l'eficiència i disminuir el consum energètic, s'estan investigant diversos aspectes de les membranes:

- La reducció del gruix de la membrana (que afecta directament el pas de l'aigua).
- L'optimització de les propietats dels components.
- El control de la càrrega superficial i la disminució de la rugositat per evitar que es produeixin interaccions amb els components de la solució d'alimentació i que es dipositin a la superfície.
- La resistència i l'estabilitat a variacions de temperatura.
- La capacitat de suportar el clor lliure, de manera que es pugui utilitzar com a desinfectant en continu.
- L'augment del flux per unitat de superfície.
- La reducció de la pressió d'operació.

Hi ha diversos paràmetres que afecten l'operació de les membranes, com la salinitat de l'aliment, la pressió aplicada, la temperatura de l'aigua d'alimentació, l'índex de conversió o l'edat de la membrana. En la Taula 3.56 es descriu l'efecte que tenen aquests paràmetres sobre l'operació.

Paràmetre	Efecte
Salinitat	La pressió de treball és proporcional a la quantitat de sals de l'aliment.
Pressió aplicada	El cabal de permeat depèn de la pressió aplicada però no afecta la quantitat de sals que travessen al permeat. Per això un augment en la pressió pot provocar una disminució de la concentració de sals en el permeat per l'augment de dilució.
Temperatura	La difusió de l'aigua i dels ions dissolts a través de la membrana augmenta amb la temperatura (aproximadament un 3 % per cada °C). Com que el sistema està dissenyat per treballar a cabal constant, les variacions de temperatura s'hauran de compensar ajustant la pressió. Així, un augment de temperatura de l'aliment farà que augmenti la salinitat del permeat.
Índex de conversió	L'índex de conversió està determinat per l'aigua d'aliment. Si la conversió és elevada, augmenta la concentració de sals a la superfície de la membrana, i per tant la pressió de treball i també el pas de sals cap al permeat (vegeu l'equació 3.54).
Edat de la membrana	A mesura que la membrana envelleix es produeixen canvis en la superfície de la membrana. Es fa més densa per la pressió aplicada i és menys permeable a l'aigua i a la sal. També augmenten els elements dipositats a la superfície.

### 3.9.1.3. Equacions de disseny

Les forces que intervenen en el pas del solvent (aigua) i de solut a través de les membranes són el gradient de pressions i el gradient de concentracions respectivament.

Així, es pot veure que el flux (cabal/superfície) d'aigua a través de la membrana respon a l'equació següent:

$$J_a = A * (\Delta P - \Delta \pi) \quad (3.53)$$

On

$J_a$  = flux d'aigua a través de la membrana ( $m^3 / d \cdot m^2$ )

$A$  = coeficient de permeabilitat, que depèn de la membrana ( $m^3 / d \cdot m^2 \cdot bar$ )

$\Delta P$  = diferència de pressió hidràulica entre els dos costats de la membrana (bar)

$\Delta \pi$  = diferència de pressió osmòtica entre els dos costats de la membrana (bar)

$(\Delta P - \Delta \pi)$  = gradient de pressió efectiva a través de la membrana

El coeficient de permeabilitat  $A$  per a una membrana determinada depèn de la temperatura, el grau de compactació de la membrana, la pressió d'operació i el grau d'embrutiment.

Hi ha també un pas de sals a través de la membrana que es pot escriure com:

$$J_s = J_a \cdot C_p = B \cdot \Delta C + M \cdot J_a C_m \quad (3.54)$$

On

$J_s$  = flux de solut ( $kg / d \cdot m^2$ )

$J_a$  = flux de solvent ( $m^3 / d \cdot m^2$ )

$B$  = coeficient de permeabilitat de la membrana al solut ( $m^3 / d \cdot m^2$ )

$\Delta C$  = gradient de concentració a través de la membrana ( $C_m - C_p$ ) ( $kg/m^3$ )

$C_p$  = concentració de solut al permeat ( $kg/m^3$ )

$C_m$  = concentració de solut a la superfície de la membrana ( $kg/m^3$ )

$M$  = coeficient d'acoblament

El pas de sals i el flux d'aigua per unitat de superfície són dos paràmetres que es poden controlar mitjançant la composició de la membrana i del procés de fabricació.

Un altre paràmetre que també afecta el pas d'aigua és la *polarització de la membrana*. A mesura que el solvent travessa la membrana, les sals que contenia es queden a prop de la superfície i donen lloc a una zona on la concentració de sals és molt superior que a la resta de la solució. Així, es defineix el factor de polarització com:

$$\beta = \frac{C_m}{C_{ma}} \quad (3.55)$$

On

$C_m$  = concentració màxima de solut a la superfície de la membrana ( $\text{kg/m}^3$ )

$C_{ma}$  = concentració mitjana de solut al corrent d'alimentació

El factor que afecten la polarització són,:

- La permeabilitat de la membrana
- El tipus de flux (laminar o turbulent)
- El percentatge de rebuig de sals
- El tipus de sals al rebuig

I els efectes que produeix la polarització són els següents:

- Redueix el flux de solvent a través de la membrana.
- Augmenta la pressió osmòtica per l'augment de concentració de sals a la superfície de la membrana.
- Augmenta el flux de solut a través de la membrana.
- Augmenta el risc de precipitació de sals.

Per evitar aquesta disminució de la productivitat i del pas de sals al permeat, cal evitar que el factor de polarització sigui major d'1,15.

Un altre paràmetre que s'ha de considerar és la *conversió* de l'aigua com a producte (permeat) a partir de l'aigua alimentada o bruta (Figura 3.83) segons l'equació següent:

$$C = 100\% \left( \frac{Q_p}{Q_F} \right) \quad (3.56)$$

On

$C$  = factor de conversió

$Q_p$  = cabal d'aigua del permeat

$Q_F$  = cabal d'aigua alimentada

El factor de conversió indica la quantitat d'aigua dessalada que s'obindrà a partir d'un cabal alimentat. Els valors usuals de conversió són el 45-50 %; les conversions superiors podrien provocar la precipitació de les sals menys solubles. Per això, per millorar el procés el que es fa es posar mòduls de membranes en sèrie per augmentar la conversió global. La conversió en una planta s'obté de la suma de les conversions dels diferents mòduls, i aquesta al seu torn s'obté dels elements que els formen. A la pràctica els factors de conversió globals estan al voltant del 50 % en dessalatge d'aigües de mar i al voltant del 80 % en dessalatge d'aigües salobres.

El transport del solvent a través de la membrana no és per filtració (exclusió a través dels porus), sinó per difusió en el si de la membrana. Així, els components es difonen a través de la membrana a causa d'un gradient de concentracions, sempre que se solubilitzin aquests compostos per passar a través seu.

#### 3.9.1.4. Configuracions del procés d'osmosi

Per poder utilitzar industrialment les membranes i amb la finalitat que puguin resistir les elevades pressions que s'hi apliquen, s'han de disposar en determinades configuracions o mòduls. Cada una d'aquestes configuracions està pensada per aconseguir una instal·lació més compacta, disminuir els costos de fabricació, maximitzar la superfície de membrana per unitat de volum i facilitar les tasques de neteja. La seva forma també condiona les aplicacions i els fluids que es poden tractar, sobretot limita la quantitat de matèries en suspensió del fluid que s'ha de tractar.

Les principals configuracions o mòduls existents són:

#### a. Mòduls de plaques

Els mòduls de plaques estan formats per membranes planeres retallades en forma circular o rectangular. Les membranes es van dipositant l'una sobre l'altra intercalades amb malles poroses que serveixen de suport i permeten que el permeat surti. Finalment, hi ha plaques separadores que estan foradades, de manera que hi ha orificis d'entrada de l'alimentació i sortides per al permeat i per a la salmorra. D'aquesta manera queda una distribució separador, membrana, malla porosa, membrana i separador. Aquests mòduls s'utilitzen força en la indústria alimentària (per exemple en la fabricació de sucs, cervesa, etc.).

#### b. Mòduls tubulars

Els mòduls tubulars estan fabricats a partir de membranes tubulars i tubs porosos que els serveixen de suport. A l'interior dels tubs hi pot haver estructures destinades a crear turbulències per evitar les deposicions de soluts. Aquests mòduls s'utilitzen força amb aigües o líquids de terbolesa elevada, ja que són fàcils de netejar.

#### c. Mòduls en espiral

Els mòduls en espiral consisteixen en dues membranes planeres separades per un teixit porós i enrotllades en espiral al voltant d'un tub central. Les membranes estan segellades per tres extrems, i el quart està unit al tub central i és per on surt el permeat. L'estructura enrotllada es disposa dins d'un tub rígid que pugui suportar la pressió aplicada. L'aliment entra de manera paral·lela al tub central, el permeat travessa la membrana i circula en espiral pel teixit porós fins al tub central.

Aquest tipus de mòdul té una elevada superfície per unitat de volum, un cost de fabricació reduït i és relativament fàcil de netejar químicament o hidràulicament. En canvi, no permet tractar líquids amb una terbolesa elevada.

La configuració habitual d'aquests mòduls és de diversos paquets de membranes, l'un darrere l'altre. En lloc d'utilitzar grans fulles de membranes per fer els paquets, cosa que ocasionaria una elevada pèrdua de càrrega, el que es fa es posar diversos paquets de membranes més petites, l'un darrere l'altre. Treballen a baixes conversions i la salmorra d'un mòdul és l'aliment del següent, mentre que els permeats es recullen conjuntament.

#### d. Mòduls de fibra buida

Aquesta configuració és la que presenta la més elevada relació de superfície per volum ocupat. Es fabriquen amb milers de fibres buides en l'interior que es dobleguen en forma de U i es col·loquen dins un tub amb els extrems de les fibres en un dels extrems del tub. Normalment l'aliment s'aplica perpendicularment a la membrana i el permeat passa a l'interior i es recull pels extrems (Fariñas, 1999)

Les configuracions de membranes més utilitzades en el dessalatge d'aigües són les d'espiral i les de fibra buida.

### 3.9.1.5. Embrutiment i neteja de les membranes

L'embrutiment de la membrana és un procés progressiu i s'ha d'anar controlant. Així, quan el rendiment de la planta d'osmosi baixa d'un límit determinat, és necessari netejar les membranes per recuperar les condicions inicials. Alguns dels efectes de l'embrutiment són l'increment de la pèrdua de càrrega i un repartiment irregular del flux que dona lloc a un augment de la polarització en les zones no brutes i que finalitza amb un empitjorament de la qualitat de l'aigua del permeat.

Els principals indicadors que hi ha d'embrutiment de la membrana són els següents:

- El flux de permeat es redueix en un 10-15 % per sota del que seria normal.
- La pressió de la solució d'aliment augmenta en un 10-15 % per mantenir el flux.
- El pas de sals al permeat augmenta en un 10-15 %.
- La pèrdua de càrrega en els mòduls augmenta en més d'un 20 %.
- La producció varia (augmenta o disminueix) en més del 10 %.



Les principals causes de l'embrutiment de les membranes són la precipitació i la deposició.

### Precipitació

Els elements que poden precipitar sobre la superfície de la membrana són bàsicament les sals minerals i els òxids metàl·lics:

#### *Sals minerals*

Es produeix si les sals presents a la solució superen el seu producte de solubilitat. Les sals que més habitualment poden precipitar són: carbonat de calci ( $\text{CaCO}_3$ ), sulfat de calci ( $\text{CaSO}_4$ ), sulfat de bari ( $\text{BaSO}_4$ ), fluorur de calci ( $\text{CaF}_2$ ) i silici ( $\text{SiO}_2$ ).

#### *Òxids metàl·lics*

Les sals solubles de ferro, manganès o alumini, per canvis d'oxidació o de pH, poden formar òxids o hidròxids insolubles.

### Deposició

La deposició es produeix quan les substàncies queden retingudes a la superfície de la membrana. Aquestes substàncies poden ser partícules de gran mida, substàncies col·loïdals o creixement biològic.

#### *Partícules de gran mida*

Si l'aliment conté partícules de gran mida, queden dipositades a la superfície de la membrana. Per evitar-ho cal fer un pretractament amb filtres de 5-10  $\mu\text{m}$  per eliminar-les.

#### *Substàncies col·loïdals*

Els col·loïdes (0,01 - 10  $\mu\text{m}$ ) solen tenir una càrrega superficial negativa quan la concentració de sals augmenta, com passa a la zona pròxima a la superfície de la membrana, poden coagular i perdre la càrrega que els manté separats i flocular formant partícules més grosses que es dipositen a la superfície de la membrana.

#### *Creixement biològic*

Quan la solució de l'aliment conté nutrients, aquests nutrients poden afavorir el creixement de microorganismes a la superfície de la membrana. Si la membrana no és biodegradable l'efecte és el mateix que una deposició, però si és biodegradable es pot destruir la superfície activa amb una pèrdua de les propietats.

Excepcionalment, poden aparèixer altres embrutiments, com la deposició de sofre (oxidació de  $\text{H}_2\text{S}$  pel clor utilitzat com a desinfectant), olis i greixos.

Per evitar les deposicions cal que la solució que arribi a les membranes hagi passat per un pretractament o procés de filtració per eliminar totes les substàncies que es puguin dipositar sobre les membranes.

Un pretractament complet consta de les etapes següents, que es duren a terme o no en funció de les característiques de l'aliment:

*a. Desinfecció.* Normalment s'utilitza hipoclorit de sodi, clor lliure o diòxid de clor. Cal vigilar la formació d'haloalcans quan la solució d'aliment conté matèria orgànica. Per evitar-ho es pot utilitzar ozó, aigua oxigenada, bisulfit sòdic o formaldehid. Quan s'utilitzen oxidants s'ha de vigilar la possible deposició d'òxids metàl·lics (Fe, Mn, Al).

*b. Acidificació.* Per evitar la formació d'incrustacions de carbonats de calci, l'oxidació del  $\text{Fe}^{2+}$  i la hidròlisi de les membranes (les d'acetat de cel·lulosa s'hidrolitzen a pH extrems). El pH ajustat és en el rang 4,5 - 5,5. Els acidificants més usats són l'àcid sulfúric i el cítric.

*c. Coagulació.* Per eliminar les substàncies col·loïdals es poden coagular, flocular i filtrar.

*d. Filtració.* Una vegada fets els pretractaments anteriors, la solució d'aliment s'ha de filtrar en filtres. Els filtres més habituals són de sorra i poden anar seguits de carbó actiu.

*e. Decloració.* Moltes membranes (per exemple les de poliamida) no resisteixen les substàncies oxidants (clor, oxigen, etc.). Per evitar això s'afegeixen reductors com el bisulfit.

*f. Antiincrustants.* Per evitar les incrustacions de sulfats de calci, bari i estronci es recomana utilitzar un antiincrustant (compatible amb la membrana). S'addiciona en baixes quantitats (2-10 ppm) un antiincrustant que impedeix la formació dels cristalls. Per a temperatures de treball baixes o mitjanes els més utilitzats són els polifostats, mentre que per a temperatures elevades s'utilitzen sintètics.

*g. Microfiltració.* Abans de passar cap a la membrana d'osmosi inversa es fa una filtració a través de 5 µm.

Al cap d'un temps d'operació en condicions normals la membrana s'embruta. Així, de manera rutinària, en els casos d'embrutiment s'ha de fer una operació de neteja. El tipus i la rapidesa de l'embrutiment depenen de les condicions d'operació i de la naturalesa de l'alimentació. La neteja s'ha de fer com més de pressa millor quan es manifesta algun dels indicadors d'embrutiment mencionats abans, ja que si no la membrana pot quedar inservible. També cal netejar les membranes abans i després de períodes de parada superiors a una setmana, o abans d'aplicar reactius per regenerar les membranes.

Així, les neteges més habituals són:

- La hidràulica (*flushing*) amb permeat a pressió. Es fa quan es vol fer una parada. Es passa permeat en lloc de la solució que s'ha de tractar per desplaçar la solució i evitar corrosions o deposicions.
- La neteja química. Com a pas previ cal identificar l'origen i el tipus d'embrutiment per poder seleccionar quin serà el producte de neteja que s'utilitzarà en funció també de la membrana existent. La neteja es fa fent recircular a través dels mòduls una sèrie de productes químics adequats a l'embrutiment que es vulgui tractar. Cal tenir present que la resistència de les membranes depèn del material amb què estan construïdes. Així, les de poliamida aromàtica són més resistents que les de polièter-urea i aquestes que les d'acetat de cel·lulosa.

En la Taula 3.57 es fa una llista d'alguns netejadors i la seva aplicació:

**Taula 3.57.** Algunes solucions de netejadors i seva aplicació en la neteja de membranes

<i>Producte</i>	<i>Aplicacions</i>
Membranes d'acetat de cel·lulosa	
Àcid clorhídric a pH = 3	CaCO <sub>3</sub> , col·loides inorgànics
Àcid cítric a pH = 3 ajustat amb NH <sub>4</sub> OH	CaCO <sub>3</sub> , CaSO <sub>4</sub> , BaSO <sub>4</sub> , SrSO <sub>4</sub> , òxids metàl·lics, col·loides inorgànics
Detergent no iònic 1 %, fosfat trisòdic 2 %, EDTA, a pH = 7-8	CaSO <sub>4</sub> , BaSO <sub>4</sub> , SrSO <sub>4</sub> , col·loides inorgànics, dipòsits orgànics, creixement biològic
Clor lliure	Creixement biològic
NaHSO <sub>3</sub> 2 % + detergent no iònic	Òxids metàl·lics
Membranes de poliamida aromàtica	
Àcid clorhídric a pH = 3	CaCO <sub>3</sub> , col·loides inorgànics
Àcid cítric 2 % a pH = 4 ajustat amb NH <sub>4</sub> OH	CaCO <sub>3</sub> , CaSO <sub>4</sub> , òxids metàl·lics, col·loides inorgànics
EDTA 1 %, NaOH pH = 11-12	CaSO <sub>4</sub> , creixements biològics, compostos orgànics
Detergent 0,5 %, NaOH a pH = 11-12	CaSO <sub>4</sub> , col·loides inorgànics, compostos orgànics
Formaldehid 1 %	Creixements biològics

Una vegada feta l'operació de neteja, i abans de tornar a proporcionar producte, caldrà esbandir bé les membranes i el circuit per eliminar les restes dels productes de neteja.

### 3.9.2. Microfiltració, ultrafiltració i nanofiltraió

#### 3.9.2.1. Descripció del procés

Els sòlids presents a l'aigua es poden presentar de diferents maneres: en suspensió, en estat col·loïdal i dissolts. La matèria en suspensió és la que produeix terbolesa i es pot eliminar per coagulació seguida d'una

sedimentació o filtració convencional. Però si el que es vol és eliminar matèria col·loïdal i sòlids dissolts s'ha de recórrer a tecnologies més avançades, com les tecnologies de membranes.

Aquests processos de membranes consisteixen a separar matèria particulada i col·loides segons la mida dels porus, aplicant una pressió elevada. Quan parlem de processos de membrana, la mida de la partícula pot arribar a incloure constituents dissolts. Així, trobem la microfiltració, la ultrafiltració i la nanofiltració; la diferència principal entre aquestes tres tecnologies és la mida dels porus. Així doncs, podem definir cadascuna d'aquestes tecnologies segons les seves característiques (AWWA, 2003):

#### Microfiltració

Les membranes utilitzades en aquesta tecnologia tenen una estructura macroporosa (> 50 nm), amb una mida típica d'operació (mida dels compostos separats) entre 0,03 i 1,2 µ. És una barrera eficaç per a partícules, bacteris i protozous. La pressió de treball està entre 0,4 i 2 atm.

#### Ultrafiltració

Les membranes són mesoporoses (2-50 nm), amb un rang d'operació de 0,005 a 0,2. A més de la retenció de partícules, bacteris i protozous, també elimina virus i molècules orgàniques d'alt pes molecular. Les pressions de treball estan entre 0,8 i 3,5 atm.

#### Nanofiltració

Amb aquesta tecnologia es poden separar fins i tot sòlids dissolts. Les membranes són microporoses (< 2 nm), amb una mida típica d'operació entre 0,001 i 0,01 µ. Es poden retenir dissolvents orgànics, cations i anions multivalents, i una fracció dels monovalents. La pressió d'operació es troba entre 3,5 i 10 atm i el mecanisme de separació, a més del tamís, com en les dues tecnologies anteriors, és la difusió a través de la membrana.

En la Taula 3.58 es mostren de manera resumida els contaminants que es poden separar amb cada tecnologia, inclosa l'osmosi inversa, una altra tecnologia de membrana.

**Taula 3.58.** Contaminants eliminats per diferents tecnologies de membranes

Contaminants	Microfiltració (MF)	Ultrafiltració (UF)	Nanofiltració (NF)	Osmosi inversa (OI)
Sòlids en suspensió	Sí	Sí	Sí	Sí
Sòlids dissolts	No	No	Alguns	Sí
Bacteris i protozous	Sí	Sí	Sí	Sí
Virus	No	Sí	Sí	Sí
Matèria orgànica dissolta	No	No	Sí	Sí
Ferro i manganès	Sí, si s'oxida	Sí, si s'oxida	Sí	Sí
Duresa	No	No	Sí	Sí

#### 3.9.2.2. Les membranes de microfiltració, ultrafiltració i nanofiltració

Les membranes utilitzades en el tractament d'aigües i aigües residuals consisteixen en una fina capa de 0,2 a 0,25 µm de gruix suportada per una estructura porosa al voltant de 100 µm. Els materials utilitzats en la fabricació de les membranes comercials són diferents, però els més usuals són els que es presenten en la Taula 3.59.

**Taula 3.59.** Característiques dels materials de les membranes

	Resistent a l'oxidació <sup>a</sup>	Biodegradabilitat	MF/UF	NF/OI
Polipropilè (PP)	pobre	no	sí	
Poliètilè (PE)	moderat	no	sí	
Polietersulfònic (PES)	bo	no	sí	
Fluorur de polivinilidè (FPVD)	molt bo	no	sí	sí
Acetat de cel·lulosa (AC)	moderat	sí	sí	sí

El bon funcionament del procés depèn fortament del tipus de membrana utilitzada. La membrana ideal seria aquella que dona un flux alt a través de la membrana sense que s'embruti, que és resistent i estable químicament, no biodegradable, durable i econòmica. En la Taula 3.60 es descriuen per a cada tipus de material les propietats que presenta. Els polímers que tenen grups funcionals ionitzats, grups polars o que contenen oxigen i hidrogen tendeixen a tenir un caràcter hidròfil. Aquesta propietat sol conduir a una menor tendència a l'embrutiment, però malauradament les propietats químiques que donen aquest caràcter redueixen l'estabilitat química, mecànica i tèrmica del polímer.

**Taula 3.60.** Descripció dels materials de les membranes (Crittenden i col·l., 2005)

	<i>Propietats</i>
<i>Polipropilè (PP)</i>	El PP és el material més hidrofòbic utilitzat en membranes i només s'utilitza en microfiltració. Aquest material és massa hidrofòbic per permetre el pas de l'aigua a través de petits porus com en el cas de la ultrafiltració. És resistent químicament i biològicament, i tolerant a temperatures moderadament elevades i pH entre 1 i 13, cosa que permet fer neteges agressives. En canvi, no és tolerant al clor, per la qual cosa no es pot controlar el creixement biològic en la membrana mitjançant cloració.
<i>Polietersulfònic (PES)</i>	És moderadament hidrofòbic però susceptible a un alt grau d'embrutiment. Té una gran resistència química i biològica. Permet concentracions de clor lliure de 200 mg/L per a curts períodes, pH entre 1 i 13 i temperatures de 75°C. Per tant, es pot rentar i desinfectar.
<i>Fluorur de polivinilidè (FPVD)</i>	És moderadament hidrofòbic i té una gran resistència química i biològica. És resistent al clor lliure a qualsevol concentració, valors de pH entre 2 o 10 i temperatures de 75°C. Per tant, es pot rentar i desinfectar.
<i>Acetat de cel·lulosa (AC)</i>	És el material més hidrofílic utilitzat en membranes, cosa que permet disminuir considerablement l'embrutiment i mantenir un alt flux. És un material econòmic i disponible amb diferents mides de porus. Per contra, és més susceptible de ser degradat biològicament que altres materials. Tolera concentracions de clor lliure d'1 mg/L o menys, suficients per prevenir la degradació biològica, i en cas de dosis intermitents permet concentracions de 50 mg/L. És resistent a un rang de pH més restringit que altres materials, de 4 a 8,5, i temperatures per sota de 30°C. No tolera compostos químics agressius. Per tant, no s'hi poden aplicar rentats tant agressius com en altres materials.

Les principals característiques d'aquestes tecnologies es resumeixen en la Taula 3.61. Pels requeriments energètics la nanofiltració, igual que l'osmosi inversa, és un tractament de cost més elevat. Un diàmetre de porus de la membrana més petit fa necessària una pressió aplicada més elevada i alhora el flux que travessa la membrana és més baix.

**Taula 3.61.** Característiques operacionals de les tecnologies de membranes

	<i>Microfiltració</i>	<i>Ultrafiltració</i>	<i>Nanofiltració</i>	<i>Osmosi inversa</i>
<i>Diàmetre del porus</i>	0,1 - 10 µm	1 - 100 nm	1 nm	< 0,5 nm
<i>Pressió aplicada (10<sup>5</sup> Pa)</i>	0,2 - 2	2-10	10-40	30-80
<i>Flux volumètric (L / h · m<sup>2</sup>)</i>	150-1.500	40-200	50-100	10-60
<i>Consum energètic</i>		< 1 kWh/m <sup>3</sup>	0,5 - 2 kWh/m <sup>3</sup>	2-10 kWh/m <sup>3</sup>
<i>Processos alternatius</i>	Centrifugació, filtració	Precipitació química	Intercanvi iònic	Evaporació, electrodiàlisi, intercanvi iònic

Les aplicacions més usuals d'aquestes tecnologies de membranes es resumeixen en la Taula 3.62.

**Taula 3.62.** Aplicacions de les tecnologies de membranes (adaptat de Metcalf i Eddy, 2003)

Aplicació	Descripció
<i>Microfiltració i ultrafiltració</i>	
<i>Tractament biològic d'aigües residuals</i>	Aquestes membranes es poden utilitzar com a sistema per separar la biomassa dels bioreactors de l'aigua tractada. L'avantatge que tenen és que s'elimina el sedimentador secundari i s'eviten els problemes típics de pèrdua de sòlids que generen aquests processos. Les membranes poden estar submergides a l'interior del reactor o instal·lades fora del bioreactor.
<i>Pretractament per a la desinfecció</i>	S'utilitza per eliminar els sòlids en suspensió que conté l'aigua, sigui procedents del tractament biològic sigui d'aigües superficials o subterrànies, per posteriorment desinfectar-les amb clor o UV.
<i>Pretractament per a la nanofiltració i l'osmosi inversa</i>	Aquest pretractament permet eliminar col·loides i sòlids en suspensió, eliminació necessària per al tractament per nanofiltració o osmosi inversa.
<i>Nanofiltració</i>	
<i>Reutilització d'efluents</i>	S'utilitza en alguns casos com a tractament de l'aigua per ser utilitzada en la recàrrega d'aqüífers.
<i>Estovament de l'aigua</i>	S'utilitza en aplicacions específiques en què es vol reduir la concentració de cations multivalents que contribueixen a la duresa de l'aigua.

Un punt important en l'operació d'aquests processos és mantenir el flux d'aigua a través de la membrana. La davallada d'aquesta eficiència és deguda a l'embrutiment de la membrana causat per la deposició o acumulació de constituent que porta l'aigua que s'ha de tractar sobre la membrana. Les causes principals d'aquest embrutiment, així com els processos de neteja, són les mateixes que per al procés d'osmosi inversa ([3.9.1.5. Embrutiment i neteja de les membranes](#)).

### 3.9.2.3. Equacions de disseny

El flux d'aigua que travessa la membrana en microfiltració i ultrafiltració es pot descriure segons l'equació 3.57:

$$J = \Delta P / \mu \cdot k_M \quad (3.57)$$

on

$J$  = flux volumètric a través la membrana, L / m<sup>2</sup> · h  
 $\Delta P$  = diferència de pressió a través la membrana, bar  
 $k_M$  = coeficient de resistència de la membrana, m<sup>-1</sup>  
 $\mu$  = viscositat de l'aigua, kg / m · s

El coeficient de resistència té en compte el gruix de la membrana i la seva permeabilitat a l'aigua. Generalment, aquest paràmetre cal determinar-lo experimentalment.

D'altra banda, les condicions de pressió i temperatura s'han de tenir en compte a l'hora d'utilitzar l'equació, ja que modifiquen la viscositat del fluid. Els canvis de temperatura poden ser normals en l'aigua segons les diferents èpoques de l'any i no s'ha de confondre amb els canvis de flux deguts a l'embrutiment o a la temperatura. El flux a una temperatura es pot calcular a partir del flux a una temperatura estàndard segons l'equació 3.58, aplicable per a temperatures inferiors a 28 °C:

$$J_M = J_S (\mu_S / \mu_M) \quad (3.58)$$

On

$J_M$  = flux volumètric a la temperatura mesurada,  $L / m^2 \cdot h$

$J_S$  = flux volumètric a la temperatura estàndard,  $L / m^2 \cdot h$

$\mu_M$  = viscositat de l'aigua a la temperatura mesurada,  $kg / m \cdot s$

$\mu_S$  = viscositat de l'aigua a la temperatura estàndard (normalment  $20^\circ C$ ),  $kg / m \cdot s$

Prenent una de les expressions matemàtiques que relacionen la viscositat de l'aigua a diferents temperatures, l'equació anterior queda com:

$$J_M = J_S (1.03)^{T_M - T_S} \quad (3.59)$$

On

$T_M$  = temperatura mesurada,  $^\circ C$

$T_S$  = temperatura estàndard,  $^\circ C$

La disminució del flux durant l'operació, per una mateixa temperatura, és deguda a l'embrutiment de la membrana. Aquest embrutiment provoca una nova resistència al transport de l'aigua, a més de la que ofereix la membrana pròpiament dita. Les causes d'embrutiment són diferents i cadascuna dóna resistència al transport. La suma d'aquestes resistències ens donaria el coeficient de resistència del procés. Així, ens podem trobar que disminuirà el flux d'aigua a causa d'una major resistència quan tenim precipitació de sals, deposició a la superfície de la membrana (col·loides, partícules de gran mida, creixement biològic), adsorció de compostos i bloqueig dels porus per compostos de l'aigua.

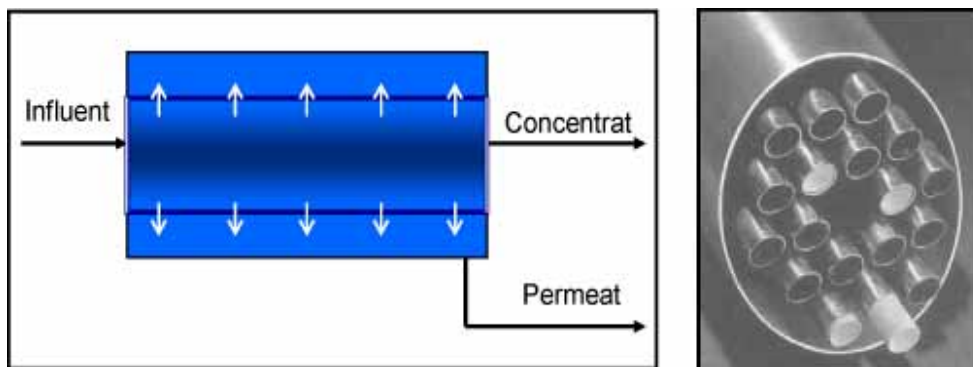
Per disminuir aquest problema operacional cal fer rentats en sentit invers al flux de la membrana (rentats hidràulics), que es poden fer amb el mateix permeat, amb una freqüència de 30 a 90 min, i alhora fer [rentats químics](#) cada mes o cada sis mesos .

#### 3.9.2.4. Configuracions dels mòduls de membranes

Els tipus de configuracions de membranes més utilitzats són els següents:

- *Mòdul tubular*

La membrana està suportada sobre un tub o més d'un tub, que està disposat dins d'una carcassa formant el mòdul. El diàmetre de la membrana tubular pot estar entre 0,5 i 1 cm. L'aliment és injectat a l'interior del tub i es va filtrant amb flux tangencial per la membrana que formen les parets del tub. A la part oposada a l'entrada s'extreu el concentrat, mentre que per la part externa del tub es recull l'aigua filtrada (Figura 3.84).



**Figura 3.84.** Esquema del procés amb membranes tubulars

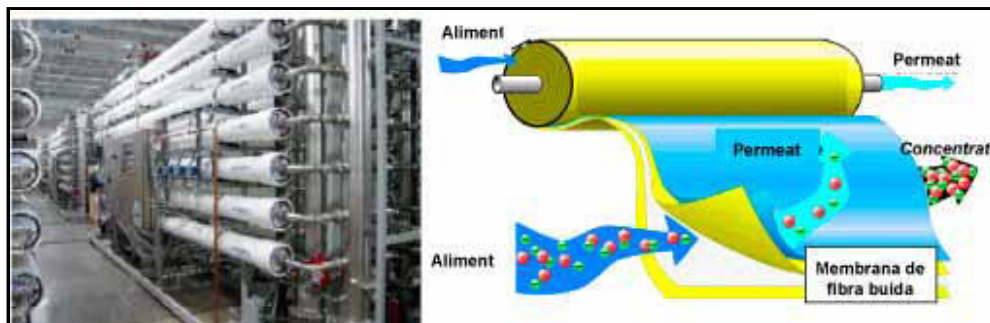
- *Fibra buida*

Consisteix en uns cent o mil tubs on se suporta la membrana, disposats a l'interior d'una carcassa, que formen el mòdul. Són estructures tubulars amb 0,5 - 2 mm de diàmetre extern, dimensions inferiors a les

membranes tubulars. L'estructura responsable de la separació es disposa tant a la superfície interna com externa de cada tub. Les fibres buides es disposen en mòduls compactes que donen una major superfície que les membranes tubulars.

- *Membrana en espiral*

La membrana, amb separador intern de les membranes, està enrotllada en espiral al voltant del tub col·lector de permeat (Figura 3.85). Les parets exteriors de la membrana, que formen l'espiral, estan separades per estructures buides que permeten que l'alimentació circuli a través seu i que el permeat flueixi tangencialment a través de les parets de les membranes. Aquests mòduls poden tenir uns 20 cm de diàmetre i 100 cm de llarg, amb diverses membranes enrotllades que proporcionen una superfície d'1 a 2 m<sup>2</sup>.



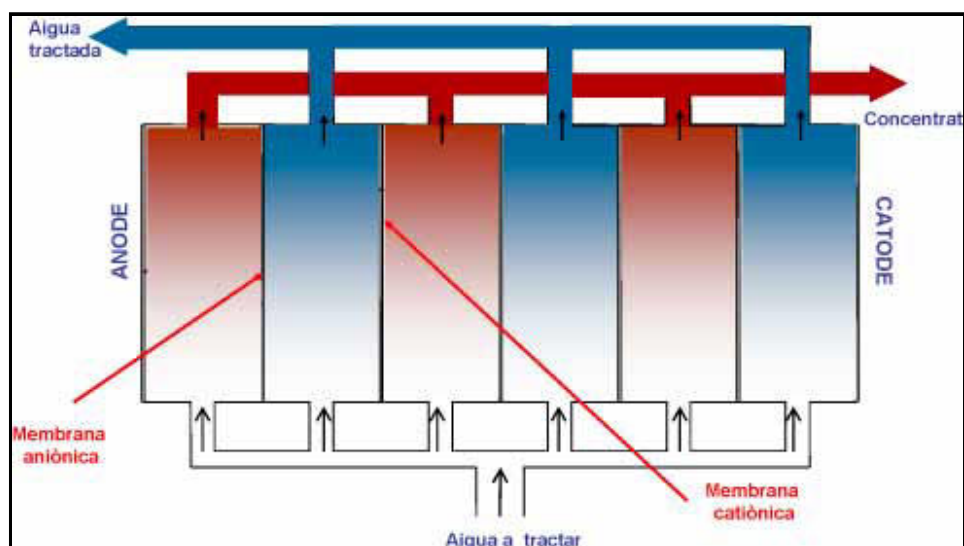
**Figura 3.85.** Procés de membrana en espiral

### 3.9.3. Electrodiàlisi

#### 3.9.3.1. Descripció del procés

L'electrodiàlisi és un procés de separació electrolític que consisteix en el transport d'ions a través d'una sèrie de membranes permeables aniòniques i catiòniques com a conseqüència d'aplicar un camp elèctric.

Aquestes membranes es disposen en sèrie de manera alterna (aniònica-catiònica) aplicant un potencial elèctric que és la força impulsora de la migració dels ions. Els elèctrodes estan disposats als extrems i provoquen el corrent elèctric. D'aquesta manera, les membranes catiòniques només permeten el pas d'ions carregats positivament, i les aniòniques dels ions negatius. El resultat és l'obtenció d'un efluent concentrat i un efluent diluït (vegeu la Figura 3.86).



**Figura 3.86.** Esquema del procés d'electrodiàlisi

El grau de purificació aconseguit depèn del potencial elèctric aplicat. D'altra banda, el pas d'ions depèn de la concentració a la fase diluïda.

Aquest sistema de tractament s'utilitza per potabilitzar aigües a partir d'aigua salina. Com a valors de referència, pot eliminar concentracions de sals inorgàniques de 1.000-5.000 mg/L i obtenir un corrent diluït amb 100-500 mg/L i el concentrat de sals d'uns 10.000 mg/L. Per tant, en l'aigua tractada encara queda una concentració de sals, concentració típica en aigües potables, i a més no s'eliminen les impureses no iòniques o els ions immobilitzats en grans molècules o col·loides.

### 3.9.3.2. Les membranes

Les membranes solen ser de poliestirè amb grups sulfonats (en les membranes catióniques) i grups amino (en les membranes anióniques). Aquestes membranes tenen una alta porositat (30-50 %) ocupada per aigua. Per mantenir l'electronegativitat cada grup d'aquests té associat un ió de càrrega oposada. Aquests es poden moure amb facilitat, cosa que explica el transport dels ions a través de la membrana. La semipermeabilitat no és perfecta, però la selectivitat supera el 90 %.

Per al manteniment de la membrana, cada tres o quatre hores s'inverteix la polaritat del corrent per eliminar els dipòsits que es tendeixen a formar sobre la membrana. D'altra banda, és important fer els pretractaments adequats per eliminar matèria col·loïdal, òxids de ferro i manganès, i també el clor, perquè no ataquin la membrana.

Igual que en osmosi, és important minimitzar la [polarització de la membrana](#) intentant que la pel·lícula estacionària adjacent a la membrana tingui el mínim gruix possible. Amb aquesta finalitat és important augmentar la turbulència de l'aigua que circula (encara que representi una major pèrdua de càrrega). Augmentant la temperatura disminueix la viscositat, per la qual cosa s'incrementa la turbulència i també la velocitat de difusió dels ions, però s'han de tenir en compte les limitacions de temperatura que tenen les membranes.

### 3.9.3.3. Disseny

El corrent requerit es calcula a partir de la llei de Faraday. 1 farad d'electricitat (96.500 amperes/segon o coulombs) provoca l'emigració d'un equivalent-gram de substància d'un elèctrode a l'altre. Llavors la intensitat del corrent ( $I$ ) és determinada per:

$$I = \frac{F Q_L N E_r}{n E_c} \quad (3.60)$$

on

$I$  = intensitat del corrent requerida (amperes = coulombs/segon)

$F$  = constant de Faraday (96.500 coulombs)

$Q_L$  = cabal volumètric a la solució (litres/segon)

$N$  = concentració de sals de l'aigua expressada en equivalents (equivalents/L)

$E_r$  = fracció d'electròlit que s'elimina per la membrana

$n$  = nombre de cel·les (que correspon també al nombre de membranes d'un tipus (aniòniques o catióniques))

$E_c$  = rendiment del corrent  $I$

Per tant, l'energia elèctrica requerida és directament proporcional a la quantitat de sals que s'ha d'eliminar.

Com a cel·la, s'entén el nombre de compartiments desionitzadors, cadascun dels quals tindrà associada una membrana catiónica i una d'aniònica. Com a exemple, l'aplicació d'aquesta tècnica a la dessalinització requereix normalment entre cent i dues-centes cinquanta cel·les (dues-centes i cinc-centes membranes). Tal com hem dit abans, la fracció que s'elimina sol ser un 90 % ( $E_r$ ). Pel que fa al rendiment del corrent, sol ser necessari determinar-lo experimentalment per a l'aigua que es vol tractar.

La capacitat d'una cel·la d'electrodiàlisi per passar un corrent elèctric se sol expressar a partir de la densitat del corrent (CD) i representa el corrent que flueix, en mil·liamperes (mA), per  $\text{cm}^2$  de membrana. A més d'aquest paràmetre, també s'utilitza la relació entre la densitat de flux i la normalitat. Generalment es troba entre 400 i 700 ( $\text{mA}/\text{cm}^2$ ) / eq / L.

Finalment, per determinar el voltatge requerit ( $E$ ), necessitem conèixer la intensitat (segons l'equació 3.60) i la resistència ( $R$ ), segons la llei d'Ohm. Aquesta resistència cal determinar-la experimentalment:

$$E = R \cdot I \quad (3.61)$$

I la potència:



$$P = E \cdot I = R \cdot I^2 \quad (3.62)$$

on

$E$  = voltatge (volts)

$I$  = intensitat (ampères)

$R$  = resistència (ohms)

$P$  = potència (watts)

L'electrodiàlisi s'utilitza per al tractament d'aigües salubres d'uns 5.000 mg/L que passen a 500 mg/L. El cost del canvi de membranes i els costos energètics representen el 40 % del cost total.

### 3.10. PROJECTE I COSTOS DE CONSTRUCCIÓ

#### 3.10.1. Direcció d'obra

Quan hi ha una necessitat concreta, pública o privada, sovint es fa necessari executar infraestructures: un edifici d'habitatges, un col·legi, una depuradora, una nau industrial, etc. El primer requisit és disposar de finançament per poder tirar endavant l'actuació.

Un cop resolt aquest tema, per definir tècnicament l'actuació cal redactar un projecte. El projecte ha de determinar, amb tota precisió, què és el que s'ha de fer, de quina manera s'ha d'executar, amb quins materials, per quin preu, en quin temps, a quin ritme, etc.

Partint de la base d'aquest projecte, s'adjudica l'obra a un contractista que es compromet a executar l'obra segons les directrius que marca el projecte. Per vigilar el correcte desenvolupament dels treballs, exigir obediència a les prescripcions del projecte, resoldre els imprevistos que es puguin produir durant l'obra, controlar el pressupost, vigilar el termini i, en definitiva, responsabilitzar-se de la correcta execució de les obres, es fa necessari nomenar un director d'obra que, juntament amb els seus col·laboradors (si calen), constitueix l'equip de direcció d'obra.

Entrant en els detalls, una direcció d'obra ha d'exercir un control permanent dels diferents aspectes que s'exposen a continuació.

##### 3.10.1.1. Expedient administratiu

La direcció d'obra ha de vigilar, en primer lloc, que estiguin perfectament en regla tots els aspectes administratius, els quals es poden dividir en documentació oficial i permisos.

##### *Documentació oficial*

La documentació oficial ha d'estar correctament tramitada, en el temps i la forma que determina la normativa en vigor. Alguns d'aquests documents els ha de gestionar el contractista de les obres, altres la direcció d'obra, altres la propietat i altres el coordinador de seguretat de les obres. Però, en tot cas, el director d'obra ha de vetllar perquè tots els documents estiguin tramitats de manera correcta.

La documentació tramitada conté la informació següent:

- Plecs del concurs d'obra (econòmic i tècnic)
- Disponibilitat de terrenys
- Permís d'obres
- Contracte de les obres
- Acta de replanteig
- Pròrrogues (sol·licitud i concessió)
- Recepcions (provisional i/o definitiva)
- Nomenament de la direcció d'obra
- Visat de la direcció d'obra

- Avís previ al Departament de Treball
- Nomenament del coordinador
- Informe favorable del pla de seguretat
- Aprovació del pla de seguretat
- Pla de seguretat entrat al Departament de Treball
- Obertura del lloc de treball

### *Permisos*

D'altra banda, en l'execució de les obres sovint s'afecten infraestructures que pertanyen a altres propietats, diferents de la que gestiona les obres. En aquest cas, cal disposar dels permisos corresponents per no incórrer en l'afectació d'infraestructures alienes. És habitual afectar carreteres, infraestructures de sanejament i abastament d'aigües, ferrocarrils, etc.

#### 3.10.1.2. Expedient econòmic

El control econòmic de les obres és fonamental i s'han de tenir en compte cinc grans apartats que es descriuen a continuació.

- *Certificacions*

Els certificats són els documents mitjançant els quals la direcció de les obres, com a responsable de les obres, certifica la quantitat d'obra que ha estat correctament executada (és a dir, seguint les instruccions del projecte i de la direcció d'obra), de manera que és mereixedora de ser cobrada.

- *Control econòmic*

Periòdicament, en general de manera mensual, cal contrastar els amidaments i imports que preveu el projecte amb el que realment s'està executant. D'aquesta manera es detecten els desviaments econòmics. Si els desviaments són a l'alça, caldrà trobar la manera de continuar l'obra i executar-la totalment, i corregir en algun altre moment els increments produïts.

En aquest sentit, és fonamental extrapolar quin serà el cost final de l'obra amb el coneixement que se'n té en el moment que es fa el control

- *Control del pla d'obra valorat*

Al començament de les obres el contractista ha de fer una planificació de com repartirà en el temps les diferents unitats de què es compon l'obra i quin import d'obra correspon a l'obra executada en cada moment (i la direcció d'obra ho ha d'aprovar). Aquesta planificació es coneix com el pla d'obra valorat. Cal vigilar estretament el seu compliment per evitar que el termini previst per a l'execució s'incrementi i perquè no es necessitin (a cada moment) més recursos econòmics dels que s'havien previst inicialment.

Si es detecta que hi ha desviaments, en un aspecte o en un altre, cal prendre les mesures necessàries per corregir el problema.

- *Preus contradictoris*

Per a aquelles partides que el projecte, per error o per omissió, no preveu i que, efectivament, han de ser executades, el contractista i la direcció d'obra han d'acordar un preu just. Un cop acordat, s'eleva a la propietat perquè aquesta resolgui positivament o negativament el preu contradictori pactat.

- *Revisió de preus*

Molts contractes d'obres preveuen la possibilitat que si amb el pas del temps es produeix un increment (o decrement) dels preus dels materials necessaris per a la construcció, es puguin revisar els preus en funció d'uns índexs que surten publicats en el BOE i que són un indicador de l'evolució dels preus. El control d'aquest aspecte també és responsabilitat de la direcció d'obra.

#### 3.10.1.3. Expedient tècnic

L'expedient tècnic és el cor purament tècnic del control de l'obra. Al seu torn també està dividit en diferents conceptes que es descriuen a continuació.

- *Actes d'obra*

En el decurs d'una obra, i fins i tot molt abans de començar-la, es fan reunions entre els diferents participants (contractista, direcció d'obra, coordinador de seguretat, propietat, etc.). De totes aquestes reunions cal aixecar una acta perquè la signin les diferents parts i així es vagin consolidant les decisions, els compromisos i els acords.

El responsable de redactar aquestes actes és la direcció d'obra i, posteriorment, ha de portar-ne el registre i vetllar perquè es compleixin.

- *Càlculs*

A banda de tot el que estableix el projecte, cal executar càlculs de comprovació, de revisió i de modificació (si s'escau) del projecte.

Aquí és on pren rellevància l'aspecte tecnològic de la tasca de la direcció d'obra, ja que en aquesta tasca és on s'implementen les tècniques de càlcul més segures i alhora més innovadores del món de l'enginyeria. L'element de suport solen ser els programes informàtics específics de l'enginyeria, amb el suport eventual d'eines típiques com els fulls de càlcul.

- *Control de qualitat*

Tot allò que es construeix ha de ser validat mitjançant comprovacions, tant comprovacions geomètriques (mitjançant l'amidament directe o indirecte de l'obra) com comprovacions mitjançant assajos de laboratori que certifiquin que la qualitat de la matèria primera i/o del producte obtingut passa els mínims que estableix el plec de condicions tècniques del projecte.

El nombre i el tipus d'assajos s'estableixen segons les normes i la direcció d'obra és la responsable que s'executin i la responsable de comprovar que el resultat sigui correcte. En cas contrari, la unitat d'obra no es podrà donar per vàlida i haurà de ser corregida o enderrocada.

- *Informes*

Al llarg de l'obra pot sorgir la necessitat d'informar sobre algun aspecte determinat de l'obra executada o de l'obra futura. Com que la responsabilitat tècnica recau en la direcció d'obra, aquesta haurà d'aprovar o redactar (segons el cas) l'informe que hagi estat necessari per les necessitats de l'obra o pels requeriments de la propietat.

Un exemple habitual seria informar del correcte estat d'una infraestructura que el projecte preveia respectar sempre que un cop descoberta s'hagués confirmat la viabilitat de no haver-la d'enderrocar i refer.

- *Serveis*

Un aspecte fonamental del seguiment de l'obra és la localització i restitució de tots els serveis afectats per l'obra.

Els més habituals en zones urbanes són l'aigua potable, el clavegueram, el gas, la xarxa d'energia elèctrica i la telefonia. En aquest sentit, cal avisar les diferents companyies i seguir les seves prescripcions.

Un cop resolta l'afecció, cal comunicar a la companyia l'estat exacte en què ha quedat el servei.

- *Noves unitats d'obra*

Tal com s'ha exposat en l'apartat [3.10.1.2. Expedient econòmic](#), sovint cal generar preus nous per avaluar aquelles partides que el projecte no havia previst. En aquest sentit, paral·lelament a l'aprovació del preu, cal establir tots els punts que definiran exactament la nova unitat que s'ha de valorar.

Es tracta de definir geomètricament (plànols) i tècnicament (càlculs) la nova unitat d'obra i que, posteriorment, l'aprovin les tres bandes (el contractista, la direcció d'obra i la propietat).

#### 3.10.1.4. Documentació gràfica

De manera sistemàtica, pel mateix autocontrol de la direcció d'obra i per ser un requeriment habitual de la propietat, cal redactar informes de periodicitat fixada (setmanals i mensuals) en què es reflecteixin tots els aspectes associats a l'obra. Cal distingir diferents aspectes que es descriuen en els apartats següents:

- *Informes setmanals*

Els informes setmanals són una eina fonamental per saber què és el que s'està executant i què és el que s'executarà de manera immediata.

- *Informes mensuals*

Els informes mensuals representen el "diari" de l'obra. Tenen l'objecte de recollir, amb tot luxe de detalls, tot allò que s'ha esdevingut en l'obra durant l'últim mes.

- *Fotografies i filmacions*

Cal fer un seguiment gràfic de l'evolució de les obres. És un material fonamental per provar la correcta utilització dels procediments constructius i dels resultats obtinguts, sobretot en les zones que al final queden ocultes.

Han de ser en suport informàtic per la senzillesa d'emmagatzematge i l'economia d'espai i de costos.

### 3.10.1.5. Intercanvi de documentació

Finalment, cal dur un registre extremadament meticulós, ordenat en el temps, de tota la documentació enviada i rebuda per la direcció d'obra. En aquest sentit, s'entén l'intercanvi de cartes, faxes, correus electrònics, etc.

Atès que darrerament prolifera la comunicació informàtica, convé tenir registrada tota aquesta documentació en suport paper i, sobretot, en suport informàtic.

### 3.10.2. Projecte constructiu

Atès que, tal com s'ha comentat, el projecte constructiu és una eina fonamental, convé establir amb precisió en què consisteix l'execució d'un projecte constructiu (a partir d'ara, projecte).

Un projecte consta de quatre documents, tots contractuals, és a dir, els ha de signar el projectista i són de compliment obligat per part de l'adjudicatari de les obres corresponents. Aquests documents són els següents:

- Document 1: [memòria i annexos](#)
- Document 2: [plànols](#)
- Document 3: [plec de condicions](#)
- Document 4: [pressupost](#)

A continuació es descriuen el contingut i la filosofia de cadascun d'aquests documents.

#### 3.10.2.1. Memòria i annexos

##### Memòria

La memòria és un breu resum del projecte (vint o trenta pàgines) en què s'esmenten tots els trets fonamentals i indispensables per descriure les obres que s'han d'executar. Malgrat que el seu contingut varia d'uns projectes a uns altres, en la Taula 3.63 es presenta el contingut habitual.

**Taula 3.63.** Contingut habitual en la memòria d'un projecte

1. Antecedents
2. Objecte del projecte
3. Informació topogràfica i geotècnica
4. Descripció de les obres
5. Quadres resum de les dades principals
6. Serveis existents
7. Afecció de terrenys
8. Documents del projecte
9. Classificació del contractista
10. Caràcter d'obra completa
11. Pressupost

##### Annexos

Els annexos són la justificació del contingut de la memòria i no són contractuals (a diferència de la memòria). Malgrat que cada projecte té alguns annexos específics, en la Taula 3.64 es presenta una proposta de guió d'annexos.

**Taula 3.64.** Exemple del contingut recollit en els annexos

Annex 1. Topografia
Annex 2. Geologia i geotècnia
Annex 3. Reportatge fotogràfic
Annex 4. Serveis afectats
Annex 5. Expropiacions
Annex 6. Càlculs
Annex 7. Justificació de preus
Annex 8. Pla d'obra
Annex 9. Seguretat i salut
Annex 10. Pressupost per a coneixement de l'Administració
Annex 11. Estudi d'impacte ambiental
Annex 12. Estudi previ (si n'hi ha)

### 3.10.2.2. Plànols

Els plànols són la representació gràfica del contingut d'un projecte. És una part fonamental, fins al punt que, dins de la professió, hi ha molts enginyers que diuen que el projecte són els plànols. Aquesta afirmació vol dir que si se disposa d'un projecte amb uns plànols que defineixen amb tota exactitud l'obra, aquest és un bon projecte; i a l'inrevés, si tot el projecte està molt bé però els plànols no són prou bons, el projecte és dolent.

L'índex dels plànols sol començar amb un plànol de situació i emplaçament, després sol haver-hi totes les plantes que defineixen l'obra (vistes des de dalt), a continuació els perfils (vistes laterals o talls) i, finalment, els plànols de detall, que són els plànols amb què s'acaben de definir a la perfecció tots els elements que s'han de construir.

Finalment, els plànols de senyalització, quan cal desviar el trànsit per executar les obres, són també fonamentals.

Generalment, els plànols s'elaboren amb Autocad i és fonamental la presència d'un bon delineant.

### 3.10.2.3. Plecs de condicions

Aquest document té per missió establir els drets i les obligacions de *totes* les parts que intervindran en l'obra.

Està dividit en dues parts: una part relativa a aspectes de tipus general (que és el que es coneix com a plec de condicions generals) i una altra part eminentment tècnica (plec de condicions tècniques) que matisa amb tot luxe de detalls tots els aspectes tècnics de l'obra, des de les característiques de les matèries primeres fins als resultats admissibles dels assajos que s'hauran d'executar per validar les unitats executades.

### 3.10.2.4. Pressupost

El pressupost és el document econòmic. En aquest document s'avalua l'import de les obres. Està dividit en diverses parts:

- *Amidaments*

En aquest apartat es mesura l'obra, tots i cadascun dels elements que s'han de construir i que intervenen en l'obra. Cadascun d'aquests elements es coneix com a "unitats d'obra". Per exemple, un paviment de formigó seria una unitat d'obra i la seva descripció podria ser: "Paviment de formigó vibrat hp-35 kp/cm<sup>2</sup> de resistència a la flexotracció, amb granulat de pedra calcària i ciment CEM II/B-S/32,5 i fluïdificant, escampat des d'un camió, amb estesa i vibrat amb estenedora, estriat longitudinal i junts tallats en fresc".

- *Quadre de preus número 1*

En aquest apartat es dona l'import unitari de cadascuna de les unitats d'obra en que es descompon el projecte. Seguint l'exemple del paviment de formigó, el preu podria ser de 54,08 €/m<sup>3</sup>.

- *Quadre de preus número 2*

En aquest apartat es justifica l'import que es dona en el quadre de preus número 1. És a dir, es divideix cada unitat d'obra en petites parts i a partir del preu de cada part s'obté el preu final de la unitat d'obra. Per exemple, en la unitat d'obra de paviment de formigó, tindríem la descomposició en:

- preu del formigó abocat des del camió

- preu de la mà d'obra per estendre i vibrar el formigó, més l'estriatge i el tallat en fresc.
- *Pressupostos parcials*

Es tracta de multiplicar, unitat d'obra a unitat d'obra, l'amidament pel preu unitari. Un cop fetes totes les multiplicacions, la suma de tots els imports dona el que es coneix com a pressupost d'execució material.

- *Pressupost d'execució per contracta*

És el que resulta de sumar al pressupost d'execució material un 13 % en concepte de despeses generals i un 6 % en concepte de benefici industrial. Finalment, al resultat d'aquesta suma s'hi afegeix el 16 % en concepte d'impost del valor afegit (IVA).

- *Pressupost per a coneixement de l'Administració*

És el pressupost que indica a l'Administració el total de la despesa associada a l'obra, ja que (a més del cost directe de l'obra) reflecteix altres aspectes col·laterals, com el cost de les expropiacions, de la direcció d'obra, etc. Amb aquest pressupost l'Administració sap quin import total ha d'habilitar per executar les obres.

### 3.10.3. Costos de construcció d'una EDAR

De tot el que s'ha exposat prèviament, queda palès que és fonamental aconseguir que el projecte constructiu no "s'oblidi" de res i que reflecteixi un preu just de l'obra. En cas contrari, caldrà habilitar un complement de finançament que, en el millor dels casos, trasbalsarà les previsions de la propietat i del qual sovint és senzillament impossible disposar. En aquest últim cas el producte final serà inevitablement deficient i no respondrà a les expectatives.

Aplicant aquesta filosofia al cas concret de la depuració d'aigües residuals, convé "encertar-la" a l'hora de valorar el cost d'una EDAR. A continuació exposarem una sèrie de pautes que ens donaran força informació a l'hora de valorar adientment una instal·lació.

La informació se subministra tractament a tractament i està basada en les nombroses experiències de petites depuradores a França (Boutin i col·l., 1997) i en l'experiència aportada pel Programa de sanejament d'aigües residuals urbanes (PSARU) 2002, aprovat per l'Agència Catalana de l'Aigua de la Generalitat de Catalunya.

#### 3.10.3.1. Consideracions prèvies

Abans d'entrar en la valoració dels [costos](#), cal tenir presents les consideracions següents:

- Els tractaments estan compostos de manera genèrica per:
  - Pou de grollers a l'entrada a planta.
  - Estació de bombament per donar a l'aigua l'altura necessària per salvar en gravetat la resta del tractament.
  - Pretractament que almenys contempli un tamís rotatori autonetejador.
  - El tractament d'aigua residual pròpiament dit.
  - Espessidor i sitja de fangs (quan siguin convenients).

Per tant, la part del tractament associada a la gestió dels fangs no hi està inclosa. No s'hi inclou perquè té un cost molt variable en funció de si es pot aplicar el fang directament a l'agricultura, de si cal transportar-lo en forma líquida fins a altres depuradores per deshidratar-lo o de si es deshidrata a la mateixa planta.

- Cal afegir al cost presentat una sèrie d'increments en concepte d'escomesa elèctrica i transformador de mitjana a baixa tensió (en els tractaments en què cal energia elèctrica), així com l'arranjament del camí d'accés a la planta. Una possible avaluació d'aquests increments seria (sense IVA):
  - Escomesa elèctrica: 125 € / metre lineal.
  - Transformador: un valor mitjà de 18.000 €.
  - Arranjament del camí d'accés:
    - Si està en bon estat: aproximadament 18 € / metre lineal
    - Si està en mal estat: aproximadament 100 € / metre lineal

#### 3.10.3.2. Costos

Per tal de donar la informació com més concreta millor, se subministra el cost per habitant equivalent per a una sèrie de dimensionaments fixats (quatre-cents, mil, dos mil habitants equivalents, etc.). En els casos

intermedis només cal fer una interpolació per treure'n la relació corresponent.

En els casos en què estiguem fora del rang, no s'aplica l'extrapolació, ja que dona errors molt significatius. En aquests casos cal recórrer a casos coneguts de dimensió semblant.

#### *Sistema de fangs actius*

En la Taula 3.65 es presenten preus indicatius (sense IVA) per construir un sistema de fangs actius en funció del nombre d'habitants, aplicables a nuclis entre 15.000 i 325.000 habitants equivalents.

Amb aquests preus es considera una instal·lació que doni el fang digerit, bé per aeració prolongada (en el cas de menys habitants), bé perquè disposa de digestió del fang.

**Taula 3.65.** Preus indicatius per a la construcció del tractament de fangs actius

<i>Habitants equivalents</i>	<i>Preu / h. eq. (€/ h. eq.)</i>
15.000 h. eq.	192
50.000 h. eq.	125
100.000 h. eq.	98
150.000 h. eq.	85
200.000 h. eq.	77
300.000 h. eq.	67

#### *Aeració prolongada amb nitrificació i desnitrificació*

En la Taula 3.66 es presenten preus indicatius (sense IVA) per construir un sistema d'aeració prolongada en funció del nombre d'habitants equivalents per al qual es fa el disseny. Els imports que es presenten també es poden aplicar (ja que són molt semblants) al cas de tractaments de tipus SBR.

**Taula 3.66.** Preus indicatius per a la construcció del tractament d'aeració prolongada

<i>Habitants equivalents</i>	<i>Preu / h. eq. (€/ h. eq.)</i>
400 h. eq.	781
1.000 h. eq.	436
2.000 h. eq.	389
3.000 h. eq.	314

6.000 h. eq.	245
9.000 h. eq.	206

### Filtre percolador

En la Taula 3.67 es presenten preus indicatius (sense IVA) per a la construcció d'un filtre percolador, en funció del nombre d'habitants equivalents per al qual es fa el disseny. En aquests imports s'hi inclou un tanc Imhoff o decantador primari previ al tractament biològic.

**Taula 3.67.** Preus indicatius per a la construcció d'un filtre percolador

<i>Habitants equivalents</i>	<i>Preu / h. eq. (€/h. eq.)</i>
400 h. eq.	601
1.000 h. eq.	376
2.000 h. eq.	338

### Biodiscos

En la Taula 3.68 es presenten preus indicatius (sense IVA) per a la construcció d'un biodisc en funció del nombre d'habitants equivalents. En aquests imports s'hi inclou un tanc Imhoff o decantador primari previ al tractament biològic.

**Taula 3.68.** Preus indicatius per a la construcció d'un biodisc

<i>Habitants equivalents</i>	<i>Preu / h. eq. (€/h. eq.)</i>
400 h. eq.	752
1.000 h. eq.	438
2.000 h. eq.	394
3.000 h. eq.	317
6.000 h. eq.	253
9.000 h. eq.	216



## Llit d'infiltració-percolació

En la Taula 3.69 es presenten preus indicatius (sense IVA) per a la construcció d'un llit d'infiltració-percolació en funció del nombre d'habitants equivalents. En aquests imports s'hi inclou un tanc Imhoff previ al tractament biològic i la impermeabilització del vas amb làmina de polietilè o PVC d'1 mm de gruix. No són necessaris l'espessor i la sitja de fangs.

**Taula 3.69.** Preus indicatius per a la construcció d'un llit d'infiltració-percolació

<i>Habitants equivalents</i>	<i>Preu / h. eq. (€/ h. eq.)</i>
400 h. eq.	432
1.000 h. eq.	336
2.000 h. eq.	302

## Llacunatge natural

En la Taula 3.70 es presenten preus indicatius (sense IVA) per a la construcció d'un llacunatge natural en funció del nombre d'habitants equivalents. En aquests imports es considera el llacunatge natural, sense impermeabilitzar, sense estació de bombament de capçalera i sense energia elèctrica. No són necessaris l'espessor i la sitja de fangs.

**Taula 3.70.** Preus indicatius per a la construcció d'un llacunatge natural

<i>Habitants equivalents</i>	<i>Preu / h. eq. (€/ h. eq.)</i>
400 h. eq.	357
1.000 h. eq.	200
2.000 h. eq.	180

## Aiguamolls construïts

En la Taula 3.71 es presenten preus indicatius (sense IVA) per a la construcció d'un *wetland* (aiguamolls construïts) en funció del nombre d'habitants equivalents. En aquests imports s'hi inclou un tanc Imhoff previ al tractament biològic i la impermeabilització del vas amb làmina de polietilè o PVC d'1 mm de gruix. No són necessaris l'espessor i la sitja de fangs.

**Taula 3.71.** Preus indicatius per a la construcció d'un sistema d'aiguamolls construïts

<i>Habitants equivalents</i>	<i>Preu / h. eq. (€/ h. eq.)</i>
400 h. eq.	463
1.000 h. eq.	343

### Filtre soterrat

En la Taula 3.72 es presenten preus indicatius (sense IVA) per a la construcció d'un filtre soterrat en funció del nombre d'habitants equivalents. En aquests imports hi ha inclosa la impermeabilització del vas amb làmina de polietilè o PVC d'1 mm de gruix. El pretractament considerat ha estat una fossa sèptica (100 he) o un tanc Imhoff (400 he). No necessaris l'espessor i la sitja de fangs.

**Taula 3.72.** Preus indicatius per a la construcció d'un filtre soterrat

<i>Habitants equivalents</i>	<i>Preu / h. eq. (€/ h. eq.)</i>
100 h. eq.	1.116
400 h. eq.	596

### Infiltració al terreny

En la Taula 3.73 es presenten preus indicatius (sense IVA) per a la construcció d'un sistema d'infiltració al terreny en funció del nombre d'habitants equivalents. Suposem que el terreny té una permeabilitat de  $K = 10$  mm/h. El pretractament considerat es basa en una fossa sèptica (100 he) o per un tanc Imhoff (400 he). No són necessaris l'espessor i la sitja de fangs.

**Taula 3.73.** Preus indicatius per a la construcció d'un sistema d'infiltració al terreny

<i>Habitants equivalents</i>	<i>Preu / h. eq. (€/ h. eq.)</i>
100 h. eq.	1.190
400 h. eq.	683

### Infiltració superficial

En la Taula 3.74 es presenten preus indicatius (sense IVA) per a la construcció d'un sistema d'infiltració superficial en funció del nombre d'habitants equivalents. S'ha considerat que el terreny té una permeabilitat de  $K = 10$  mm/h i un pretractament constituït per una reixa manual. No són necessaris l'espessor i la sitja de fangs.

**Taula 3.74.** Preus indicatius per a la construcció d'un sistema d'infiltració superficial

<i>Habitants equivalents</i>	<i>Preu / h. eq. (€/ h. eq.)</i>
100 h. eq.	440
400 h. eq.	273

## 3.11. BIBLIOGRAFIA

Agence de l'Eau (1993). Epuration des eaux usées urbaines par infiltration percolation: état de l'art et études de cas, Etude Inter Agences n°9, Agences de l'Eau, Ministère de l'Environnement. França.

- Akunna, J.C. and Wilderer, P.A. (2000). Performance of family-size batch reactor and rotating biological contactor units treating sewage at various operating conditions. *Small Wastewater Treatment Plants IV. Wat. Sci. & Tec.* Vol. 41, N 01, pp. 97-105.
- Alleman, J.E., Bryan, E.H., Stumm, T.A., Marlow, W.W. y Hocevar, R.C. (1990). Sludge-amended brick production: Applicability for Metal Laden Residues. *Water Science and Technology* 22 (12), 309-317.
- Amstrong, W., Amstrong, J., Beckett, P.M. (1990). Measuring and modelling of oxygen release from roots of *Phragmites australis*. A: *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*.
- Anderson, M., Skerratt, R.G., Thomas, J.P. y Clay, S.D. (1996). Case Study involving Fluidised Bed Incinerator Sludge Ash as a Partial Clay Substitute in Brick manufacture. *Water Science and Technology*, 34 (3-4), 507-515.
- Angelidaki, I i Ahring, B.K. (1994). Anaerobic thermophilic digestion of manure at different ammonia loads: effect of temperature. *Water Research*, Vol. 28, N° 3, pp. 727-731.
- AWWA (2003). Principles and practices of water supply operation water treatment. 3rd ed. USA
- Aziz, M.A. i Koe, L.C.C. (1990) Potential Utilization of Sewage Sludge. *Water Science and Technology*, 22 (12), 277-285.
- Bansal, R.C., Donnet, J.B. i Stoekli, H.F. (1988). Active Carbon. Marcel Dekker, Inc. New York.
- Bécares, E. (2004). Función de la vegetación y procesos de diseño de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal y flujo superficial. A: Nuevos criterios para el diseño y operación de humedales construidos. García, J., Morató, J., Bayona, J.M. Barcelona.
- Bonmatí, A. (1998). Digestió anaeròbia de purins amb altres residus orgànics. Pagès Editors. Pps 158.
- Boutin, C. i Lienard, A. (2003). Constructed wetlands for wastewater treatment: The French experience. Paper presented at the International Seminar on "The use of aquatic macrophytes for wastewater treatment in constructed wetlands", Lisboa, Maig, 2003.
- Boutin, C., Duchène, P. et Liénard, A. (1997). Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités. Document technique FNDAE n° 22. Cemagref, França.
- Brissaud, F. (1999). La depuració de les aigües residuals urbanes per infiltració-percolació Recursos d'aigua. Eds. Salgot, M, Sánchez, X. Torrens, A. Universitat de Barcelona, Barcelona, pp. 222-240.
- Brix, H. (1990). Gas exchange through the soil-atmosphere interphase and through dead culms of *Phragmites australis* in a constructed reed bed receiving domestic sewage. *Wat. Res.*, 24 (259-266).
- Brix, H. (1994). Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.* 29 (71-78).
- Campbell, H.W. (2000). Sludge management- future issues and trends. *Water Science and Technology*, 41(8), 18.
- Cazorla-Amorós, D., Ribes-Pérez, D., Román-Martínez, M. C. i Linares-Solano, A. (1996). Selective porosity development by calcium-catalyzed carbon gasification. *Carbon*, 34(7), 869-878.
- Christian J. B. Improve clarifier and Thickener Design and Operation. *CEP*, July pp. 50-56 (1994)
- Chynowrth, D. (1987). Anaerobic Digestion of Biomass. Overview. Cap. 1, pp. 1-14. Elsevier Applied Science, London and New York.
- Cirelli, G.L. (2003). I trattamenti naturali delle acque reflue urbane. Sistemi editoriale. Arzano.
- Collado, R. (1991) La depuración de aguas residuales en pequeñas comunidades. Criterios de selección. *Tecnología del agua*. 80. pp. 28-47.
- Collado, R. (1992). Depuración de Aguas Residuales en Pequeñas Comunidades. Colección Senior. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Madrid.
- Conesa, J. A., Marcilla, A., Prats, D. i Rodríguez-Pastor, M. (1997). Kinetic Study of the pyrolysis of sewage sludge. *Waste Management and Research*, 15, 293-305.
- Cooper, P.F., Job, G.D., Green, M.B., Shutes, R.B.E. (1996). Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment. WRC Swindon.

- Corbitt, R. A. (2003). Manual de referencia de la ingeniería medioambiental. Madrid: McGraw-Hill.
- Crites, R. y Tchobanoglous, G. (2000). Sistemas de manejo de aguas residuales para núcleos pequeños y descentralizados. Mc Graw-Hill Interamericana. Santafé de Bogotá, Colombia.
- Crittenden, J.C., Trussell, R.R., Hand, D.W., Howe, K.J., Tchobanoglous, G. (2005). Water treatment: Principles and design". 2on Ed. Wiley. New Jersey.
- Davis, L. i Cornwell, D. A. (1998). *Introduction to environmental engineering*. 3a ed. Boston, WCB/McGraw-Hill.
- Dick R. I. i Ewing B.B. (1967). Evaluation of Activated Sludge Thickening Theories, J Sanitary Eng, Div. Proceedings of the ASCE. 93 (SA-4).
- Droste, R. L. (1997). Theory and practice of water and wastewater treatment. New York : J. Wiley.
- Eckenfelder, W. W. (1989). Industrial Water Pollution Control. New York: McGraw-Hill.
- EPA. (1992). Wastewater Treatment/Disposal for Small Communities. Manual. EPA/R-92/005. Washington DC, USA.
- EPA (1999). Small wastewater systems. Design, construction and operation. US Army Corp of Engineers. Washington DC, USA.
- Fariñas Iglésias, M. (1999). Osmosis inversa. Fundamentos, tecnología y aplicaciones. Ed. Mc Graw-Hill, Madrid.
- Flores, X (2003). Procés de decisió Jeràrquic combinat amb l'anàlisi multicriteri pel suport al disseny conceptual de sistemes de fangs actius d'una estació depuradora d'aigües residuals. Treball de recerca. Institut de Medi Ambient . Universidad de Girona.
- Flotats, X (1993). Tractament de la fracció líquida de purins de porc mitjançant un filtre anaerobi amb rebliment orientat. Tesis Doctoral, Universitat Politècnica de Catalunya.
- Folch, M. (1997). Tratamiento terciario de aguas residuales por infiltración-percolación: parámetros de control. Tesis Doctoral en la Facultad de Farmàcia, Universitat de Barcelona, Barcelona.
- Ganigué R., López H., Balaguer M. D., Colprim J. (2007). Partial ammonium oxidation to nitrite of high ammonium content urban landfill leachates. *Water Research*, 41(15), 3317-3326.
- Grant, N. i Griggs, J. (2001). Reed beds for the treatment of domestic wastewater. Building Research Establishment, CRC Press Ltd., Londres.
- Hall, J.E. i Demirer G.N. (1994). Waste management-sewage sludge: survey of sludge production, treatment, quality and disposal in the EC. EC Reference No: B4-3040/014156/92. Report, nº 3646.
- Henze i col.l., (1995). Wastewater Treatment. Biological and Chemical Processes Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Hombourger, X., J. Lesavre i F. Fievet. (1998). Epannage souterrains et filtres enterrés. Guide technique. Assainissement des petites collectivités. Agence de l'Eau Seine-Normandie, França.
- Huau, M.C., Monnot, S., i Delagnes, J. (2001). The first sludge thermolysis unit in France. Proceedings of CIWEM/Aqua Enviro Consultancy Services. 6th European Biosolids and Organic Residuals Conference. Ed. P.Lowe i J.A Hudson. 2, Paper 49.
- Huertas, E. (2001). Control de funcionament dels sistemes de tractament de la depuradora de Els Hostalets de Pierola. Màster experimental en ciències farmacèutiques. Sanitat Ambiental. Universitat de Barcelona, Barcelona.
- Hunn, T. (1998). Compact Solids to Oil Process Cuts Costs. *Water Environment and Technology*, 10 (3): 22-24.
- Ibrahim Perera, J.C. (1999). Desalación de aguas. Col. SEINOR núm. 23 Ed. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Madrid.
- Illán-Gómez, M.J., García-García, A., Salinas-Martínez, de Lecea C. i Linares-Solano A. (1996) Activated carbon from Spanish coals. 2. Chemical activation. *Energy & Fuels* 10(5), 1108-1114.
- Jankowska, H., Swiatkowski, A. i Choma, J. (1991). Active Carbon. New York: Ellis Horwood.

Juniper consultancy Services Ltd (2000). Pyrolysis & Gasification of Waste. A worldwide technology and business review. Vol. 2. Technologies & Processes. Juniper Consultancy Services Ltd.

Kahn, R. i Hill, P. (1998). An uncommon use: County Sanitation Districts of Los Angeles County Sends Biosolids to a Cement Plant to reduce manufacturing emissions. *Water Environment and Technology*, 10 (5), 44-49.

Kemmer, F.N., Robertson, R.S. i Mattix, R.D. (1972). Sewage treatment process. United States Patent (US 3640820).

Kiely, P. (1997). Environmental Engineering. McGraw-Hill, New Cork.

Kynch G.J., A theory of sedimentation. *Transactions of the Faraday Society*, 48 pp. 166-176. (1952),

Leible, A. A., Seifert, H., Nieke, E. i Fűrnis, B. (2002). Processing of sewage sludge for energetic purposes- a challenge for process technology. *Bioprocessing of Solid Waste & Sludge*, 2 (1), 19-29.

Lema, J.M; Méndez, R. (1994). Tratamientos biológicos anaerobios. Contaminación e ingeniería ambiental. Fundación para el fomento en Asturias de la Investigación Científica aplicada y la Tecnología. Oviedo.

Lema, J.M; Méndez, R; Soto, M. (1992). Bases cinéticas y microbiológicas en el diseño de digestores anaerobios. *Ingeniería Química*, Enero.

Liénard, A., Guellaf, H. i Boutin, C. (2001). Choice of the sand for sand filters used as secondary treatment of wastewater. *Water Science and Technology*, 44 (2-3), 189-196.

López, H, Puig, S., Ganigué, R., Rusalleda, M., Balaguer, M.D., Colprim, J. (2007). Start-up and enrichment of a granular anammox SBR to treat high nitrogen load wastewaters. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. xxxxx

López, J.A, Moreno, L., Murillo, J.M. i Rubio J.C. (2000). El terreno como depurador natural y almacén estratégico en la reutilización de aguas residuales urbanas. *Tecno Ambiente*, nº 98/99, pp. 61-66.

López-González, J. de D., Martínez-Vilchez, F. i Rodríguez-Reinoso, F. (1980). Preparation and characterization of active carbons from olive stones. *Carbon*, 18(6), 413-418.

Mara, D.D. (1987). Waste stabilization ponds: problems and controversies. *Water Quality International*, (1), pp. 20-22.

Mara, D.D. i Pearson, H.W. (1986). Artificial freshwater environments: waste stabilization ponds. *In Biotechnology*, vol.8, ed. W. Schoenborn, Weinheim, Germany, pp. 177-206.

Mara, D.D. i Pearson, H.W. (1998). Design Manual for Waste Stabilization Ponds in Mediterranean Countries. Lagoon Technology International, Leeds, England.

Mara, D.D., Pearson, H.W., Oragui, J.I., Arridge, H. i Silva, S.A. (1998). Development of a New Approach to Waste Stabilization Pond Design. *TPHE Research Monograph*, Nº 5. University of Leeds, School of Civil Engineering. Leeds, England.

Marais, G.v.R. (1974). Faecal bacterial kinetics in waste stabilization ponds. Journal of the Environmental Engineering Division, *American Society of Civil Engineers*, 100 (EE1), 119-139.

Masteiner, E.L., Collins A.G., Theis, T.L., Young, T.C. (1996). The influence of macrophytes on subsurface flow wetland hydraulics. 5th Internat. Conf. Wetland Systems Water Pollution Control. Viena, Austria.

Mata J. i Mercé S. (2006) Digestión anaerobia de aguas residuales urbanas: posibilidades y límites. *Tecnología del agua*. 271, pp. 60-68

Medina, J. (1992) Riego por goteo. 3ª ed. Mundi-Prensa, Madrid.

Metcalf and Eddy Inc., (2003). Wastewater engineering, treatment and reuse. 4th ed. McGraw-Hill Publishing Co., New York.

Miguel Veza, J. (2002). Introducción a la desalación de aguas. Eds. Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria y Universidad de las Palmas de Gran Canaria.

Millot, N., Huyard, G.M., Faup, J.P. i Michel, J.P. (1989). Sludge Liquefaction by Conversion to Fuels. *Water Science and Technology*, 21 (8-9), 917-923.

- Mujeriego, R. i García, J., (1999). Definició de tractament adequat per als municipis de menys de 2000 hab-eq de Catalunya. Informe tècnic. UPC-Generalitat de Catalunya. Barcelona.
- Muñoz Valero, J.A.(1987). Técnica y aplicaciones agrícolas de la Biometanización. Secretaria General Técnica. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Muñoz-Guillena, M. J., Illán-Gómez, M. J., Martín-Martínez, A. i Salinas-Martínez de Lecea, C., (1992). Activated carbons from Spanish coals 1. Two stage CO<sub>2</sub> activation. *Energy & Fuels*, 6(1), 9-15.
- Netter, R. (1994). Flow characteristics of planted soil filters. *Water Science and Technology*, 29(4): 37-44.
- Nyns, E. (1986). Biomethanation Processes. Biotechnology, Chapter 5. pp.207-267. Verlagsgesellschaft mbH.
- Oficina Internacional del Agua (2001). Procesos extensivos de depuración de las aguas residuales adaptados a las pequeñas y medias colectividades. Comisió Europea, França.
- Oleszkiewicz, J. A. i Mavinic D.S. (2002). Wastewater biosolids: an overview of processing, treatment, and management. *Journal of Environmental and Engineering Science*, 1, 75-88.
- Oron, G., DeMalach, Y., Hoffman, Z. and Manor, Y. (1992) Effect of effluent quality and application method on agricultural productivity and environmental control. *Water Science and Technology*, 26, 1593-1601.
- Pavlostathis, S, Giraldo-Gomez, E. (1990). Kinetics of anaerobic treatment: a critical review. *Critical Reviews in Environmental Control*. 21 (5,6); pp. 411-490.
- Pavlostathis, S, Giraldo-Gomez, E. (1991). Kinetics of anaerobic treatment. IAWPRC International Specialized Workshop, Valladolid. *Critical Reviews in Environmental Control*. 21 (5,6); pp. 411-490.
- Pettercrew, E.L. i Kalff J. (1992). Water flow and clay retention in submerged macrophyte bed. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49(2483-2489). A: Bécares, E. (2004). Función de la vegetación y procesos de diseño de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal y flujo superficial.
- Platzer, C. (1999). Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. *Water Science and Technology*, 40:3 (257-263).
- Poch (1999). Les qualitats de l'aigua. Rubes Editorial. Barcelona.
- Puig, S., Vives, M.T., Corominas, Ll., Balaguer, M.D., Colprim, J. (2004). Wastewater nitrogen removal in SBRs, applying a step-feed strategy: From lab-scale to pilot-plant operation. *Water Science and Technology* 50 (10), pp. 89-96.
- Puig, S., Coma, M., van Loosdrecht, M.C.M., Colprim, J., Balaguer, M.D. (2007). Biological nutrient removal in a sequencing batch reactor using ethanol as carbon source. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 82 (10), pp. 898-904.
- Qasim, S.R. Wastewater Treatment Plants. Planning, design, and operation. Technomic Publishing Co., Pennsylvania, 1999.
- Racault, Y. (1997). Le lagunage naturel. Les leçons tirées de 15 ans de pratique en France. Cemagref, França.
- Ramalho, R. S. (1991). Tratamiento de Aguas Residuales. Barcelona: Ed. Reverté.
- Ros, A., Lillo-Ródenas, M.A., Fuente, E., Montes.Morán, M.A.,Martín, M.J.y Linares-Solano, A. (2006). High surface area materials prepared from sewage sludge-based precursors. *Chemosphere*, 65 (1), 132-140.
- Sánchez-Toribio, M. (1998) Métodos para el estudio de la evaporación y evapotranspiración. Centro de Edafología y Biología aplicada del Segura, C.S.I.C., Murcia.
- Seoánez, M. (1999). Aguas residuales: tratamiento por humedales artificiales. Fundamentos científicos. Tecnologías. Diseño. Colección Ingeniería del Medio Ambiente. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.
- STENCO (2000). *Water Treatment - Tratamientos de Aguas - Tractaments d'Aigües*. STENCO. J. M<sup>a</sup> Martí Deulofeu. Barcelona.
- Talmadge W. P. i Fitch E. B. (1955). Determining Thickener Unit Areas. *Ind. Eng. Chem.* 47 (1).
- Tay, J. i Show, K. (1991). Properties of cement made from sludge. *Journal of Environmental Engineering*. 117, 236-246.

Van Haandel A.C. i Lettinga, G. (1994). Anaerobic sewage treatment, a practical guide for regions with a hot climate. John Wiley and Sons Inc. Chichester, England.

Vesilind, P. A. (2003). Wastewater treatment plant design. by Water Environment Federation ; edited by P.Aarne Vesilind, R.L. Rooke. London : Water Environment Federation : IWA Publishing.

Vives, T. (2004). SBR technology for wastewater treatment:suitable, operational conditions for nutrient removal. Tesi Doctoral. Universitat de Girona.

Von Sperling (1996). Comparison among the most frequently used systems for wastewater treatment in developing countries. *Water Science and Technology*, 33 (3), 59-72.

Weber W. J. Ed. Physicochemical Processes for Water Quality Control. Wiley-Interscience. New York. 1972

Weedon, C.M. (2003). Compact vertical flow reed beds system - first two years performance. *Water Science and Technology*, 48:5 (15-23).

WEF, 1996. "Operation of Municipal Wastewater Treatment Plants"- Vol. 1, Manual of Practice, ASCS Manual and Report on Engineering Practice, 5 th ed., Water Environment Federation, Alexandria (USA).

Werther, J. i Ogada, T. (1999). Sewage sludge combustion. *Progress in Energy and Combustion Science* 25, 55-116.

Wium-Andersen, S., Anthoni, U., Christophersen, C., Houen G. (1982). Allelopathic effects on phytoplankton by substances isolated from aquatic macrophytes. *Oikos*, 39 (187-190). A: Bécares, E. (2004). Función de la vegetación y procesos de diseño de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal y flujo superficial.

WPCF (1990). Natural Systems for wastewater treatment. Manual of practice 11. WPCF Alexandria. USA





---

# Capítol 4

## Operació i manteniment

---

### 4.1. Introducció

### 4.2. Seguretat i fiabilitat

### 4.3. Manteniment i control

### 4.4. Costos associats

### 4.5. Bibliografia

---

#### **AUTORS**

**Laura Alcalde, Montserrat Folch, Esther Huertas, Miquel Salgot, Maria José Tàpias i Antonina Torrens** (Laboratori Edafologia – Universitat de Barcelona)

**Jaume Alemany, Joaquim Comas, Ignasi Rodríguez-Roda i Clàudia Turon** (Laboratori d'Enginyeria Química i Ambiental – Universitat de Girona)

**Sebastià Coscolluela** (a7di, Enginyeria i Medi Ambient, S.L.)

**Àngel Freixó i Pau Serra** (Consorci per la Defensa del Riu Besós)

**Rafael Mantecón** (Entitat Metropolitana de Serveis Hidràulics i Tractament de Residus)

**Miquel Sánchez-Marrè** (Knowledge Engineering and Machina Learning Group – Universitat Politècnica de Catalunya)

## 4. OPERACIÓ I MANTENIMENT

### 4.1. INTRODUCCIÓ

L'objectiu de l'operació i el manteniment d'una EDAR (Estació Depuradora d'Aigües Residuals) és garantir la seguretat de les instal·lacions ( [4.2 Seguretat i fiabilitat](#) ). Les tasques que cal portar a terme per garantir aquest funcionament correcte ( [4.3.3 Manteniment i monitoratge de l'EDAR](#) ) depenen: 1) de la tecnologia de sanejament utilitzada (fangs actius, llacunatge natural, filtre verd, etc.) i de la seva configuració o disposició en la línia de tractament, 2) del disseny de les instal·lacions (nombre de basses del llacunatge natural, tipus de sistemes de distribució d'aigua en els sistemes d'aiguamolls construïts, nombre d'unitats de discos en un biodisc, etc.), i 3) de l'entorn (climatologia, medi receptor, etc.).

La seguretat en el funcionament de l'EDAR comporta una sèrie de costos ( [4.4 Costos associats](#) ) originats per la mà d'obra necessària, la formació d'aquests operaris i els recursos materials necessaris per dur a terme les accions i els controls pertinents.

Un altre punt que cal tenir en compte és la qualitat de l'afluent. Per garantir aquesta qualitat caldrà dur a terme una sèrie d'accions i controls a la xarxa de clavegueram ( [4.3.1 Manteniment de la xarxa de clavegueram](#) ). També caldrà fer un seguiment de l'aigua residual procedent de la xarxa de clavegueram, amb l'objectiu de detectar possibles abocaments industrials incontrolats o fora d'especificacions ( [4.3.2 Abocaments industrials a la xarxa de clavegueram](#) ).

## 4.2. SEGURETAT I FIABILITAT

Els conceptes de seguretat i fiabilitat estan directament relacionats, perquè la **seguretat** és la qualitat que un sistema no falli, és a dir, que no canviï d'un estat de funcionament satisfactori a un estat per sota d'uns nivells estàndard acceptables, i la **fiabilitat** és la mesura de confiança en la seguretat d'un sistema, és a dir, en el correcte funcionament del sistema i dels elements que el componen. Per tant, fan referència als aspectes de qualitat de funcionament d'un sistema.

Garantir la seguretat en una EDAR és molt complex, com a conseqüència de la gran quantitat de factors que hi intervenen, com ara:

- La quantitat i la qualitat de l'afluent
- Les condicions meteorològiques de l'entorn
- La fiabilitat dels diferents elements que componen l'EDAR:
  - Aparells mecànics i/o elèctrics (bombes, sondes, etc.)
  - Les estructures de les instal·lacions (parets, impermeabilitzacions, etc.)
- La fiabilitat dels controls (les anàlisis químiques i biològiques, inspeccions visuals i olfactivas, etc.)

Una mesura per verificar la seguretat de l'EDAR és el control de la qualitat de l'efluent. Si la qualitat és bona —per sobre d'uns límits fixats per les normatives vigents aplicables— és un indicador que el sistema de sanejament és segur. En cas contrari, caldrà identificar quin dels factors que intervenen en el funcionament de l'EDAR és el causant de la manca de seguretat de la planta de tractament d'aigües residuals.

El grau de fiabilitat de l'EDAR es pot quantificar estadísticament al llarg del temps de funcionament de les instal·lacions, estimant la magnitud i la freqüència de la desviació respecte als límits de qualitat. De la mateixa manera, es pot quantificar el grau de fiabilitat dels components de l'EDAR.

Per garantir la seguretat d'una EDAR es poden realitzar una sèrie d'accions:

- Efectuar les operacions adequades d'operació i manteniment. Això permet garantir la fiabilitat dels components i, en alguns casos, allargar-ne la vida útil.
- Millorar els components individuals per augmentar-ne la fiabilitat i la de tota l'EDAR.
- Dotar d'elements substitutius als components bàsics de l'EDAR. Aquesta redundància permet augmentar la fiabilitat del sistema.

## 4.3. MANTENIMENT I CONTROL

### 4.3.1. Manteniment de la xarxa de clavegueram

#### *Introducció*

La subsecció següent parla de l'operació i el manteniment en la xarxa de clavegueram. Cal insistir en la importància de gestionar el clavegueram, perquè molt sovint no es fa. La clàssica frase que diu que les clavegueres estan sota terra i no les veu ningú és prou real i exposa un estat d'ànim que dificulta que s'hi dediquin els esforços i diners que caldria.

El fet que el clavegueram no es vegi i romangui en l'oblit no impedeix que passi a acaparar tota l'atenció, de cop i volta, cada vegada que hi ha una inundació, s'enfonsa un carrer, apareixen humitats als baixos d'un edifici, es donen vessaments a llera o episodis de males olors. Tots aquests problemes es podrien evitar i/o minimitzar amb una correcta gestió del clavegueram. Pel que fa a l'operació i el manteniment, és bo que la gestió inclogui les tasques següents:

- Inspeccions i/o neteges:
  - de seguiment de l'estat de la xarxa
  - preventives o programades de la xarxa
  - preventives o programades dels embornals i reixes interceptores
  - de canals de reg, vorades i altres elements de drenatge extraordinàries
  - amb càmera CTTV (Circuit Tancat de Televisió) de suport
- Gestió i suport tècnic de:
  - manteniment i/o actualització de la cartografia
  - explotació de la informació amb eines GIS instrumentació

- inspecció sistemàtica amb càmera CTTV
- Obres de reparació, reposició i millora
- Execució d'escomeses particulars
- Altres: estacions de bombament, elements anti-DSU (Descàrrega Sistema Unitari), etc.

Aquesta relació es pot ampliar amb altres tasques més específiques i tecnificades. Cada situació haurà de tenir en compte les característiques del seu propi sistema i dels recursos (especialment econòmics) disponibles.

Com qualsevol altra gestió moderna, el clavegueram també s'ha de mantenir i s'hi ha de treballar amb les eines de suport existents: informàtiques, comptables, de planificació, etc.

Cal fer menció de l'aspecte de seguretat i prevenció de riscos. Els treballs en el clavegueram afronten dos riscos bàsics, que són: 1) el fet d'estar en contacte amb els agents patògens presents en l'aigua residual, i 2) els propis dels espais confinats, amb el risc de presència de gas H<sub>2</sub>S. Malauradament, massa sovint es produeixen morts per inhalació d'aquest gas.

Per tot això que s'ha exposat, s'entén que l'ideal és que es gestioni el clavegueram com a servei (servei públic), amb la fórmula que cada administració consideri oportuna. Aquesta gestió implica donar rellevància al clavegueram en tots els àmbits: donar-los entitat pròpia en els pressupostos, establir fórmules per recaptar diners suficients per dur a terme les activitats que s'hagin previst, fixar-los un lloc en l'organigrama de les administracions i nomenar-ne els responsables, etc.

#### *Gestió del servei*

Els treballs ordinaris estan programats per millorar l'eficàcia de la xarxa de clavegueram. A la vegada, el servei ha de tenir present la possibilitat d'haver d'actuar en cas d'emergència. Per aquest motiu cal instaurar un servei de guàrdia. És important definir bé qui té potestat per activar les emergències, sobretot quan es produeixen fora de la jornada de treball (per exemple, serveis tècnics i guàrdia municipal).

A més de l'eficàcia, una de les finalitats de la programació dels treballs és evitar tant com sigui possible interferir o dificultar l'activitat ciutadana, turística i comercial de la població. S'han de tenir en compte les festes, mercats i actes públics col·lectius que se celebren al municipi, així com l'especificitat del període de vacances.

Cal establir un procediment per poder: 1) fer servir la informació recollida del treball de camp i, si es considera necessari, 2) realitzar inspeccions visuals expressives dels pous més representatius per tenir un coneixement acurat i al dia del funcionament del sistema. Aquest coneixement s'ha de posar al servei de la prevenció, per anticipar-se als problemes allí on es prevegin i per optimitzar els treballs.

L'equip mecànic que s'utilitza en l'execució dels treballs s'ha d'ajustar a la bona pràctica d'aquest tipus de treballs. L'equip bàsic estàndard consta d'un camió cisterna succionador-impulsor i la resta de material que es descriu en l'apartat [Mitjans materials i auxiliars](#).

Coneixent el treball que s'ha de realitzar, l'equip operatiu l'executa. Abans d'inspeccionar i/o netejar el tram que toqui, cal anotar l'estat en què es troba la xarxa de clavegueram, per conèixer l'estat anterior i saber la millora que es realitza. L'estat de la xarxa a què es fa referència ha de contenir informació sobre la presència o no de pòsits, de trencaments o esquerdes, de males olors, etc. Durant la jornada de treball s'ha d'inspeccionar regularment la qualitat del treball que es dugui a terme i cal prendre notes de les anomalies que es puguin presentar. En les jornades de treball successives s'han d'analitzar les desviacions que puguin donar respecte a la programació. En cas que es produeixin, cal prendre les mesures oportunes per corregir-ho.

Les neteges dels punts més conflictius després de pluges importants s'han de dur a terme, evidentment, després d'aquests episodis. Com que, en general, la pluja es preveu que afecti de la mateixa manera tot el terme municipal, les actuacions s'han de preveure encadenades. En èpoques de probable pluviositat (primavera i tardor) s'ha d'estar alerta i adequar els treballs tant com sigui possible per aconseguir que el camió de neteja (com a element principal del treball) estigui disponible en el moment necessari.

La pràctica del servei pot fer veure que algun tram del clavegueram té problemes addicionals o específics. En aquest cas, cal adequar la planificació per dedicar l'atenció que calgui al punt especial. Les emergències, evidentment, s'han de resoldre en el moment en què es produeixin i tenen prioritats sobre les feines ordinàries. Els dies següents es recuperarà la feina que hagi pogut quedar endarrerida. Igualment, la inspecció de nous trams de xarxa es fa en el moment en què aparegui la demanda o sol·licitud.

**Gestió de la informació i informes:** el treball al clavegueram permet adquirir un coneixement importantíssim del sistema i obtenir molta informació del seu estat i funcionament. Aquesta informació i coneixement, malauradament, normalment no s'aprofiten prou bé per culpa d'una gestió antiquada. No és desitjable que la informació depengui absolutament del personal, que recorda les coses de memòria. Amb les eines informàtiques existents avui dia (bases de dades, cartografia digitalitzada, etc.), el coneixement es pot reflectir en suports mecànics, fet que permet un tractament més potent.

Cada vegada que es faci una feina s'ha de reflectir la informació que s'hagi pogut obtenir. Els operaris del camió han de dur un conjunt de plànols de la zona on treballaran, en els quals han de fer les consideracions oportunes. S'ha de disposar d'un breu resum amb les anomalies que s'hagin pogut detectar o cometre. Tal com s'ha comentat anteriorment, també cal detallar l'estat de la xarxa (canonada, pou, etc.) abans de l'actuació. El fet de portar el plànol fa que l'equip de neteja sàpiga amb anterioritat el tram que ha de netejar i pugui planificar millor el treball.

Amb la periodicitat que s'estipuli, es redacten informes dels treballs realitzats i les anomalies detectades.

Tota la informació recopilada s'ha d'anar avaluant i estudiant per determinar quines són les mancances del sistema, per proposar-hi millores. S'han de definir els paràmetres que caracteritzen les actuacions (com ara durada de la feina o zona de la xarxa) per veure si es donen comportaments repetitius, per corregir errors, etc.

**Seguretat i higiene del personal i de la població:** el personal de la brigada de treball ha d'anar perfectament equipat, tant pel que fa a la protecció personal i vestimenta com respecte a l'utilatge necessari, no només com a exigència pròpia del tipus de treball que s'ha de realitzar, sinó també com a garantia que el treball es duu a terme en perfectes condicions. Cal fer servir guants i botes.

S'ha de redactar el pla de seguretat de treball seguint la normativa establerta. Entre altres temes, però prioritàriament, el personal ha de disposar de detectors portàtils de gasos tòxics i perillosos, que s'usarà sempre que sigui necessari o quan sospiti de l'existència de condicions perilloses en algun punt. L'aparell estàndard mesura quatre gasos: monòxid de carboni, sulfur d'hidrogen, percentatge en volum d'oxigen a l'aire i gasos inflamables (que és una combinació d'alcans). Per a cada gas es poden programar alarmes, que sonen en cas que se sobrepassin els límits designats. L'aparell és manejable i pot dur-se al damunt mentre es treballa o deixar penjat a la paret si es treballa en un mateix lloc. A més, la brigada de treball ha de disposar d'equips de respiració autònoma per quan cal treballar en espais confinats. És bo que s'estableixi un procediment específic de treball en espais confinats, validat per tècnics en prevenció.

També cal tenir en compte les mesures de seguretat passives o indirectes que redueixin al màxim els riscos que comporta un sistema de clavegueram. S'ha de ventilar bé els pous abans de treballar-hi, creant corrents d'aire si és necessari; cal fer servir escales i s'ha de treballar sempre per parelles.

Quan l'equip de treball hagi de treballar de nit, cal prestar una atenció especial a assenyalar i il·luminar adequadament la zona. Igualment, en moments de treball i en el cas que momentàniament alguns pous tinguin les tapes obertes, cal senyalitzar degudament la via per avisar els vianants i conductors del possible perill. La senyalització també garanteix la seguretat dels treballadors davant el trànsit de vehicles.

**Residus:** la planificació del servei ha de preveure el tractament i l'eliminació dels residus que es generen, sempre d'acord amb la normativa corresponent.

És important determinar quin tipus de residus es generen i en quines quantitats. No és el mateix residu el que s'obté de la neteja de les caixes dels embornals, equivalent a la brossa de neteja viària, que el solatge de les clavegueres, impregnat de matèria orgànica.

Cal disposar dels espais on abocar, traspasar o buidar els residus. Quan s'aboquen a un contenidor per dur a un abocador, cal preveure quina sequedat es té i si són possibles passos per incrementar-la. Un espai ideal és l'àrea de predesbast de les depuradores d'aigües residuals.

En el cas dels camions cisterna, la neteja de la cisterna s'ha de fer amb un mínim de condicions, evitant una feina massa penosa per als operaris. Sembla que sigui només un detall, però sovint l'altura de la parets dels contenidors queda per sobre del nivell de buidatge de la cisterna. Això impedeix buidar la cisterna per gravetat i fer-ne una esbandida ràpida amb una mànega. En algunes ocasions es fan molls de descàrrega amb contenidors semienterrats per solucionar aquest problema.

Respecte dels residus, cal distingir les tasques de neteja del clavegueram del transport de residus. Les terres, sorres i llims generats en buidar les cisternes dels camions de neteja provenen de la xarxa de clavegueram; poden tractar-se com a residus procedents d'aigua residual urbana (domèstica). Les cisternes procedents d'indústries no tenen per què ser-ho, i requereixen un tractament específic.

Cal tenir tots els permisos establerts i seguir els procediments formals requerits.

### *Tasques d'operació i manteniment*

A continuació es descriuen les tasques principals de manteniment i operació en el clavegueram. Bàsicament es tracta de les neteges de la xarxa, embornals i reixes. Les obres de manteniment es poden tractar com a obres en general, i s'entén que no formen part de l'abast d'aquest capítol.

**Neteja manual de xarxa:** es tracta d'un mètode de neteja per a conduccions visitables, amb un grau de brutícia moderat i pendents majors de l'1 %. Aquesta neteja implica haver d'entrar dins del col·lector. Per aquest motiu només es farà servir en aquells punts que no puguin netejar-se de cap altra manera. Caldrà tenir molt presents les indicacions referides a prevenció de riscos en espais confinats per evitar accidents.

La neteja manual de la conducció es realitza utilitzant pales per extreure els fangs i altres sediments acumulats a la solera. El material extret es va dipositant en cubs, que es transporten fins al pou de registre més proper, d'on són extrets per l'equip d'extracció situat en superfície i que treballa conjuntament amb l'equip esmentat anteriorment. Paral·lelament, s'aprofita l'aigua a pressió del camió cisterna per arrossegat els sediments restants.

L'equip està compost per un operador de maquinària, l'encarregat del grup i dos peons. Es requereix l'ús d'un camió cisterna, amb aigua a pressió. Cal remarcar que en aquest cas no és necessari que el camió succioni. Els residus extrets són transportats per un camió d'extracció, que els du a l'abocador. És bo preveure l'ús d'algun tipus d'ascensor o elevador mecànic per extreure els recipients plens de sediments.

**Neteja mecànica amb equip mixt d'alta pressió:** aquesta metodologia no implica haver de penetrar al col·lector i és la convencional. El seu rang d'aplicació és en conduccions de diàmetre no superior a 1.200 mm, amb qualsevol pendent i grau de brutícia.

Abans d'iniciar els treballs pròpiament dits cal escollir la tovera adequada. Les característiques del tram que s'ha de netejar (secció, grau de brutícia, tipus de sediments, estat de la conducció, presència d'arrels, etc.) fan que s'esculli una tovera o una altra.

S'introdueix la mànega dins del pou i s'emboca dins del tub. S'impulsa aigua a través de la mànega. La tovera avança penetrant pel col·lector gràcies a la força de reacció del flux d'aigua posterior. Quan s'arriba al següent pou de registre, es bloca la mànega i se la fa retrocedir pel mateix camí però en sentit invers. Durant el camí de tornada se segueix impulsant aigua, de manera que els sediments arrencats o resuspesos són arrossegats pel corrent cap al pou inicial. En aquest punt s'introdueix la mànega d'aspiració, que va xuclant els sediments que hi arriben. Els residus succionats queden dins la cisterna, en el compartiment corresponent. El procés es va repetint tram a tram, i es fan tantes passades com sigui necessari fins que la conducció estigui prou neta. Un cop acabat el tram, es neteja també el pou de registre.

Les toveres bàsiques són les següents:

- "Trencadores". Sovint cal rebentar un tap per desfer un embús o cal rebentar la crosta que blindava els sediments. Per trencar es pot fer servir la mateixa tovera metàl·lica o un raig d'aigua orientat cap endavant. Les anomenades *pinya* llancen raigs d'aigua en tot el perímetre. Algunes estan dissenyades per girar i fan un efecte filaberquí.
- De tipus teula. Són planes i amples i poden avançar a ran de solera, resuspensent els sediments des de sota. S'empren també en les conduccions de secció ovoide. Algunes usen patins per avançar millor.

**Neteja d'embornals i reixes:** en la neteja dels embornals i reixes cal assegurar que es netegen tant la reixa i la caixa com la conducció fins a la claveguera. És possible preveure les tasques separatament, perquè la reixa i la caixa s'embruten molt més i pot haver-se de planificar una freqüència de neteja més alta que la de l'escomesa.

La neteja de la reixa pot haver-se de coordinar amb els serveis de neteja viària, perquè els afecta de ple. És bo que en la planificació d'aquestes tasques es prevegi la temporada de pluges.

La caixa pot netejar-se de manera manual o amb l'ajut del camió cisterna. Cal disposar d'eines adequades per aixecar les reixa quan és abatible. Sovint la reixa no es pot treure, la qual cosa dificulta molt la neteja.

Si la brutícia són bàsicament papers, palets i altres residus associats a la neteja viària, pot plantejar-se eliminar-la de manera separada a la dels sediments de les clavegueres.

Amb la caixa neta, cal fer una neteja de la conducció fins al clavegueram. En aquest cas, cal disposar d'un equip per llançar aigua a pressió, però no és imprescindible la capacitat de succionar. S'aprofita aquest repàs per fer una esbandida de la caixa.

Tenint en compte que les conduccions que connecten els embornals fins a la xarxa són de 200 o 300 mm com a màxim, cal disposar de la pressió habitual (fins a 150 kg/cm<sup>2</sup>), però amb molt poc més cabal d'aigua. Per aquest motiu, i tenint en compte que no cal succionar, es pot usar una bomba de pressió. Existeixen bombes muntades en remolcs o camionetes, molt més barates i manejables que el camió mixt estàndard. Això fa que es pugui plantejar la idea de muntar un equip específic de neteja d'embornals diferent del camió.

### *Personal*

L'organigrama teòric del personal per dur a terme el servei és el que es descriu a continuació:

- Direcció tècnica de l'ajuntament: l'equip de treball està sempre a les ordres dels serveis tècnics de l'ajuntament; en rep i li aporta informació, dades, coneixements i recomanacions per assolir un millor servei.
- Responsable del servei: se situa com a responsable del servei un tècnic coneixedor dels temes de clavegueram. Ha de tenir una formació de tècnic de grau mitjà o equivalent. La seva tasca consisteix en el suport tècnic als treballs i la relació amb l'ajuntament. A través seu s'aporta tota la informació sol·licitada per l'ajuntament, tant la regulada com la que pugui demanar puntualment. És l'interlocutor amb l'Administració.
- Capatàs: persona amb una furgoneta per coordinar i supervisar les tasques de neteja, preventiva i de reparació. Supervisa la feina del dia a dia. Té comandament sobre els operaris del camió. És qui inspeccionarà la xarxa per adequar els treballs a les zones més necessitades. En cas d'emergències, pot acudir al lloc abans que el camió per determinar millor quins mitjans cal emprar o per avaluar quina resposta es dona (urgència immediata, si pot esperar a l'endemà, etc.). Pot acompanyar els serveis tècnics a inspeccionar o revisar punts, tant per facilitar la feina (obrir pous, vigilar el trànsit, etc.) com per aportar el seu coneixement de la zona.
- Equip de treball del camió cisterna: és el que realitza la feina de neteja de la xarxa. Està compost per dues persones, l'oficial de primera i un peó com a ajudant. L'oficial de primera és el responsable directe dels treballs que s'han de realitzar. Té cura del control, la coordinació, la inspecció i la presa de dades en les feines. La seva missió principal és manejar el camió i dirigir el peó ajudant. La complexitat de la maquinària del camió impulsor aspirador i del seu funcionament obliga que el xofer sigui una persona responsable i bona coneixedora del tema. El peó l'ajudarà en tot el que sigui necessari.

Com que l'equip és de dues persones, no es pot donar cap cas en què un operari hagi de realitzar una tasca sol, amb el perill que això comportaria. Sempre que sigui necessari es disposarà d'un segon peó per ajudar en les tasques de neteja.

- Altres equips de treball: a més del camió mixt d'alta pressió, que és l'element bàsic per a l'explotació del clavegueram, el servei pot disposar d'altres equips, com ara camionetes, equips de neteja d'embornals, equips d'inspecció per CTTV, etc.

Quan l'equip consti d'un sol operari, aquest ha de tenir molt present que certes tasques no les pot fer sense un acompanyant. L'encarregat o el cap del servei han de preveure-ho i muntar l'actuació amb altres equips.

Les tasques de manteniment poden incloure també obres. Per la seva especificitat, les obres han de tenir la seva programació i estructura.

- Personal col·laborador: s'inclou en aquest apartat el personal que, sense tenir un contacte directe amb el servei, hi treballaria de manera indirecta i parcial. Així, podrien formar-ne part:
  - Personal de l'oficina central (enginyers, perits, aparelladors, delineants, etc.).
  - Personal del laboratori (químics, farmacèutics, etc.).
  - Personal del servei geològic (geòlegs, aparelladors, etc.).
  - Personal d'assessories jurídiques i econòmiques (advocats, economistes, etc.).
  - Personal de comptabilitat central.

### Mitjans materials i auxiliars

Un bon servei de neteja i atenció del clavegueram, a més del personal operari i tècnic adequat i de l'experiència i coneixement en la matèria, es basa necessàriament en el fet de disposar d'un bon material i equips. En principi, l'eina principal és un camió impulsor succionador d'alta pressió, capaç d'arribar a 250 kg/cm<sup>2</sup>, i prou gros (a partir de 8 m<sup>3</sup> de cisterna) per poder recollir prou brutícia en cada viatge. El camió ha de tenir una capacitat d'aigua neta no inferior a 3 m<sup>3</sup> i una capacitat d'emmagatzematge de llots de 4 m<sup>3</sup> com a mínim.

Un cop assegurada l'existència d'un camió, també cal disposar de la resta d'eines que permetin treballar adequadament i amb seguretat. Finalment, el servei ha de disposar de la resta d'eines o equips normals per dur a terme qualsevol tasca industrial.

**Mitjans materials i auxiliars per al clavegueram:** a continuació es descriuen breument els mitjans mecànics i auxiliars més significatius d'un servei de clavegueram, així com les seves funcions principals:

**EQUIP ASPIRADOR IMPULSOR MIXT DE MÀXIMA PRESSIÓ:** l'equip mixt permet alhora llançar aigua a pressió, per trencar embussos i per arrossegar sediments, i succionar materials fins a la cisterna. Habitualment, la cisterna està compartimentada i té una part amb aigua neta per llençar a pressió i una part per emmagatzemar la brutícia succionada.

Qualsevol feina de desobturació o neteja es fa amb l'aigua que el mateix equip porta, que és impulsada a alta pressió mitjançant una bomba d'èmbol contra les parets de la conducció o superfícies que es vol netejar i fins i tot en les conduccions, en la seva mateixa direcció, quan els residus obturen totalment el conducte.

S'aprofita l'efecte de reacció per introduir a la canonada una mànega amb una tovera especial, que quan es treu arrossega els residus produïts. Després, un depressor-compressor fa el buit i aspira els residus, sense cap més limitació per al pas d'objectes sòlids que el diàmetre de la boca d'aspiració.

Per poder entendre millor el funcionament de l'equip, a continuació es descriuen les diferents parts que el componen:

- **CISTERNA:** la cisterna es construeix en forma cilíndrica, totalment en xapa d'acer. Les unions de les diferents xapes que li donen forma es fan mitjançant soldadura elèctrica, segons normes ASME. Les soldadures són inspeccionades totalment, per comprovar l'absència d'esquerdes, fent proves no destructives.

El fons posterior es munta a sobre de frontisses que permeten l'obertura total, formant "porta autoclau". Aquesta disposició és útil per fer la neteja interior. La porta assegura un bon ajust amb la cisterna mitjançant una junta hermètica de cautxú sintètic. L'accionament de la porta autoclau es fa mitjançant un sistema hidràulic, que fa servir dos cilindres hidràulics de doble efecte, instal·lats a cadascun dels costats de la frontissa de la porta, amb 4 o 5 grapes, segons el diàmetre, que es mouen a mà.

A l'interior de la cisterna hi ha un tercer fons de característiques semblants als extrems. Amb aquesta distribució d'espais, la part del davant de la cisterna es fa servir per transportar aigua neta, que

subministrarà a la bomba d'alta pressió, i la part del darrere rep i transporta els fangs que han estat succionats.

A la part del davant es disposen dos nivells transparents, que s'han dimensionat per a les pressions i buits que han de suportar i que permeten veure en tot moment quins són els nivells de líquids i fangs que es transporten. El que correspon als costats està protegit exteriorment dels cops i incorpora claus de pas a ambdós extrems, per prevenir possibles trencaments.

També a la part de sobre i al filtre de decantació de líquids en suspensió, es disposa d'un manovacuumètre graduat en kg/cm<sup>2</sup> i en cm de columna de mercuri, que indica la pressió o el buit.

La cisterna es munta a sobre del xassís del camió amb un pendent cap a la part del darrere que afavoreix la descàrrega i la neteja del dipòsit.

A la part de sobre del dipòsit d'aigua neta es munta un pas d'home normalitzat de tancament hermètic, que permet l'accés a l'interior, per fer les tasques de manteniment de la unitat.

Per al disseny i càlcul de la cisterna es fan servir les normes AD-MERKBLATT.

- **DEPRESSOR-COMPRESSOR i ACCIONAMENT:** aquests equips disposen d'un depressor-compressor de tipus RR PF-50, que funciona pel principi de paletes flotants. Es construeix amb un estator en fosa d'alta resistència, un rotor excèntric respecte a l'estator i amb ranures longitudinals, i una sèrie de paletes de fibra sintètica d'alta duració, muntades a les ranures esmentades. Quan el rotor està en moviment, per l'acció de la força centrífuga, les paletes s'apropen cap a l'interior de l'estator i formen unes cambres de volum variable estanques que produeixen un augment de la pressió de l'aire aspirat.

A sobre del conjunt es disposa d'una vàlvula d'inversió pressió-buit. El control de la lubrificació es fa mitjançant una bomba d'engranatges incorporada que agafa l'oli d'un dipòsit solidari amb el cos del depressor-compressor. Aquest dipòsit porta incorporat un nivell. La refrigeració del conjunt es fa per circulació.

Les prestacions habituals són les següents:

- Cabal d'aire: 512 m<sup>3</sup>/h
- Buit màxim: 97,3 %
- Règim normal: 1.450 rpm

L'accionament d'aquest depressor-compressor es fa per una presa de força reforçada, que permet un accionament d'una potència de fins a 40 CV, muntat en un punt de registre corresponent a la caixa de canvis, amb comandament d'engranatge i desengranatge pneumàtic. De l'anomenada *presa*, el parell motor es transmet a la bomba mitjançant una transmissió.

- **DISPOSITIUS de SUCCIÓ i DESCÀRREGA:** al fons del darrere de la cisterna, i al punt més baix, es disposa d'una vàlvula d'esfera d'acer inoxidable de comandament manual i de diàmetre de 100 mm, que es fa servir per fer la càrrega i descàrrega de la cisterna. A l'interior, i coincidint amb l'esmentada vàlvula, hi ha un obturador de disc que tanca el pas dels líquids de la cisterna, si no es fa cap intervenció manual des de l'exterior. Aquesta vàlvula incorpora una connexió ràpida, de tipus RRE-10, on es poden posar les mànegues subministrades amb l'equip. Aquestes mànegues són tres trams semirígids armats de 100 mm de diàmetre i amb connexió RRE-10, de 3 m de llargada.
- **DISPOSITIUS de SEGURETAT:** a la part de sobre de la cisterna es disposa d'una vàlvula de seguretat que evita sobrepressions de més de 5 kg/cm<sup>2</sup>, que és la pressió de tara de la vàlvula. Abans d'aquesta vàlvula hi ha un disc de trencament, tarat a 1,5 kg/cm<sup>2</sup>. Encara es disposa d'una segona vàlvula de seguretat a la sortida del compressor-depressor.

Per evitar el pas de líquids o sòlids a l'interior del compressor-depressor, amb la consegüent possibilitat d'avaries, s'han previst dues vàlvules de flotador, disposades a la conducció d'aire de la cisterna al compressor-depressor. Una d'aquestes es troba a l'interior de la cisterna i actua tancant l'extrem de l'esmentada conducció al seu punt més alt. L'altra es troba a l'exterior de la cisterna; forma part d'un



decantador intercalat a l'esmentada conducció, que porta un tap transparent que es fa servir de fet com a visor, i una vàlvula per al drenatge.

- **OMPLIMENT del DIPÒSIT d'AIGUA NETA:** per omplir el compartiment d'aigua neta, es disposa, en un lateral de l'esmentat compartiment, d'una connexió ràpida de tipus RR-7, amb una clau de pas. Com a mànega de succió, es fa servir un tram de 5 m de llargada i 70 mm de diàmetre, de mànega semirígida amb ràcord en un extrem i amb connexió ràpida RRE-7, al costat d'on es connecta al dipòsit d'aigua neta. Es disposa, a més a més, d'una vàlvula a la part superior per fer el buit i carregar en funció del mateix.
- **BOMBA d'ALTA PRESSIÓ:** la bomba d'alta pressió, model ROSTOR 3150, permet el subministrament d'un cabal de 250 l/min a una pressió màxima al capçal de 250 kg/cm<sup>2</sup>. Aquesta bomba funciona pel principi dels èmbols impel·lents, i a continuació descriurem les seves característiques principals:

El càrter de la bomba, en fosa nodular d'alta qualitat, conté el reductor, el cigonyal i les tres bieles corresponents als èmbols. Conté també l'oli de lubricació necessari per a aquests elements, i disposa d'un tap amb barreta de nivell per a l'ompliment i un altre per al buidatge, així com un altre de ventilació.

En uns allotjaments de la culata hi ha les tres camises, dintre de les quals es mouen mitjançant les bieles els tres èmbols. L'hermeticitat entre els èmbols i les seves corresponents camises es fa per uns retenidors de fibra especial i uns anells trencats. Tant la culata com els conjunts de camises i èmbols es poden intercanviar, cosa que permet variar les prestacions de la bomba.

Tres molles d'acer inoxidable accionen les vàlvules d'aspiració, que deixen passar l'aigua procedent del dipòsit de la cisterna. Tres vàlvules més amb les seves molles corresponents deixen sortir l'aigua impulsada per cada èmbol. Aquest conjunt de vàlvules està disposat a la culata, també de fosa nodular, que es pot desmuntar per fer més fàcil el recanvi de les peces de desgast. A la culata hi ha una sèrie de canals que coincideixen amb les vàlvules per al pas de l'aigua i que, per la seva especial disposició, en cas que es tanqui la sortida de l'aigua a pressió, continuen treballant en circuit tancat.

La bomba disposa a) d'un manovacuumètre de glicerina, b) d'una vàlvula de seguretat que funciona per la pressió de servei, la qual cosa estalvia sobrecàrregues al circuit, i c) d'un regulador d'impulsos.

Un filtre de cartutx recanviable posat a la presa d'alimentació de la bomba evita que passi brutícia al seu interior.

- **ACCIONAMENT de la BOMBA d'ALTA PRESSIÓ:** l'accionament de la bomba d'alta pressió es porta a terme mitjançant un motor auxiliar PEGASO 9105 o semblant. Aquest motor s'acompanya dels accessoris necessaris per al funcionament, que són: radiador, quadre de comandament, etc. El gasoil i l'energia elèctrica per al seu funcionament s'agafen del bastidor principal. L'acoblament amb la bomba es porta a terme mitjançant un embragatge amb comandament automàtic.
- **EQUIPS de MÀNEGUES d'ALTA PRESSIÓ:** connectats directament al circuit d'alta pressió, mitjançant uns ràcords giratoris especials, l'equip incorpora dues bobines amb mànega semirígida amb reforç metàl·lic, especial per a les feines de neteja i desobturació. Una de les bobines, amb accionament oleohidràulic, incorpora 80 m de mànega, de 1/2" a 3/2" de diàmetre, amb ràcords a l'extrem lliure per a l'acoblament dels diferents broquets de neteja. L'accionament d'aquesta bobina es fa mitjançant una transmissió oleohidràulica, formada per una bomba d'engrenatges acoblada mitjançant una politja i la seva corretja al motor auxiliar i un motor oleohidràulic de baix règim, acoblat amb una transmissió de cadena a la bobina. Un distribuïdor de doble efecte, amb retorn automàtic, mana tant el sentit de gir de la bobina com la seva aturada, i un regulador de cabal permet controlar la velocitat de gir. El circuit disposa de les corresponents mànegues flexibles, vàlvules de seguretat, vàlvules limitadores de pressió, etc.

L'altra bobina, de menors dimensions, disposa de 20 m de mànega semirígida de 3/4" de diàmetre, també amb ràcords als extrems, com l'anterior. En aquesta s'acobla normalment la pistola rajadora, una eina per als racons i punts finals dels trams que s'han de netejar i desobturar. El seu accionament és manual, mitjançant una maneta desmuntable.

- **QUADRE de COMANDAMENT dels CIRCUITS d'ALTA PRESSIÓ de SUCCIÓ:** al carenat de la bobina d'accionament hidràulic es troba una part del quadre de comandament de l'equip.

A continuació descriurem els elements accessoris:

Un manovacuòmetre de control de la pressió de sortida d'aigua.

Dues claus de pas amb comandament per maneta, que són les encarregades de subministrar l'aigua a alta pressió a les dues bobines indistintament.

La maneta del distribuïdor i el comandament del regulador esmentats en descriure l'accionament oleohidràulic de la bobina més gran.

El comandament de l'embragatge del motor d'arrencada.

Al costat del motor auxiliar es troba el seu propi quadre de comandament (clau de contacte, estrangulador, manòmetre d'oli, termòmetre d'aigua de refrigeració, accelerador, etc.).

A un costat del xassís hi ha el comandament de la clau del depressor-compressor.

- **ELEMENTS de SEURETAT:** tots els elements que sobresurten a la part de sobre de la cisterna, com les mànegues de connexió, la vàlvula de seguretat, etc., es protegeixen mecànicament davant bolcades, amb unes baranes en tub que suporten el pes de la cisterna plena més les sobrecàrregues dinàmiques que es poden produir ocasionalment.

La instal·lació elèctrica es fa amb materials totalment blindats. Les bateries es protegeixen a l'interior d'una caixa metàl·lica, i es posa un desconnectador addicional a la cabina del vehicle i els elements necessaris per descarregar a terra l'electricitat estàtica produïda per la marxa normal del vehicle.

**ALTRES EQUIPS DE NETEJA:** l'equip descrit en l'apartat anterior és el camió habitual. Cada vegada, però, hi ha més equips que incorporen variacions i/o millores. Cal trobar l'òptim per a cada tipus de feina que es vol realitzar. Per exemple, si es treballa en una zona amb molta facilitat de càrrega d'aigua neta no és prioritària la capacitat d'emmagatzemar aigua, però si es treballa en una zona aïllada, sí que ho serà. Per tant, el mateix equip esmentat pot definir-se amb molt diverses concrecions. Les variables que cal decidir són la repartidora de volum aigua neta/residus, l'existència de dos motors o d'un de sol i embragatge, el xassís, la potència i les prestacions de les bombes, el nivell dels acabats, les prestacions d'ergonomia, etc.

Alguns camions tenen la cisterna cilíndrica únicament per als residus; l'aigua neta va en dipòsits rectangulars col·locats als laterals. Poden decidir-se camions amb cisternes més petites (3 a 5 m<sup>3</sup>) o molt més grosses (12 a 20 m<sup>3</sup>). Existeixen camions amb cisterna remolc.

Hi ha un camió que té la capacitat de recuperar l'aigua bruta i fer-la servir com a aigua per a llençar a pressió. És autosuficient quant a aigua. La recuperació es fa mitjançant filtres i ciclons, per eliminar les partícules en suspensió. Aquests equips són molt més cars i complexos que els estàndard, però acostumen a ser més potents i permeten uns rendiments de neteja molt millors perquè no han de parar per recarregar aigua.

Una variant d'aquests camions està pensada per buidar fosses sèptiques. Es buida la fossa succionant-la, però després es resembra amb la flora bacteriana que s'ha separat de la part líquida.

Com a complement del camió, que fa la feina principal, poden usar-se altres conjunts d'eines. És molt adient disposar d'un remolc per traslladar les eines al punt de neteja, així com, si s'escau, per poder retirar la brutícia generada. Si el camió no és necessari en tots els casos, és pràctic disposar d'un vehicle tot terreny per arrossegar el remolc. El mateix Jeep pot dur les eines. Aquest vehicle serveix a la vegada per a tasques de vigilància i de control a les instal·lacions que queden en zones d'accés difícil.

Al mercat existeixen també uns equips suplementaris o complementaris al camió impulsor-aspirador. Es tracta de remolcs amb bomba d'impulsió, per projectar aigua a pressions de fins a 120 kg/cm<sup>2</sup>. En aquest cas no es disposa de succionador per recollir l'aigua i la brutícia que s'ha d'extreure. L'equip no permet el joc del camió, però és adequat per a treballs de poca importància o en punts on el camió no pot accedir o on li faltaria maniobrabilitat.

També es disposa d'un equip especialment pensat per a la neteja d'embornals en carrers estrets o de difícil accés. Consta d'un dipòsit per a 1.000 l d'aigua i un equip de pressió de tipus Kärcher capaç d'impulsar l'aigua a 150 kg/cm<sup>2</sup> de pressió. Aquest equip va muntat a l'interior d'una furgoneta o camioneta.

**EQUIP D'INSPECCIÓ PER CTTV:** un equip de gran interès, imprescindible en les tasques d'inspecció, és la càmera de circuit tancat de televisió. Una càmera instal·lada damunt d'un petit robot teledirigit es desplaça per les canonades i les filma. L'equip es comanda des d'una furgoneta a l'exterior. A la furgoneta, en una pantalla usual de vídeo i/o a la del PC de control, es van passant les imatges. El comandament del sistema inclou dirigir l'objectiu cap allà on es vulgui, en totes les direccions, per filmar ben bé tots els punts que es consideri convenient. A més de les imatges vistes a temps real, tot el procés queda enregistrat en vídeo i/o format digital en DVD, i es pot tornar a veure tantes vegades com sigui necessari. A la cinta hi queden gravades dades elementals per poder localitzar posteriorment qualsevol punt.

**EQUIPS COMPLEMENTARIS:** per al bon funcionament del servei és necessari disposar dels equips que permetin accedir als pous de registre i a les canonades. Per això cal tenir parpalines, barres, martells, escales i maces.

Quan cal entrar en pous o recuperar instal·lacions de dins, com ara bombes, vàlvules o altres, o bé quan es vol inspeccionar un espai inundat, cal disposar de bombes de buidatge. Aquestes bombes han de ser específiques d'aigua residual, per poder vehicular un fluid abrasiu i amb objectes grossos en suspensió.

Malgrat que també s'esmenten com a equips de seguretat, la pràctica de la neteja obliga a disposar de cordes, escales, llums, etc.

També cal disposar d'un equip emissor que s'acobla al final de la mànega. Es fa entrar la mànega per la canonada, i en superfície es va detectant, amb el receptor, el senyal que emet. Això permet determinar el traçat que ha seguit la mànega i la fondària a què es troba. Aquesta tècnica és molt útil per col·locar canonades allà on no hi ha registres o se'n perd el rastre, sense necessitat de cap actuació "destructiva".

**EQUIPS DE SEGURETAT:** l'explotació de serveis de clavegueram implica un risc elevat per a la seguretat dels treballadors. Es treballa en unes condicions en què poden donar-se casos de falta d'oxigen (i asfíxia) i de formació de gasos tòxics, com sulfur d'hidrogen. Malauradament, la bibliografia descriu casos extrems de mort de persones per aquestes causes. Per tot això és vital extremar les precaucions i dotar-se de l'equip de seguretat més adequat per reduir al màxim els riscos.

A pesar del que s'ha dit, és bo recordar que no tota la qüestió de la seguretat depèn dels equips. La pràctica del dia a dia permet prendre unes mesures que redueixen el perill. Són accions del tipus anar sempre dues persones com a mínim, obrir les tapes del tram superior i inferior per ventilar, etc.

El material de seguretat pròpiament dit està constituït per:

- botes, guants i cascos
- cordes, arnesos i trípede amb corriola anticaigudes
- llums
- detectors de gasos, amb alarmes
- màscares amb filtre de gasos tòxics
- equips de respiració autònoma

**EQUIPS DE SENYALITZACIÓ VIÀRIA:** la realització de la neteja del clavegueram es duu a terme al carrer, molts cops en zones de molta afluència de persones i vehicles. Aquesta qüestió té una repercussió important pel que fa a molèsties al veïnat i també a la seguretat. Cal assenyalar correctament les obres o els punts on hi ha gent treballant, per evitar accidents contra els operaris i contra els vehicles de particulars. Igualment, mentre els forats dels pous estan oberts, o si han de quedar així durant unes hores, és imprescindible senyalitzar-los i evitar el perill que algú o alguna cosa pugui caure a dins. Per tot això, cal disposar de:

- llums, balises i intermitents
- cons i senyals de trànsit
- planxes metàl·liques per tapar provisionalment els forats
- armilles reflectores.

**EQUIPS D'OFICINA:** tota gestió eficaç s'ha de basar en una bona gestió de la informació de què es disposa i de la que es va obtenint de l'execució del servei. És obvi, a més, que l'Ajuntament, com a titular del servei, voldrà dur a terme un control del contractista. Això torna a pressuposar una bona gestió de la informació. En l'àmbit empresarial també calen controls i informes per garantir el bon funcionament de l'empresa.

Avui dia, la informàtica d'usuari aporta una gran quantitat de programes per dur a terme fàcilment i amb resultats molt dignes totes aquestes feines de seguiment, càlcul i elaboració d'informes i memòries. Aquests programes funcionen amb ordinadors personals "senzills".

**Relació teòrica de material a disposició d'un servei:** El material és el següent:

- Camió aspirador impulsor mixt d'alta pressió, amb cisterna de 8-10 m<sup>3</sup>, 250 kg/cm<sup>2</sup> de pressió i 250 l/min, i depressor de 50 m<sup>3</sup>/h cabal d'aire.
- Equip de mànegues d'alta pressió resistents fins a 400 kg/cm<sup>2</sup>.
- Equip de mànegues de succió: 3 trams de 3 m, de 10" diàmetre.
- Joc de boques per a diferents tipus d'actuacions (netejar, rebentar, etc.)
- Equip emissor-detector per determinar pas de la mànega
- Furgoneta
- Equip de talladora d'arrels
- Eines de camp: pales, pics, parpalines, barres, martells i masses.
- Cordes, escales, llanternes, llums i armilles reflectores
- Botes, guants i cascos
- Cordes, arnesos i trípod
- Equips de respiració autònoma estàndard
- Detector de gasos, amb alarmes de sensors de gasos explosius, CO, H<sub>2</sub>S i fracció en volum d'oxigen a l'aire. Capacitat de funcionament fix o portàtil per acompanyar l'operari.
- Llums, balises i intermitents
- Cons i senyals de trànsit
- Equip de TV de circuit tancat. Càmera en color. Capacitat de redacció d'informes automàtics *in situ*. Impressió de fotografies *in situ*. Capacitat de mesura de pendents. Capacitat de mesura de distàncies per làser.

Els vehicles han d'estar dotats d'equip de radiofonia o de telèfons mòbils per estar permanentment comunicats amb les oficines. D'aquesta manera es poden rebre i donar ordres en temps real en cas de necessitat.

Per a les obres de reparació i substitució de tapes de registre i embornals cal disposar de tots els equips i del material necessaris per treballar adequadament i obtenir uns resultats de qualitat.

#### **4.3.2 Abocaments industrials a la xarxa de clavegueram**

En aquesta subsecció es descriuen els aspectes més rellevants que permeten fer un seguiment dels abocaments industrials a la xarxa de clavegueram i, de retruc, garantir la qualitat de l'afluent. Els abocaments als col·lectors estan regulats per legislació estatal, autonòmica i local. En el punt [4.3.2.1 Legislació i competències](#) es revisen aquestes normatives i després, en el punt [4.3.2.2 Estudi comparatiu dels límits d'abocament en ordenances municipals i reglaments d'aigües residuals industrials](#), es fa un estudi comparatiu dels límits d'abocament en diverses ordenances i reglaments municipals sobre aigües residuals industrials. Un altre aspecte important en el control d'abocaments a la xarxa de clavegueram és la presa de mostres. Així doncs, es descriuen les tècniques de mostreig per a l'anàlisi de les aigües residuals ([4.3.2.3 Mètodes analítics](#)) i diversos aspectes relacionats amb les mostres. La presa de mostres té tanta importància com la mesura del cabal. Per aquest motiu també es descriuen les tècniques d'aforament de cabals ([4.3.2.5 Tècniques d'aforament de cabals](#)). Les inspeccions sobre els abocaments d'aigües residuals industrials segueixen un protocol, que es reflecteix en una metodologia estàndard del procediment de les inspeccions ([4.3.2.6 Metodologia estàndard per al procediment d'inspecció i presa de mostres en abocaments d'aigües residuals industrials](#)). Tal com es descriu en el punt [4.3.2.7 Tècniques per al control en continu d'abocaments industrials](#), alguns d'aquests controls d'abocaments industrials es poden fer en continu. Per acabar aquesta subsecció, es presenta la incidència dels abocaments industrials als sistemes de sanejament, segons els diferents tipus d'indústries ([4.3.2.8 Incidència dels abocaments industrials en els sistemes de sanejament](#)).

##### 4.3.2.1 Legislació i competències

Normativa estatal i autonòmica de règim local

- La [Constitució espanyola](#)

- La Llei 7/1985, de 2 d'abril, reguladora de les bases de règim local (legislació bàsica estatal en matèria de règim local), modificada per la Llei 57/2003, de 16 de desembre, de mesures per a la modernització del govern local.
- [Decret legislatiu 2/2003](#), de 28 d'abril, pel qual s'aprova el text refós de la llei municipal i de règim local de Catalunya (Llei d'ordenació general de desplegament de la normativa bàsica estatal).

#### Legislació de l'Estat

**Aigua:** text refós de la Llei d'aigües, aprovat pel Reial decret legislatiu 1/2001, de 20 de juliol, i reglaments de desplegament, modificat per la Llei 62/2003, de 30 de desembre, que transposa a l'ordenament intern la Directiva 2000/60/CE, per la qual s'estableix un marc comunitari d'actuació en l'àmbit de la política d'aigües:

- Regula els usos i l'aprofitament de l'aigua.
- Delimita les competències entre l'Estat i les comunitats autònomes.
- Regula els abocaments.

**Sanejament:** Directiva 91/271/CEE, de 21 de maig de 1991, sobre tractament d'aigües residuals, modificada per la Directiva 98/15/CE de la Comissió, de 27 de febrer de 1998.

Reial decret 11/1995, de 28 de desembre, pel qual s'estableixen les normes aplicables al tractament de les aigües residuals urbanes, modificat pel Reial decret legislatiu 17/2001, de 20 de juliol, pel qual s'aprova el text refós de la Llei d'aigües.

Reial decret 509/1996, de 15 de març de 1996, de desplegament del Reial decret 11/1995, pel qual s'estableixen les normes aplicables al tractament de les aigües residuals urbanes, modificat pel Reial decret 2116/1998, de 2 d'octubre.

Reial decret 606/2003, de 23 de març, sobre mesures de regularització i control d'abocaments.

#### Legislació autonòmica

**Aigua:** Llei 6/1999, de 12 de juliol, d'ordenació, gestió i tributació de l'aigua. Es van modificar determinats aspectes tributaris per mitjà de la Llei 3/2000, de 19 de maig, de pressupostos de la Generalitat per a l'any 2000 i la seva llei d'acompanyament, Llei 4/2000, de 26 de maig, de mesures fiscals i administratives, avui refosa en el [Decret legislatiu 3/2003](#), de 4 de novembre, pel qual s'aprova el text refós de la legislació en matèria d'aigües a Catalunya.

#### Reglamentació municipal d'abocaments a la xarxa de clavegueram

Un dels elements més importants en la gestió del sanejament municipal és la redacció d'una ordenança de sanejament lògica, realista i viable des d'una doble perspectiva: tècnica i administrativa. A Espanya, i més concretament a Catalunya, des que el 1968 es va publicar l'ordenança d'abocaments a la xarxa de clavegueram de l'Ajuntament de Barcelona, s'han elaborat moltes lleis, ordenances i reglaments en aquesta matèria.

Una ordenança de sanejament municipal s'ha de crear des del coneixement de la realitat social i física de l'àmbit geogràfic que es vol reglamentar. Els punts i conceptes més importants que s'han de desenvolupar en una ordenança d'aquest tipus són:

- Llista de les indústries o activitats empresarials que estan obligades a sol·licitar una autorització d'abocament i que són susceptibles de ser controlades per l'Administració local.
- Límits d'abocament.
- Relació de substàncies prohibides.
- Autorització de connexió.
- Autorització d'abocament.
- Programes de reducció de la contaminació.
- Procediment sancionador.

Per obtenir més informació es pot consultar [www.ema-amb.com/ca/normativa](http://www.ema-amb.com/ca/normativa).

**Objectiu de la reglamentació i del control de les connexions** Les fotografies que es presenten a continuació (Figura 4.1) mostren alguns episodis reals de connexions il·legals i mal concebudes que 1)

degraden les xarxes de sanejament i 2) contaminen les EDAR, n'impossibiliten el tractament i, indirectament, contaminen el medi receptor.



**Figura 4.1.** Detalls que mostren connexions il·legals o mal construïdes.

#### Obligació d'autorització d'abocament

Estan obligades a obtenir una autorització d'abocament al sistema públic d'abocament de titularitat municipal i/o metropolitana:

1. Totes les instal·lacions amb un cabal de subministrament superior a 6.000 m<sup>3</sup>/any.
2. Totes les instal·lacions que, amb independència del cabal indicat en el punt anterior, es troben en la classificació següent:
  - a. Els usuaris l'activitat dels quals estigui compresa en les seccions C, D i E de la Classificació Catalana d'Activitats Econòmiques del 1993, aprovada pel Decret 97/1995, de 21 de febrer ([www.idescat.net/classif](http://www.idescat.net/classif)).
  - b. Totes les activitats que no estan incloses en l'apartat anterior poden ser considerades potencialment contaminants per les administracions competents.
  - c. Totes aquelles activitats —d'acord amb les especificacions del Reial decret 606/2003, de 23 de maig, pel qual es modifica el Reial decret 849/1986, d'11 d'abril— que es troben incloses en la relació que figura a la Taula 4.1.

**Taula 4.1.** Llista d'activitats especificades en el Reial decret 606/2003 que requereixen una autorització d'abocament al sistema de sanejament públic.

CCAEE-93	Activitat
01.21	Explotació de bestiar boví i producció de llet crua
01.22	Explotació de bestiar oví, cabrum i equí
01.23	Explotació de bestiar porcí
01.24	Avicultura
01.25	Altres explotacions de bestiar
01.30	Producció agrícola combinada amb la producció ramadera

01.41	Activitats dels serveis relacionats amb l'agricultura
01.42	Activitats dels serveis relacionats amb la ramaderia, llevat de les activitats veterinàries
05.02	Aqüicultura
50.20	Manteniment i reparació de vehicles de motor
50.50	Venda al detall de carburants per a l'automoció
73.10	Recerca i desenvolupament sobre ciències naturals i tècniques
74.30	Assaigs i anàlisis tècnics
74.81	Activitats de fotografia
85.11	Activitats hospitalàries
93.01	Rentatge, neteja i tenyida de peces tèxtils i de pell
93.03	Pompes fúnebres i activitats que s'hi relacionen

#### 4.3.2.2 Estudi comparatiu dels límits d'abocament en ordenances municipals i reglaments d'aigües residuals industrials.

Des del 1968, any en què l'Ajuntament de Barcelona va publicar un reglament d'abocaments a la xarxa de clavegueram, han passat molts anys i ha aparegut, per tot l'Estat espanyol, un gran nombre d'ordenances i reglaments en aquesta matèria.

El 1997, el grup de treball d'Inspecció d'Abocaments de la Comissió IV de l'Associació Espanyola d'Aigües i Sanejament (AEAS) va publicar un reglament d'abocaments guia, per al qual va utilitzar com a referència diferents reglaments i ordenances publicats. El grup de treball actual ha recuperat aquells reglaments, els ha actualitzat i els ha completat amb altres que s'han publicat posteriorment. Les ordenances i reglaments estudiats corresponen a les administracions que es detallen a continuació, juntament amb la data de la publicació i la data de la darrera actualització (Taula 4.2).

**Taula 4.2.** Llista d'ordenances i reglaments estudiats.

<b>Administració</b>	<b>Document de referència</b>	<b>Actualització</b>
ACA	DOGC 28/05/2003	Maig 2003
Alacant		Octubre 2002
Añarbe	Esborrany	Octubre 2002
Àrea Metropolitana Barcelona	BOP Barcelona núm. 59 de 09/03/2000	Juny 2004
Burgos		Octubre 2002
Castelló	BOP Castelló núm. 9 de 21/11/1995	Febrer 2003
Confederació Hidrogràfica Tajo		Octubre 2002
Consell Osona	Comarcal BOP núm. 106 de 04/05/1994	Octubre 2002
Consell Maresme	Comarcal Aprovació 21/11/2000	Ajuntament de Octubre 2002
Consell Guipúscoa	Aigües BOP Guipúscoa de 15/05/1996	Octubre 2002
Consorci Besòs	BOP Barcelona núm. 148 de 22/06/1994	Octubre 2002
Còrdova	BOP Còrdova núm. 32 de 04/03/2003	Abril 2003
Generalitat València	Document Generalitat 1996	Octubre 2002

Gran Bilbao	BOP Bilbao de 16/03/1989	Octubre 2002
Guadalajara	BOP Guadalajara de 05/12/1991	Octubre 2002
Jerez	BOP Cadis núm. 89 de 20/04/1992	Octubre 2002
L'Alcora	BOP Castelló núm. 81 de 04/07/2000	Octubre 2002
La Rioja		Octubre 2002
Lekeitio		Octubre 2002
Lugo	BOP Lugo de 19/06/1995	Octubre 2002
Madrid	BOG Madrid núm. 157 de 05/07/1994	Octubre 2002
Màlaga	BOP Màlaga d'11/04/1995	Octubre 2002
Múrcia	Reglament Ajunt. BORM de 07/14/1986	Març 2003
Múrcia	Decret 16/99 CA BORM de 29/04/1999	Març 2003
Navarra		Octubre 2002
Onda – Betxí – Vila-real	BOP núm. 125 i 132 de 1997	Febrer 2003
Rubí	BOP Barcelona núm. 290 de 03/12/1992	Octubre 2002
Sabadell	BOP Barcelona de 30/05/2001	Octubre 2002
Salamanca	BOP Salamanca de 22/06/1992	Octubre 2002
Santander		Octubre 2002
Santiago	BOP núm. 243 de 22/10/1997	Octubre 2002
Sevilla		Octubre 2002
Terrassa	BOP Barcelona núm. 110 de 08/05/1999	Octubre 2002
Txingudi (Irun)	BOG núm. 247 i 122 de 29/12/1997 i 01/07/1998	Octubre 2002
Vacarisses	Ajuntament juny 2000	Octubre 2002
Valladolid		Octubre 2002
Vall d'Uixó	BOP núm. 50 de 22/04/2000	Octubre 2002
Vigo	BOP Pontevedra de 16/12/1993	Octubre 2002
Viladecavalls	BOP Barcelona núm. 245 d'11/10/1996	Octubre 2002
Vila-real	BOP núm. 137 de 15/11/1997	Octubre 2002
Vitòria	BOP Àlaba núm. 147 de 27/12/1996	Octubre 2002
Saragossa	BOP núm. 135 i 136 de 14/06/1986	Octubre 2003

El treball que es va portar a terme va consistir en la preparació d'una taula en format Excell (taula límits d'abocament) que recopila i agrupa els límits d'abocament de paràmetres limitats en els diferents reglaments estudiats, amb l'objectiu de mantenir-la periòdicament i ampliar-la.

La taula límits d'abocament té 43 columnes, que corresponen als límits d'altres reglaments publicats, i 68 files, que es corresponen als [paràmetres o indicadors de contaminació](#).

La taula límits d'abocament s'ha complementat amb altres dades que poden ser interessants per entendre alguns límits o per treure diferents funcions i conclusions:



- [Nombre de municipis als quals afecta el reglament](#)
- [Nombre de depuradores](#)
- [Població servida](#)
- [Cabal tractat a les depuradores i el nombre d'indústries situades en l'àmbit de cada reglament](#) (aquesta dada és bastant més subjectiva que la resta d'elements valorats perquè és difícil definir les característiques i la importància de les indústries o activitats enumerades).

El nombre de vegades que apareixen legislats i limitats els paràmetres varia segons es mostra a la Taula 4.3.

**Taula 4.3.** Nombre de vegades que apareixen legislats i limitats els paràmetres.

<b>Nombre de vegades</b>	<b>Paràmetres legislats i limitats</b>
> 40	Temperatura, plom, pH, níquel, mercuri, ferro, índex de fenol, coure, zinc, cianur, cadmi, arsènic i olis
30 i 40	Sulfurs, sulfats, sòlids en suspensió, seleni, manganès, estany, demanda biològica d'oxigen, crom hexavalent, bor i bari
20 i 30	Toxicitat, sòlids sedimentables, fluorurs, demanda química d'oxigen, crom total, detergents, conductivitat, clorurs, amoníac i alumini
10 i 20	Sulfurs lliures, sulfits, pesticides, nitrogen total, nitrats, fòsfor, formaldehid, cianurs i crom trivalent
5 i 10	Aldehids, AOX, sumatori de metalls 1, diòxid de sofre, fosfats, molibdè, plata i titani
1 i 4	Sumatori de metalls 2, vanadi, carboni orgànic total, sals solubles, sumatori de metalls 3, hidrocarburs aromàtics policíclics, organoclorats, nitrogen oxidat, color, cobalt, hidrocarburs, policlorbifenils, hexaclorociclohexà, clor, cianats, antimoni i olis minerals

És curiós comprovar que determinats paràmetres *a priori* no gens convencionals, com són l'arsènic i el mercuri, siguin els més legislats i, en canvi, els organoclorats i el TOC (carboni orgànic total) ho siguin tan poc.

El nombre de vegades que apareix repetit un mateix valor per a cada paràmetre o grup limitat varia (Taula 4.4) i va des de l'arsènic, per al qual apareix 29 vegades repetit el valor d'1 ppm, fins al vanadi, que està limitat a dos reglaments i no hi ha repetició.

**Taula 4.4.** Nombre de vegades que apareix repetit un mateix valor per cada paràmetre.

<b>Nombre de repeticions</b>	<b>Paràmetre</b>
20 i 30	Níquel, pH inferior, plom, temperatura, mercuri i arsènic
10 i 19	Olis, alumini, bari, bor, cadmi, cianur, zinc, clorurs, coure, conductivitat, crom hexavalent, detergents, demanda química d'oxigen, estany, índex de fenol, fluorur, ferro, manganès, pH superior, seleni, sulfats, sulfurs i toxicitat

1 i 9	Olis minerals, aldehids, amoniac, antimoni, AOX, sumatori de metalls, cianurs, clor, cobalt, crom trivalent i total, demanda biològica d'oxigen, diòxid de sofre, formaldehid, fosfats, fòsfor total, hidrocarburs, molibdè, nitrats, nitrogen oxidat i total, pesticides, plata, sals solubles, sòlids en suspensió i sedimentables, sulfits, sulfurs lliures, titani i sumatori de metalls 3
0	Cianats, color, hidrocarburs aromàtics policíclics, policlorbifenils, vanadi, organoclorats, sumatori de metalls 2, hexaclorociclohexà i carboni orgànic total

#### 4.3.2.3 Mètodes analítics

Les aigües residuals presenten una varietat impossible de definir, sovint amb unes matrius complexes que dificulten la reproductibilitat. Així doncs, a més de proposar uns mètodes d'anàlisi, en els casos en què és més necessari també es donen unes pautes per al tractament previ o la conservació de mostres (Taula 4.5).

**Taula 4.5.** Mètodes d'anàlisi.

Paràmetre	Envàs volum mínim mostra (2)	i de (1)	Mètode (3)	Observacions
Temperatura			Termometria	Mesura <i>in situ</i> de la temperatura de l'influent i l'efluent
pH	Plàstic		Electrometria	
Conductivitat Sals solubles	Plàstic vidre	o	UNE-EN 27888	Conductivimetria a 25 °C
Matèries en suspensió	Plàstic vidre	o	UNE-EN 872	Filtració en fibra de vidre i assecatge a 105 °C
Matèries sedimentables	Plàstic vidre	o	<i>St Methods</i> 2540	Decantació en cons <i>Imhoff</i> en un període de 2 hores
Clorurs	Plàstic		<i>St Methods</i> 4110B <i>St Methods</i> 4500D	· Cromatografia iònica · Potenciometria
DQO (decantada o no decantada)	Plàstic		UNE 77004 <i>St Methods</i> 5220B <i>St Methods</i> 5220D	· Dicromat potàssic i reflux obert · Dicromat potàssic i reflux tancat (amb quantitats elevades de sòlids o de sals, cal fer dilucions)
TOC	Vidre		UNE-EN 1484 <i>St Methods</i> 5310B	Sobre mostra decantada i amb partícules < 250 µm: · Combustió IR
Matèries inhibidores	Plàstic		UNE-ISO 11348	Sobre la mostra decantada: · Conservar mostra a -20 °C · Ajustar a pH 6-10 · Assaig bioluminescència
Olis i greixos	Vidre, 250 ml ple del tot		<i>St Methods</i> 5520B	Extracció amb hexà-metil-ter-butiler (MTBE) a pH < 2 i gravimetria
Hidrocarburs	Vidre, 250 ml ple del tot		<i>St Methods</i> 5520F	Extracció (o redissolució d'olis i greixos) amb n-hexà, rentatge amb sílicie i gravimetria
Nitrogen orgànic	Plàstic vidre	o	UNE-EN 25663	Sobre la mostra no decantada:

amoniacal			· N Kjeldhal: mineralització, destil·lació i valoració
Amoni	Plàstic	<i>St Methods</i> 4500-NH <sub>3</sub> B i C <i>St Methods</i> 4500-NH <sub>3</sub> D <i>St Methods</i> 4500-NH <sub>3</sub> H	Sobre la mostra no decantada: · Destil·lació i tituració · Elèctrode selectiu · Mètode automatitzat
Nitrats	Plàstic	<i>St Methods</i> 4110B	Cromatografia iònica
Fòsfor total	Plàstic	UNE-EN 1189	Sobre mostra no decantada: · Mineralització amb persulfat o àcid perclòric · Espectrofotometria
o-fosfats (fòsfor soluble o reactiu)	Plàstic	<i>St Methods</i> 4110A	· Espectrofotometria (només mostres sense color) · Cromatografia iònica
Índex de fenols	Plàstic vidre	o <i>St Methods</i> 5530B i D	Destil·lació prèvia: · Espectrofotometria amb 4-aminoantipirina
Tensioactius aniónics	Plàstic vidre	o <i>St Methods</i> 5540B	Mostra sense decantar ni filtrar: · Espectrofotometria amb blau de metilè
Cianurs totals	Plàstic vidre	o UNE 77-029-83	Mostra sense decantar ni filtrar: · Espectrofotometria amb reflux previ amb àcid mineral i Cu (I)
Cianurs lliures (susceptibles de cloració)	Plàstic vidre	o <i>St Methods</i> 4500-CN H <i>St Methods</i> 4500-CN F	· Espectrofotometria (restar interferència de SCN <sup>-</sup> ) · Elèctrode específic (pH > 11)
Sulfurs totals	Plàstic vidre	o <i>St Methods</i> 4500-S <sup>2</sup> C i D	Mostra sense decantar ni filtrar, conservació amb acetat de Zn: · Espectrofotometria amb blau de metilè
Sulfurs dissolts	Plàstic vidre	o <i>St Methods</i> 4500-S <sup>2</sup> B, C i D	Addició de NaOH i AlCl <sub>3</sub> , decantar i filtrar: · Espectrofotometria amb blau de metilè
Sulfats	Plàstic	<i>St Methods</i> 4110B	Cromatografia iònica
BTEX dissolvents aromàtics	i Vidre, 250 ml ple del tot	<i>St Methods</i> 6220	Extracció (P & T, HS...) – HRGC / FID o MS
Dissolvents organoclorats	Vidre, 250 ml ple del tot	<i>St Methods</i> 6230	Extracció (P & T, HS...) – HRGC / ECD o MS
AOX	Vidre	UNE-EN 1485	Organohalogenats per adsorció – piròlisi – columbimetria
Alumini	Plàstic	<i>St Methods</i> 3111D, 3120	EAA / FI, ICP
Antimoni	Plàstic	<i>St Methods</i> 3113, 3114	EAA / FG, EAA / GH
Arsènic	Plàstic	<i>St Methods</i> 3113, 3114	EAA / FG, EAA / GH
Bari	Plàstic	<i>St Methods</i> 3111D, 3120	EAA / FI, ICP
Bor	Plàstic	NF T 90 041 <i>St Methods</i> 3120	· Espectrofotometria amb azometina H · ICP
Cadmi	Plàstic	<i>St Methods</i> 3111B i 3120	EAA / FI, ICP
Coure	Plàstic	<i>St Methods</i> 3111B, 3113 i 3120	EAA / FI, EAA / FG, ICP
Crom total	Plàstic	<i>St Methods</i> 3111B, 3113	EAA / FI, EAA / FG, ICP

Crom VI	Plàstic	<i>St Methods</i> 3500-Cr D	Espectrofotometria
Estany	Plàstic	<i>St Methods</i> 3113	EAA / FG
Ferro	Plàstic	<i>St Methods</i> 3111B, 3113 i 3120	EAA / FI, EAA / FG, ICP
Manganès	Plàstic	<i>St Methods</i> 3111B, 3113 i 3120	EAA / FI, EAA / FG, ICP
Mercuri	Plàstic	<i>St Methods</i> 3112	EAA / VF
Molibdè	Plàstic	<i>St Methods</i> 3111B, 3113 i 3120	EAA / FI, EAA / FG, ICP
Níquel	Plàstic	<i>St Methods</i> 3111B, 3113 i 3120	EAA / FI, EAA / FG, ICP
Plom	Plàstic	<i>St Methods</i> 3111B, 3113 i 3120	EAA / FI, EAA / FG, ICP
Seleni	Plàstic	<i>St Methods</i> 3113 i 3114	EAA / FG i EAA / GH
Titani	Plàstic	<i>St Methods</i> 3111D i 3120	EAA / FI i ICP
Zinc	Plàstic	<i>St Methods</i> 3111B i 3120	EAA / FI i ICP
Plaguicides	Vidre, 1.000 ml ple del tot	Cromatografia de gasos amb detector específic o CG / MS	Sumatori de plaguicides que puguin ser presents a l'abocament
HAP	Vidre, 1.000 ml ple del tot	· Cromatografia de gasos amb detector específic o CG / MS · HPLC	Sumatori de: benzo(a)pirè, benzo(b)fluorantè, benzo(ghi)perilè, benzo(k)fluorantè i indeno(1,2,3,c,d)pirè
Triazines	Vidre, 1.000 ml ple del tot	· Cromatografia de gasos amb detector específic o CG / MS · HPLC	Sumatori de triazines
Tributilestany	Vidre, 1.000 ml ple del tot	Cromatografia de gasos amb detector d'espectrometria de masses amb derivatització prèvia	Sumatori de compostos de butilestany
Nonilfenol	Vidre, 1.000 ml ple del tot	Cromatografia de gasos amb detector específic o CG / MS	

(1) En cas que la part inspectora consideri oportú i/o necessari procedir a l'addició de reactius preservants a la mostra, se n'ha d'informar l'interessat.

(2) Queda a criteri del laboratori que ha de fer l'anàlisi fixar el volum necessari de mostra tenint en compte que en aquelles en què s'indica un volum mínim ha de ser un recipient independent.

(3) Els mètodes que cal utilitzar s'han de basar en normes UNE-EN o, si no n'hi ha, en mètodes definits a la darrera edició de l'*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Eventualment es poden acceptar altres mètodes degudament validats, amb l'acord previ de les parts implicades.

#### 4.3.2.4 Tècniques de mostreig

##### Terminologia

- **Aigua residual industrial:** aigua descarregada després de ser utilitzada o produïda en un procés, i que no presenta cap valor addicional després de passar per aquest procés.
- **Cadena de custòdia:** document associat de manera inseparable a la mostra, des del moment de la presa fins a la seva desaparició. En aquest document queden registrats els responsables de cada un dels processos.

- **Cabal:** volum de líquid que passa, en una unitat de temps, per una secció determinada.
- **Efluent:** corrent d'aigua residual originada en un punt tal com un procés industrial.
- **Fitxa de mostreig:** document associat a una mostra presa on es recull la informació complementària recopilada de manera annexa al procés de presa i que és necessària per a la correcta interpretació dels resultats analítics obtinguts.
- **Mostra composta:** dues o més mostres o submostres barrejades en proporcions adequades (discretament o contínuament) d'on es pot obtenir el valor mitjà de la característica desitjada. Les proporcions de la mostra estan calculades, generalment, sobre mesures de temps o de flux.
- **Mostra puntual:** mostra discreta presa d'un corrent d'aigua residual industrial en un moment concret.
- **Mostra integrada:** mostra obtinguda de la barreja de mostres simples recollides en punts diferents i simultàniament.
- **Mostreig:** extracció d'una porció considerada representativa d'un corrent d'aigua residual, amb el propòsit d'examinar diverses característiques definides.
- **Mostrejador:** aparell utilitzat en l'obtenció d'una mostra puntual o contínua, amb l'objectiu d'examinar-ne característiques definides.
- **Punt de mostreig:** lloc precís des del qual s'obté la mostra representativa del corrent d'aigua residual que es vol valorar (arqueta de presa de mostres).
- **Referència de mostra:** clau alfanumèrica que s'adjudica a una mostra recollida que permet identificar-la de manera precisa i inequívoca.

### Objectiu del mostreig

L'objectiu de la presa de mostres és obtenir una porció de l'abocament, el volum de la qual sigui prou petit perquè es pugui transportar amb facilitat i manipular al laboratori sense que per aquest motiu deixi de representar, amb exactitud, les característiques de l'abocament. Això implica que les concentracions de tots els components serà la mateixa en la mostra que en l'abocament i que aquestes mostres seran manipulades i transportades sense que els seus components experimentin alteracions abans d'analitzar-la.

### Descripció

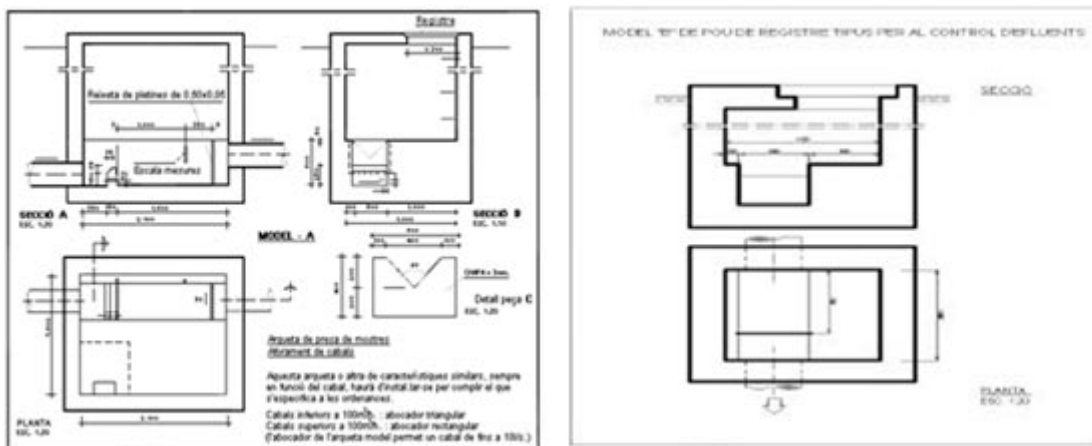
En aquest punt es desenvolupen els aspectes que cal tenir en compte en la presa de mostres d'abocaments industrials, incloent-hi altres qüestions que hi poden tenir incidència en funció de la finalitat del mostreig que es duu a terme o que poden repercutir en el nombre de mostres que cal prendre.

### Punts de mostreig

La selecció dels punts de presa de mostres s'ha de fer en funció dels motius que justifiquen el mostreig. Aquests punts han de seleccionar-se adoptant com a criteri fonamental la representativitat de l'efluent que s'ha de mostrejar. En general, totes les normatives existents exigeixen a l'industrial la construcció d'una arqueta de presa de mostres. Sembla obvi pensar que aquesta arqueta es construirà en el lloc més adequat per complir les fites per a les quals ha estat dissenyada.

L'arqueta s'ha de construir, preferentment, tan a prop com sigui possible de la connexió a la xarxa de clavegueram, on es puguin prendre mostres homogènies i representatives de la totalitat de l'abocament, amb les mesures de seguretat i accessibilitat adequades i deixant la discussió de si se situa dins o fora de la indústria, en un segon nivell de prioritats en funció de 1) la situació de la indústria, 2) la normativa urbanística, 3) les característiques de l'abocament o 4) les referències de normativa.

A la Figura 4.2 es presenten models d'arqueta estandarditzats i que poden ser orientatius, sempre tenint en compte que es tracta d'un element en el qual s'ha de poder prendre una mostra i mesurar el cabal amb la tècnica correcta.



**Figura 4.2** Models estandarditzats d'arqueta de presa de mostres.

Es pot donar la situació que les aigües residuals de la indústria estiguin separades en funció de la seva qualitat o del seu origen, de manera que les aigües pluvials es recullin en col·lectors separades de la resta de les aigües, o qualsevol altra combinació dels diferents abocaments que es generin a la indústria. En aquests casos, els diferents tipus de mostreig —que es veuran més endavant— ajudaran a l'avaluació d'aquest tipus d'abocaments.

El més habitual, però, és que tots els efluents s'aboquin per un col·lector únic a la xarxa de clavegueram municipal. En aquests casos s'haurà de tenir en compte el tipus d'aigua que s'aboca a cada moment, amb la finalitat que la mostra sigui realment representativa de l'abocament de la indústria.

També pot ser interessant determinar la càrrega contaminant de l'abocament en qüestió. En aquests casos, la presa de mostres ha d'anar associada al cabal d'abocament. Per a la mesura de cabal, a més d'altres tècniques que es descriuen més endavant ([4.3.2.5 Tècniques d'aforament de cabals](#)), pot ser útil la construcció de vessadors o canals de tipus *Parshall* (Figura 4.3).



**Figura 4.3.** Vessadors o canals *Parshall*.

#### Tipus de mostres

En funció dels objectius del mostreig, de les característiques per determinar i fins i tot del nombre i la qualitat dels diferents abocaments que podria tenir una indústria en particular, es poden prendre diferents tipus de mostres:

- **Mostres simples:** (Figura 4.4) mostres puntuals i discretes representatives de les condicions imperants en el moment del mostreig. Prendre aquestes mostres és apropiat en casos de: mostrejos de descàrrega circumstancial d'effluents; mostrejos per a l'obtenció d'informació sobre les concentracions instantànies de contaminants; obtenció de mostres de volum variable; confirmació de resultats obtinguts en mostres compostes; seguiment de paràmetres no supeditats a l'obtenció d'una mostra composta (temperatura, oxigen dissolt, compostos).



**Figura 4.4** Fotografies on es porta a terme la presa de mostres simples.

- **Mostres compostes:** obtingudes en el temps, bé per mostreig continu o per homogeneïtzació de mostres discretes. Proporcionen dades sobre la composició mitjana del corrent d'aigua residual durant el període de mostreig. La seva utilització és interessant quan el compliment d'un criteri de referència es basa en la qualitat mitjana de l'efluent i en els casos següents:
- Obtenció d'informació sobre la concentració mitjana de contaminants en l'aigua durant un període de temps determinat.
  - Obtenció d'informació sobre la massa descarregada per unitat de temps.
  - Caracterització d'aigües residuals altament variables en el temps.

Existeixen diversos mètodes per obtenir mostres compostes, bé en funció del temps o proporcionals al cabal. Aquesta metodologia determina la subclassificació següent:

- Mostra composta en el temps: constituïda per mostres discretes recollides a intervals constants de temps. Adequada per a casos en què el cabal de l'efluent és constant o quan no és possible la valoració del cabal.
- Mostra composta proporcional al cabal: es pot obtenir mitjançant dos mètodes: 1) recollida de mostres de volum constant a intervals variables de temps en funció del cabal, o (2) per recollida de volums variables de mostres, proporcionals al cabal circulant, a intervals constants de temps.
- Mostra composta seqüencial: obtenir-les requereix mostres discretes preses en envasos individuals a intervals constants de temps o increments de descàrrega (per exemple, mostres preses cada 15 minuts compostes en envàs separat cada hora). El volum de les mostres discretes en formar la composta pot ser transformat manualment en proporció al cabal. L'altra alternativa de prendre mostres a increments de descàrrega constants consisteix a prendre mostres de volum constant a increments iguals de descàrrega mesurats amb un totalitzador.
- Mostra composta contínua: formada per preses contínues del corrent d'aigua residual. Les mostres discretes poden ser de volum constant o proporcional al cabal circulant en aquest moment.

#### Envasos contenidors

El laboratori responsable de les anàlisis de les diferents mostres ha de ser consultat per establir la idoneïtat de cada envàs en funció de la mostra que es vol prendre i de les anàlisis que s'han de realitzar, així com els volums de mostra més apropiats tenint en compte no només les anàlisis per fer, sinó també totes les repeticions necessàries per garantir la qualitat de les dades.

Com a regla general, es podria establir que els envasos contenidors de mostres haurien de tenir les característiques següents:

- Resistents als cops.
- Possibilitat de tancament hermètic.
- Fàcil reobertura.
- Bona resistència a temperatures extremes.
- Bona mida, forma i pes.
- Bon potencial de neteja i reutilització.
- Fàcil disponibilitat i baix cost.
- En el cas de mostres per a indústria, els envasos sempre hauran de ser nous.

Exceptuant el material específic que es pugui utilitzar per a determinacions especials, els recipients en què es recullin les mostres hauran de ser de vidre neutre o material plàstic i hauran de complir els requisits següents:

- a. No desprendre matèria orgànica, elements alcalins, bor, silici o altres que puguin contaminar la mostra recollida.
- b. Que l'adsorció exercida per les parets sigui mínima sobre qualsevol dels components presents a la mostra d'aigua.
- c. Que el material constituent del recipient no reaccionï amb els components de la mostra.

Els envasos de plàstic s'utilitzaran per prendre les mostres en què s'hagin de determinar elements alcalins i/o radioactivitat.

Per a mostres que contenen compostos orgànics convé evitar els envasos de plàstic, llevat dels fabricats amb polímers fluorats com el politetrafluoretilè (PTFE). En cas de mostres que contenen compostos orgànics volàtils, alguns d'aquests poden dissoldre's en les parets dels envasos de plàstic o fins i tot poden lixiviar substàncies d'aquest material. En general, en aquest cas és preferible utilitzar envasos de vidre.

Els taps dels envasos, que solen ser de plàstic, també poden plantejar problemes quan es estan en contacte amb els components orgànics. En aquests casos cal utilitzar taps de metall o de PTFE.

Els envasos de vidre borosilicatat s'han d'utilitzar quan s'analitzin gasos i han de ser de color topazi quan s'investiguen elements alterables per la llum.

Tot material que s'utilitzi en la presa de mostres ha d'estar escrupolosament net, s'ha d'esbandir amb aigua destil·lada o desmineralitzada. Els envasos nous de vidre han de ser esbandits amb aigua i detergent per eliminar la pols i el material d'emballatge, i posteriorment s'han d'esbandir de nou amb aigua destil·lada o desmineralitzada. S'aconsella prendre les mostres amb material subministrat pel laboratori.

En l'àlisi de compostos orgànics, sol ser necessari el tractament previ de les ampolles amb el dissolvent extractor, de manera que cada compost o grup de compostos tindrà el seu protocol particular.

No s'aconsella utilitzar flascons de plàstic, que s'han de substituir pels de vidre, quan les anàlisis que s'hagin de fer siguin d'olis o greixos, hidrocarburs, detergents o pesticides.

**Per a casos especials no es poden establir normes fixes com a conseqüència de l'àmplia gamma de possibilitat de treball: presa de porcions en funció del temps, del cabal circulat, de les característiques de la mostra, amb emmagatzematge en un únic o en múltiples recipients, amb refrigeració, amb additius, etc.**

Per acabar, cal apuntar, respecte al tipus d'envàs que s'ha d'utilitzar en els mostrejors, que els envasos de boca ampla representen una major adequació perquè afavoreixen un menor temps de manipulació de la mostra durant la seva captació.

Com a complement a aquest punt, a l'apartat [4.3.2.3 Mètodes analítics](#) es presenta, en forma de taula, la informació detallada per a cada paràmetre analític respecte al tipus d'envàs que s'ha d'utilitzar, d'acord amb el que s'estableix a la normativa UNE-EN 25667-3.

Aparells per al mostreig

Tenint en compte que en l'apartat anterior s'ha descrit l'equip més simple per al mostreig, a continuació es descriu l'equipament mínim necessari per portar a terme el pla de mostreig planificat.

Cal no oblidar que aquests mostrejors es realitzen lluny dels centres des d'on es faciliten els materials per al mostreig, de manera que una bona planificació facilitarà el treball posterior.

Un equip de mostreig eficaç ha de ser capaç de maximitzar les premisses següents:

- Facilitar la presa de mostres amb el menor contacte possible amb les mateixes mostres.
- Presentar components que no indueixin a la contaminació de la mostra.



- Posseir un disseny simple que permeti una neteja fàcil, amb absència de mecanismes automàtics o manuals el manteniment o funcionament dels quals puguin induir alteracions en la mostra.
- Presentar una concepció d'acord amb la seva funció.

#### Preses de mostres manual

Una vegada arribats a la indústria i localitzat el punt de mostreig adequat o més representatiu, cal agafar l'envàs o els envasos més apropiats per emmagatzemar la mostra, introduir-lo en un mostrejador metàl·lic amb l'objectiu d'evitar el contacte directe amb l'efluent i, després d'esbandir-lo amb l'abocament que es vol mostrejar, s'agafa la mostra després d'haver buidat l'envàs (Figura 4.5).



**Figura 4.5** Preses de mostres manual amb l'ajuda d'un mostrejador metàl·lic

En cas de tenir dificultats per arribar al punt d'abocament, es poden utilitzar mitjans com ara una perxa telescòpica o una corda per arribar a agafar la mostra.

És interessant destacar que el volum de mostra que es pren ha de ser superior a 1.000 ml i que, quan s'agafin mostres simples per preparar mostres compostes, el volum del recipient ha de ser prèviament definit i se n'ha de saber la precisió, amb un error del  $\pm 5\%$ .

Després de prendre les mostres cal netejar l'equipament amb detergent i aigua, o només amb aigua, en funció de les anàlisis posteriors. La idea de la neteja és contribuir a eliminar qualsevol font de contaminació.

#### Preses de mostres automàtica

La presa de mostres automàtica (Figura 4.6) facilita molt el procés de mostreig i resulta avantatjosa en els casos següents:

- Facilita, algunes vegades, l'accés al punt de mostreig mitjançant la línia d'admissió, fet que redueix els riscos per al personal de mostreig.
- Evita la permanència constant d'operaris en el punt d'abocament durant el període de mostreig, en cas d'obtenció de mostres compostes.

De la mateixa manera que en la presa de mostres manual, cal tenir en compte qüestions relatives a la seguretat i a l'elecció del punt de presa de mostres.

Per a la instal·lació d'aquests equips, cal tenir en compte les especificacions del fabricant, procurant que estiguin tan a prop com sigui possible del punt de mostreig.



**Figura 4.6.** Mostrejador automàtic.

#### Freqüència i nombre de mostres

Les descàrregues d'aigües residuals industrials presenten, en general, variacions en el temps, tant en quantitat com en qualitat. Aquestes variacions es repeteixen cíclicament en la majoria dels casos, i és la duració d'aquest cicle la que determina el temps que ha de cobrir un mostreig amb l'objectiu d'aconseguir una caracterització adequada de l'efluent. Dins d'aquest cicle es produeixen igualment variacions, l'estudi de les quals determina el tipus de mostra més adequada per a la caracterització del cicle.

Així, per exemple, la presa de mostres manuals de caràcter puntual és interessant per caracteritzar abocaments circumstancials de petit volum, però d'alta càrrega contaminant, que s'escaparien fàcilment d'un control automatitzat, encara que la presa de mostres compostes estigués automatitzada en funció d'increments constants de volum descarregat.

Així doncs, es pot afirmar que, en funció de l'objectiu del mostreig, es fixaran els programes segons els criteris següents:

- **Programes de control de qualitat:** comprenen generalment el control de la variació de la concentració d'un o diversos paràmetres respecte a uns límits fixats. Els resultats són necessaris per decidir les mesures d'acció immediata. La freqüència del mostreig s'ha de fixar preferentment d'acord amb el que succeeixi entre dues mesures successives. Dos factors importants permeten fixar aquesta freqüència:
  - La importància i duració de les desviacions que poden tolerar-se respecte a les condicions desitjades.
  - Les probabilitats d'aparició d'aquestes desviacions respecte a les condicions desitjades.

Sovint només són possibles definicions aproximades d'aquests factors, però unes estimacions raonables poden permetre la deducció d'un valor aproximat de la freqüència de mostreig.

- **Programes de caracterització de la qualitat:** aquests programes tenen com a objectiu estimar un o diversos paràmetres que caracteritzen la concentració, les seves variacions, o ambdues, durant un període determinat. Per exemple, la mitjana i la mediana indiquen la tendència general dels resultats, mentre que la desviació típica indica la dispersió d'aquests mateixos resultats. Els resultats poden ser necessaris:
  - Per a un programa d'investigació.
  - Per a la caracterització dels paràmetres que no requereixen un control continu.
  - En el marc d'un control a llarg termini.
- **Programes per a la investigació de causes de contaminació:** aquests programes han de desenvolupar-se per estimar les característiques d'abocaments contaminants d'origen desconegut. Es basen, generalment, en el coneixement de la naturalesa del o dels contaminants i en la coincidència de la periodicitat d'aparició de la contaminació i de la presa de mostres.

Aquests criteris exigeixen que la presa de mostres, contràriament a les realitzades per al control i la caracterització de la qualitat, es faci amb una freqüència bastant alta respecte a les freqüències d'aparició de les contaminacions.

L'establiment de diagrames de freqüència pot ajudar a la localització del focus contaminant.

### Consideracions estadístiques

En tot programa de mostreig, el moment i la freqüència de la presa de mostres només poden fixar-se convenientment després d'un treball preliminar, en el qual és necessària una gran freqüència de mostreig per a l'obtenció d'informació que pugui tractar-se per mètodes estadístics.

Quan la qualitat està subjecta a canvis, els valors obtinguts pels paràmetres estadístics, com la mitjana, la desviació típica, els màxims, etc. només són estimacions de paràmetres reals, dels quals aquells difereixen generalment.

**Interval de confiança:** a la pràctica, l'interval de confiança **L**, per a una mitjana de **n** resultats, defineix l'interval en el qual se situa la mitjana real a un nivell de confiança determinat.

**Nivell de confiança:** el nivell de confiança és la probabilitat que la mesura real estigui compresa dins de l'interval de confiança calculat **L**. Un interval amb un nivell de confiança del 95 % per a un valor mitjà **x** d'una concentració, calculat a partir d'una mostra per la qual hi ha **n** resultats, significa que hi ha 95 possibilitats sobre 100 que l'interval contingui el valor real de **x**.

**Determinació del nombre de mostres:** per a un nombre de resultats **n**, les estimacions de la mitjana real **X** i la desviació típica **s** són, respectivament, **x** la mitjana aritmètica i **s** la desviació segons la fórmula:

$$s = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n-1}}$$

on **x<sub>i</sub>** representa els valors individuals.

Quan **n** és alt, **s** difereix poc del vertader valor **s** i en l'interval de confiança de **x**, calculat a partir d'un nombre qualsevol **n** de resultats, és l'interval **x ± K/n**, on **K** correspon, segons quin sigui el nivell de confiança adoptat, al valor de la taula següent (Taula 4.6).

**Taula 4.6.** Valors de **K** en funció del nivell de confiança.

Nivell de confiança %	99	98	95	90	80	68	50
K	2,58	2,33	1,96	1,64	1,28	1,00	0,67

Per estimar la mitjana **X** d'una distribució normal amb un interval de confiança donat **L**, al nivell de confiança escollit, el nombre de mostres necessàries és de:

$$N = \left( \frac{2 K \sigma}{L} \right)^2$$

Això només és estrictament cert quan **s** és conegut. Caldrà un nombre més alt de mostres quan només es disposi d'una estimació de la desviació típica **s**, encara que la diferència respecte al nombre de mostres obtingut utilitzant valors de **K** no sigui important si **s** està estimat a partir d'un nombre relativament alt de mostres.

Per exemple, si l'interval de confiança exigít és el 10 % de la mitjana real, el nivell de confiança exigít és del 95 % i la desviació típica és del 20 % de la mitjana, el nombre de mostres que s'han de prendre d'aquest abocament per a una correcta caracterització és:

$$62 \geq \left( \frac{2 \times 1,96 \times 20}{10} \right)^2$$

Això significa una freqüència de presa de mostres de dues mostres per dia per un període d'un mes o entre 1 i 2 mostres per setmana per un període d'un any.

### *Estabilització i conservació de les mostres*

Les aigües residuals són susceptibles de modificar-se més o menys ràpidament com a conseqüència de reaccions fisicoquímiques o biològiques que poden tenir lloc entre el moment del mostreig i el de l'anàlisi. Com a conseqüència, si no es prenen les mesures adequades durant el procés de transport es poden produir diferències significatives entre els valors en origen i els obtinguts al laboratori per a un paràmetre determinat.

Alguns components fisicoquímics de les mostres aquoses poden estabilitzar-se mitjançant l'addició de compostos químics a l'envàs contenidor, ja sigui després o abans de la presa. La seva utilització intenta reduir al mínim l'existència de diferències significatives, a les quals hem al·ludit anteriorment, entre determinacions portades a terme de manera immediata i altres de realitzades després de la conservació de les mostres. Per a aquesta funció s'utilitzen diferents compostos a diferents concentracions; els més freqüents són:

- Àcids
- Solucions bàsiques
- Biocides
- Reactius particulars necessaris per a la conservació específica de certs constituents

És important recordar que la manipulació de certs conservants pot implicar un cert risc (per exemple, els àcids), motiu pel qual s'han de tenir en compte les mesures necessàries per a una correcta manipulació.

Els conservants utilitzats en cap cas no han d'interferir en el procés analític, i en el procés de càlcul dels resultats s'ha de tenir en compte la dilució causada per l'addició de l'agent conservant. Per això és preferible utilitzar solucions prou concentrades, de manera que l'aplicació de petits volums sigui suficient, la qual cosa evita considerar la dilució originada per l'addició de conservant.

Per altra banda, l'addició de conservants pot originar la modificació de la naturalesa fisicoquímica dels constituents, fet que s'haurà de tenir en compte per a la seva compatibilitat amb els objectius de les determinacions analítiques posteriors.

A partir d'aquest fet, es fa necessària la realització de **blancs de mostreig**, amb la finalitat de valorar la introducció, per part dels conservants, d'una quantitat addicional d'elements per determinar.

Els punts exposats serveixen d'argument per considerar que és impossible confeccionar un procediment absolut per a l'aplicació de conservants, a causa de la dependència d'aquesta metodologia de factors com la naturalesa de la mostra, els paràmetres que es pretén analitzar i els seus nivells de concentració.

Considerant tot el que s'ha esmentat anteriorment, es pot concloure que, abans de realitzar una conservació amb l'addició de compostos químics, és important tenir present que l'elecció del procediment de conservació ha de ser sempre objecte de consulta amb l'analista. A causa de la problemàtica associada a la manipulació i addició de conservants en el camp, en molts casos pot ser interessant prioritzar el transport ràpid i en condicions adequades i fer el corresponent tractament de conservació al laboratori.

Pel que fa a altres tècniques de conservació de mostres, cal dir que, com a regla general, és important mantenir les mostres a temperatura inferior a l'existent durant l'ompliment. La refrigeració o congelació de les mostres, utilitzades com a mètodes de conservació, s'han de fer immediatament després de prendre les mostres per garantir-ne l'eficàcia. La refrigeració simple (2-5 °C), mitjançant refrigeradors portàtils, l'aplicació de gel o acumuladors de fred, juntament amb l'emmagatzemament de la mostra en absència de llum, són suficients, en general, per garantir l'estabilitat de la mostra en un període de temps curt (24 h), però no és aplicable com a sistema a llarg termini.

### *Identificació de les mostres*

Totes les mostres recollides han de ser perfectament identificables sense possibilitat d'error, motiu pel qual s'han de dotar, des del moment que s'obtenen, d'una referència o clau alfanumèrica, perquè la seva transcripció indueix fàcilment a errors. En canvi, és més apropiada la conjunció de números i lletres, la visualització dels quals, a més, facilita el reconeixement del seu origen. Així, es poden emprar

les primeres lletres de la indústria, municipi o companyia responsable de l'abocament, juntament amb la data de mostreig, numeració de l'efluent quan n'hi ha diversos, etc.

La referència ha d'anar sobre un suport adequat (etiqueta de material resistent a l'aigua) adherit o lligat a l'envàs, i s'ha d'utilitzar retolador de tinta permanent per fer-hi les anotacions. Es poden precintat utilitzant bosses especials amb tancament de precinte, totalment impossibles de manipular si no es trenquen (Figura 4.7).

La referència assignada s'ha de posar en tot document annex a la presa de mostres que es formalitzi. Igualment, en cas que s'utilitzin sistemes de precinte que consisteixin en la introducció de la mostra en bosses segellades, la referència haurà de ser visible a l'exterior.



**Figura 4.7.** Exemples d'etiquetes identificadores de mostres.

#### *Recollida d'informació complementària*

Tots els detalls rellevants observats durant la presa de mostres han de quedar recollits per escrit. Per aquest motiu, el mostrejador ha de portar una [fitxa de mostreig](#) que s'ha d'emplenar durant el procés de mostreig. A més, en aquest document també queden recollides dades identificatives del punt de mostreig, de la mostra i del mostrejador.

Un altre apartat que hi ha de figurar és el relatiu a les determinacions de paràmetres realitzades *in situ*, atesa la dificultat que presenta l'estabilització i conservació de la mostra respecte a aquests.

Encara que els detalls per registrar poden variar en funció dels objectius del mostreig, es poden establir una sèrie de punts comuns:

- Motiu del mostreig.
- Identificació del punt de mostreig: municipi, denominació del lloc, nom de la instal·lació o municipi responsable, cabal al qual s'aboca, coordenades UTM o altres.
- Descripció de l'entorn del punt de mostreig: presència d'abocaments previs, ramaderia, residus, construccions, infraestructures, etc.
- Dades cronològiques: data i hora.
- Metodologia de mostreig i conservació aplicada.
- Apreciacions visuals.
- Determinacions *in situ*: pH, conductivitat, temperatura, oxigen dissolt, cabal, etc.
- Condicions atmosfèriques.

El format d'una fitxa de mostreig pot variar en funció de les preferències i necessitats de cada mostrejador; queda per decidir si aquesta fitxa de mostreig s'ha d'incloure o no en l'acta de presa de mostres.

#### *Transport de les mostres*

El sistema de transport emprat ha d'assegurar el manteniment de les condicions originals de la mostra durant el període de temps que duri el transport, de manera que, encara que es realitzi algun tipus de tractament de conservació en camp, és recomanable que la duració del transport no excedeixi les 24 hores.

Les condicions de transport han de garantir el manteniment de les mostres a una temperatura d'entre 2 i 5 °C i en absència de llum. Per aquest motiu cal fer servir neveres rígides portàtils, d'unes dimensions

que s'adiguin amb els envasos emprats i que, a més, permetin introduir-hi elements refrigerants. També es poden emprar neveres rígides portàtils dotades de sistema de refrigeració elèctric amb connexió d'alimentació al vehicle.

Els envasos transportats s'han de segellar mitjançant la utilització de cinta de parafina, amb dues finalitats: 1) evitar el despreniment del tap com a conseqüència dels moviments bruscos del transport, i 2) prevenir una possible contaminació de la mostra, amb origen extern, si el material refrigerant utilitzat és gel o per contaminació creuada amb altres mostres. Aquesta pràctica no impedeix la utilització d'altres sistemes amb les mateixes finalitats i resultats.

Entre els envasos transportats a l'interior de les neveres es disposarà material esmorteïdor de cops amb l'objectiu de prevenir fractures dels recipients.

### *Control i garantia de qualitat*

En mostres periòdics o quan l'objectiu de la presa de mostres ho requereixi (inspeccions de caràcter legal, auditories, etc.), cal complementar el procediment de presa de mostres amb una sèrie d'accions destinades a garantir la qualitat del procés, encara que hauria de ser pràctica habitual per a qualsevol tipus de mostreig.

Com a actuació destinada a confirmar la correcta execució dels processos de presa, conservació i transport evitant alteracions de mostra, bé per desestabilització de la mostra o per existència de processos contaminants d'origen extern, cal fer **blancs de mostreig**. Un blanc de mostreig consisteix a manipular per duplicat els recipients destinats a contenir una mostra, llevat que en el moment del mostreig en un dels jocs s'introdueixi una mostra d'aigua de l'efluent estudiat i l'altre s'ompli amb aigua destil·lada.

Totes les altres actuacions s'han d'executar de manera paral·lela en ambdós jocs d'envasos (obertura, addició de conservants, tancament, referència, transport, etc.) amb l'objectiu de detectar en el procés analític del blanc si el procediment de mostreig ha pogut induir modificacions en la mostra que s'avalua.

De la mateixa manera, és interessant, bé per iniciativa del responsable de mostreig o bé perquè el procediment ho estipuli, realitzar duplicacions per poder fer un control de qualitat dels processos de conservació, transport i anàlisi.

Considerant les mateixes raons exposades en el paràgraf anterior, s'han de segellar les mostres i elaborar un document de [cadena de custòdia](#).

El segellament de les mostres en garanteix la no-alteració voluntària externa des del moment del mostreig fins a l'entrada al laboratori. Els procediments de segellament poden ser múltiples (lacres entre taps i envàs, precintes entre els taps, etc.), tot i que potser el més adequat és introduir els recipients en una bossa tancada amb un precinte numerat inviolable (si no és per ruptura) i que porta serigrafiats una sèrie d'apartats per emplenar mitjançant escriptura no esborrable relatius a l'origen de la mostra, referència, dades cronològiques de la presa, nom i firma del responsable de mostreig i dels testimonis que hi eren presents, similar a una [cadena de custòdia](#).

Una [cadena de custòdia](#) és un document associat de manera inseparable a la mostra des del moment de la presa fins a la seva desaparició. S'hi enregistren els responsables de cadascun dels processos que ha passat la mostra (presa, conservació, transport, entrada al laboratori, anàlisi i emmagatzemament), així com dades pròpies de la mateixa mostra (origen, cronologia, número de precinte, referència, tractament de conservació, etc.), al costat del nom i la signatura dels testimonis presents durant el procés de presa de la mostra. Igual que en el cas de la fitxa de mostreig, el seu format pot respondre a diferents dissenys.

Naturalment, tots aquests documents poden anar associats o formant un mateix cos de l'**acta de presa de mostres**.

#### **4.3.2.5 Tècniques d'aforament de cabals**

Existeixen dos sistemes de transport d'aigua i que condicionen la definició i la metodologia que s'ha de seguir per a la lectura d'un cabal:

- **Sistemes oberts:** les variacions de cabal es manifesten en funció de l'espessor de l'aigua; sempre exposat a l'atmosfera, el canal no està ple i funciona per gravetat.

• **Sistemes tancats:** el cabal depèn de la velocitat, es transporta per una canonada i, algun cop, l'aigua és impulsada per bombament.

## Definició i mètodes

Els càlculs de cabal s'utilitzen àmpliament per establir els límits admissibles dels abocaments, per la qual cosa es fa necessari conèixer-lo per poder realitzar una correcta presa de mostres representativa d'un efluent determinat. Per a la valoració del cabal existeixen dos tipus de mètodes:

- **Mètodes de descàrrega directa:** aquells en què la magnitud de la descàrrega és funció d'una o dues variables
  - Tub de Califòrnia
  - Càlcul
  - Pes directe
  - Toveres de flux
  - Mesuradors magnètics
  - Orifici
  - Placa d'orifici
  - Mesuradors sònics
  - Traçadors químics i radioactius
  - Canal d'aforament Venturi
  - Mesura volumètrica
  - Abocadors
- **Mètodes velocitat àrea:** multiplicant la velocitat del flux en m/s per la superfície de la secció en m<sup>2</sup>.
  - [Molinets](#)
  - Mètodes elèctrics
  - [Mesures amb flotadors](#)
  - Tubs de Pitot
  - [Traçadors químics i radioactius](#)
  - Traçadors amb colorants

Actualment existeixen modernes i precises tècniques per a la valoració de cabals que recorren per seccions controlades dotades d'estructures o dispositius que provoquen el manteniment de la velocitat constant en l'abocament, de manera que, mitjançant la valoració de l'alçada a la qual es troba la làmina d'aigua, és possible conèixer el cabal que circula per aquest punt a cada moment.

N'hi ha una àmplia varietat, i els més utilitzats són [els abocadors](#) (amb obertura en V, rectangular, trapezoïdal o d'altres tipus) i [els canals estandarditzats](#) (Venturi, Parshall, etc.).

Una altra possibilitat, per al cas de valoració en canonades de secció circular perfecta, consisteix a utilitzar sistemes de mesurament de l'alçada de la làmina d'aigua aplicats a la fórmula de Manning, expressió matemàtica que permet obtenir el cabal circulant a partir de les dades de la secció ocupada per l'aigua, el coeficient de rugositat del material constituent de la canonada i el pendent que presenta. Aquest sistema té l'inconvenient que presenta en els mesuraments percentatges d'error inadmissibles en canonades que presentin pendents superiors al 2 %, atès que en aquestes circumstàncies es produeixen règims turbulents en el flux que falsegen la lectura del valor de la columna d'aigua.

Avui dia s'han desenvolupat cabalímetres que combinen les metodologies per a l'obtenció de l'alçada de la columna d'aigua amb un sistema de mesurament de la velocitat mitjançant la utilització de l'efecte Doppler (cabalímetres àrea velocitat), que evita la necessitat de realitzar la valoració de l'alçada de la làmina d'aigua en estructures estandarditzades (abocadors o canals), i així la valoració es pot realitzar en qualsevol conducte de secció regular.

D'acord amb el que s'ha exposat, la utilització d'aquestes tècniques de mesurament de cabal, si bé permeten obtenir valors amb un percentatge d'error molt acceptable, necessiten equips més cars i complexos, així com la instal·lació prèvia d'infraestructures o un coneixement exhaustiu de les característiques estructurals dels conductes (la instal·lació d'abocadors o canals estandarditzats necessita determinades condicions en el tram de conducte, aigües amunt, quant al pendent, linealitat, etc.), circumstància que no encaixa amb la realitat de la majoria dels col·lectors o escomeses on es fan mesuraments o es prenen les mostres d'abocaments.

Aquesta realitat obliga en molts casos a optar per l'obtenció d'estimacions puntuals de cabal, assumint la corresponent pèrdua de precisió en nom de l'eficàcia.

Per a la realització d'aquestes estimacions es poden utilitzar diversos procediments. Per a tots aquests procediments cal disposar d'un tram de col·lector, de la major longitud possible, amb el menor pendent factible i que presenti una secció regular constant. Lògicament, com que es tracta d'estimacions puntuals, l'alçada de la làmina d'aigua s'ha de valorar en el moment amb ajuda d'una regleta, i es poden aplicar alguns dels següents mètodes per a la valoració de la velocitat de l'aigua:

- [Molinets o micromolinets](#)
- [Mesures amb flotadors](#)
- [Traçadors químics o radioactius](#)

Per al cas d'abocaments que discorren per lleres o canals de seccions no regulars (per exemple, quan el recorregut és per un terreny), existeix l'alternativa d'utilitzar petits abocadors o canals mòbils estandarditzats acoblables a les circumstàncies, amb els quals s'obtenen valors de cabal molt acceptables (quant a errors en el mesurament) en funció de l'habilitat en la instal·lació. Una altra alternativa més barata i ràpida, tot i que molt menys precisa, consisteix a aixecar, amb ajuda d'una regleta de precisió, el perfil de la llera o conducte en un punt determinat i fer diverses mesures de l'alçada d'aigua al llarg de l'amplada del conducte o llera en aquest punt. Cada perfil obtingut (es pot anar repetint el procés a intervals temporals determinats en funció del tipus de mostreig aplicat) s'associa a una mesura de la velocitat de les aigües susceptible de ser obtinguda mitjançant l'aplicació de les metodologies descrites en el paràgraf anterior. L'obtenció del producte entre la secció controlada i la velocitat associada ens reporta un valor de cabal puntual.

Finalment, per al cas d'abocaments de molt baix cabal es poden utilitzar sistemes de valoració del cabal puntuals tan simples com el mesurament del temps que tarda a omplir l'efluent un contenidor de volum conegut, sempre que entre el punt d'abocament i la superfície del terreny, o de l'aigua receptora, s'hi pugui introduir un envàs.

En general, el càlcul de cabals d'abocament pot ser interessant en les circumstàncies següents:

- Com a comprovació de la càrrega que arriba a una EDAR.
- Per veure l'efecte de dilució de l'abocament amb la resta d'aigües residuals
- Per calcular els fluxos màssics en el temps.

Existeixen una sèrie de circumstàncies que poden donar problemes de lectura i manteniment segons el mètode escollit:

- Formació de dipòsits de sorra i llots.
- Velocitats elevades que generen turbulències.
- Superfícies amb escumes, olis i greixos.
- Sòlids flotants.
- Atmosferes corrosives.

*Condicions prèvies a la selecció del vessador*

- **Hidràuliques:**
  - Velocitat d'entrada: no ha d'excedir els 6 cm/s corrent a dalt de l'abocador.
  - Pendent permisible: la possibilitat d'incrementar el pendent pot comportar riscos d'inundació.
  - Condicions corrent avall: influència de l'efecte marea. La distància de caiguda fins a la superfície de l'aigua corrent avall ha de ser d'almenys 5 m.
- **Construcció:**
  - Longitud adequada de la instal·lació.
  - Pendent del canal o conducte d'entrada. El pendent no ha de ser major del 0,2 % al 0,5 % al llarg d'una longitud 10 vegades l'amplada final del canal. Les condicions de circulació no han de ser mai turbulentes.
- **Exigències de la mesura:**
  - Cabal màxim i variacions: per a cabal inferior a 240 m<sup>3</sup>/h triar abocador triangular i per a cabals superiors triar abocador rectangular o Parshall.
  - Càrrega transportada per l'aigua residual, vegeu els problemes a l'hora de triar mètode.



#### 4.3.2.6 Metodologia estàndard per al procediment d'inspecció i presa de mostres en abocaments d'aigües residuals industrials

El continu desplegament legislatiu relacionat amb normes de caràcter mediambiental, i més concretament pel que fa a l'àmbit de les aigües, que defineixen els objectius de qualitat i límits d'emissió en origen, obliga que les diferents administracions i entitats responsables disposin d'un servei especialitzat en les tasques de control, seguiment i inspecció dels potencials focus de contaminació de les aigües.

La inspecció d'abocaments pot tenir els objectius següents:

- El control rutinari dels punts d'abocament d'indústries a la xarxa de sanejament a fi de garantir el compliment dels límits establerts, així com l'òptim funcionament de les instal·lacions de sanejament i depuració i la no-afectació al medi natural com a receptor final d'aquestes aigües.
- La identificació de focus contaminants a fi de determinar les responsabilitats administratives i/o penals a què donen lloc els abocaments incontrolats.
- Qualsevol altra actuació encaminada a qualsevol altre objectiu que tingui inclosa la realització d'un mostreig sobre les aigües residuals industrials (comprovació de sol·licituds d'abocament, determinacions de taxes de clavegueram, impostos i cànon mediambientals, etc.), o bé sobre punts de la xarxa de sanejament o lleres.

Cadascuna de les actuacions que es realitzin en la inspecció d'abocaments ha de garantir en tot moment que el seu resultat sigui representatiu dels mateixos abocaments i defensable davant qualsevol recurs. Caldrà actuar de manera diligent, professional i transparent per evitar al·legacions d'indefensió o defectes que farien inútil tot el treball, amb el consegüent cost econòmic i de personal. En conseqüència, es fa necessari disposar d'un procediment per establir els principis generals que s'han d'aplicar en el disseny de programes de mostreig, control de la qualitat d'efluents industrials, caracterització d'abocaments i identificació de les fonts de contaminació amb la finalitat que s'hagi establert. En aquest sentit, es planteja a continuació un model de procediment d'inspecció que permet orientar les diferents administracions, les empreses i els tècnics encarregats de la seva realització amb els passos que han de seguir per arribar a l'objectiu buscat. Aquest procediment ha sorgit com a resultat de l'experiència acumulada pels diferents serveis d'inspecció d'abocaments i empreses del sector de tot Espanya que participen en la subcomissió d'abocaments industrials de la Comissió IV d'AEAS (Asociación Española de Abastecimientos de Agua y Saneamiento). El que a continuació es desenvolupa és un procediment simplificat dels passos que cal seguir en una inspecció, si bé a l'hora d'aplicar-lo s'haurien de tenir en compte els aspectes particulars que puguin establir la norma local i la legislació autonòmica o nacional en les quals es basin aquestes actuacions. Amb caràcter general, en el següent procediment es parlarà d'inspeccions sobre indústries connectades a sistemes de sanejament, si bé seria igualment aplicable a actuacions sobre abocaments de qualsevol altra procedència i destinació final de les aigües.

##### Inici de la inspecció

Es comunica al subjecte inspeccionat l'arribada i l'objecte de l'actuació. Així mateix, es presenta la identificació corresponent. El tècnic encarregat de la inspecció ha d'estar acreditat per a la realització d'aquests treballs. En tot cas, aquest pot estar acompanyat per personal extern per a la realització dels treballs auxiliars com la presa de mostres, el transport fins al laboratori corresponent, etc.

En tot moment l'inspector ha d'estar present en cadascuna de les actuacions que es portin a terme a fi de supervisar-les i poder deixar constància de tot el que s'esdevingui durant la diligència.

Cal informar l'interessat del dret que té de designar una persona per presenciar la inspecció. En cas de renunciar-hi, s'indica en la diligència corresponent.

S'estableix un termini màxim de temps d'espera, des de la presentació en l'establiment fins a la presa de mostres, de 15 minuts, per dificultar qualsevol actuació del subjecte inspeccionat que pugui alterar la normal producció d'aigües residuals de la seva activitat (tancament de circuits d'aigua contaminada, dilució de l'abocament amb aigües netes, etc.). En el cas de sobrepassar aquest temps, queda a criteri de l'inspector continuar les actuacions, i ha de fer constar aquesta circumstància.

Si el punt de mostreig és extern a les instal·lacions objecte d'inspecció, hi ha de ser present un agent de l'autoritat. Si es produeix un retard en la presentació del representant de l'empresa en aquest punt, es pot agafar una mostra dintre del termini de 15 minuts amb total validesa.

L'existència de qualsevol motiu que obstaculitzi l'accés a les instal·lacions per fer el mostreig s'ha de fer constar en l'acta i la inspecció es dona per finalitzada.

## Presa de mostres

L'objectiu de la presa de mostres és obtenir una porció de l'abocament el volum de la qual sigui prou petita perquè pugui ser transportada amb facilitat i manipulada al laboratori sense que per això deixi de representar amb exactitud les característiques de l'abocament de què procedeix. Això implica que les concentracions de tots els components han de ser les mateixes en la mostra que en l'abocament i que aquestes mostres han de ser manipulades i transportades sense que els seus components experimentin alteracions abans de ser analitzades.

**Punt de mostreig:** els mostrejos s'han de realitzar sobre un o diversos punts d'abocament, amb independència del nombre total que hi hagi en l'establiment i a criteri de l'inspector. La mostra s'ha de prendre en un punt que sigui representatiu de la qualitat final d'aquest abocament, i preferentment en l'últim punt de connexió abans de la xarxa de sanejament en arqueta visitable. En el cas particular que l'abocament es realitzi mitjançant una impulsió, es fa el mostreig en el mateix pou de bombament. Si no hi hagués arqueta de registre, es mostrejaria en els punts interiors que es considerin representatius a criteri de l'inspector. Així mateix, cal requerir en l'acta la instal·lació d'una arqueta adequada on es pugui mostrejar i mesurar el cabal.

**Descripció de la presa de mostres:** la presa de mostres es fa amb un mostrejador o ampolla mostrejadora, esbandits prèviament amb la mateixa aigua que s'ha de mostrejar. L'aigua de l'esbandida no es tornarà al punt de mostreig tret que el corrent garanteixi que no afecti la mostra. Cal evitar en tots els casos tocar les parets i fons per evitar l'arrossegament de sòlids no representatius. De la mateixa manera, cal adoptar les precaucions necessàries en cas de presència de sòlids flotants. L'envàs s'ha d'omplir evitant en la mesura que sigui possible l'acumulació d'oxigen al seu interior. Si no existís cabal en l'arqueta de sortida l'inspector es reservaria el dret de mostrejar en altres punts amb els criteris que hem detallat.

**Envasament de la mostra:** el material dels envasos s'ha d'escollir en funció dels paràmetres que es vol analitzar:

- **Vidre:** ampolla d'1 L per a determinacions orgàniques. Si es vol determinar compostos orgànics volàtils, els envasos s'han d'omplir completament, sense que quedi aire retingut.
- **Plàstic:** ampolla de 2 L per a la resta de les determinacions analítiques.

**Tipus de mostrejos:** hi ha dos tipus de mostrejos:

- **Puntual:** es realitza una presa de mostres única en temps i en lloc.
- **Compost o integrat:** presa de mostres proporcional al temps o al cabal. És recomanable que el mostreig coincideixi amb una jornada laboral completa de l'empresa que es vol inspeccionar. Aquest tipus de mostreig pot fer-se mitjançant mostrejadors automàtics o bé el pot fer el mateix tècnic, que ha de prendre diverses submostres al llarg de la jornada (és recomanable un mínim de tres submostres espaiades al llarg de la jornada). En general és recomanable fer el mostreig en funció del cabal. En llocs on no es prevegin variacions significatives de cabal al llarg del temps o en el cas que sigui previsible que les dades de cabal no siguin fiables, es pot efectuar el mostreig en funció del temps.

En general es recomana fer un mostreig compost o integrat de durada igual a la jornada laboral o al procés productiu que genera els abocaments, excepte en el cas que existeixi una homogeneïtzació prèvia a l'abocament que garanteixi que la mostra no experimentarà variacions significatives en el temps o en el cas que, pel tipus de procés productiu, s'espera que l'aigua residual no variï de característiques al llarg del temps, on una mostra puntual serà representativa.

**Repartiment de mostres:** en el moment de recollir les mostres s'informa l'interessat del seu dret que li sigui lliurada una mostra bessona, i cal fer constar en l'acta el lliurament o rebuig d'aquesta mostra. Es pren una sola mostra en un únic recipient integrador, on s'homogeneïtza i divideix en tres fraccions. Es tanquen aquests recipients, s'identifiquen i es precinten. En aquest moment es lliura una mostra precintada a l'interessat i en queden dues en poder de l'Administració.

En relació amb el precinte de les mostres, es recomana introduir el recipient o recipients en una bossa tancada mitjançant precinte numerat inviolable (si no és per trencament) i que dugui serigrafats una sèrie d'apartats per emplenar mitjançant escriptura permanent. Les dades haurien de coincidir amb les

de l'etiqueta identificativa de la mostra.

**Identificació de les mostres:** en totes les mostres per analitzar hi ha d'haver una etiqueta que en garanteixi, d'una banda, una fàcil identificació i, d'altra, que el seu origen no sigui públic, a fi que els laboratoris treballin sobre mostres cegues. Les dades mínimes que s'han d'incloure en aquesta etiqueta són:

- Codi de referència, que serà el mateix per a les tres fraccions de cada mostra.
- Data del mostreig (en cas de mostres integrades o compostes cal indicar la data de començament i fi del mostreig).
- Hora (en cas de mostres integrades o compostes cal indicar l'hora de començament i fi del mostreig).

**Conservació de la mostra:** els recipients que continguin les mostres, els agents o mètodes utilitzats per conservar una mostra parcial per a l'anàlisi d'un o diversos paràmetres, el transport i l'emmagatzematge de les mostres i la seva preparació per a l'anàlisi no haurien d'ocasionar modificacions significatives dels resultats de la mostra.

Per reduir al mínim l'alteració de la mostra s'ha de conservar a la menor temperatura possible però sense arribar a la congelació (al voltant de 4 °C). En general, el temps entre la presa de mostra i l'inici de les anàlisis no ha de sobrepassar les 24 hores, la qual cosa comporta la recomanació de no fer inspeccions en dies vigília de festius, tret que l'horari dels laboratoris ho permeti.

#### Mesura dels cabals

En funció de l'objecte de l'actuació inspectora pot ser necessària la mesura o estimació del cabal abocat. Cal distingir en cada cas el procediment que s'ha seguit per determinar-lo, i que pot ser:

**Cabal mesurat:** està determinat per les lectures del mesurador de cabal de què disposi l'empresa (Parshall, Venturi, abocador, ultrasons, pressió, etc.) o bé pel mateix equip instal·lat pels inspectors. En el cas de cabalímetres propis, s'ha de comprovar que es tracta d'un equip homologat i que està instal·lat i funciona correctament.

**Cabal estimat:** queda a criteri de l'inspector estimar-lo quan l'empresa no disposa de cap mesurador de cabal. En aquest cas s'ha d'indicar el mètode d'estimació emprat.

**Cabal declarat:** quan, tot i no haver-hi sistemes de mesura del cabal abocat, es disposa de dades procedents d'altres fonts, com per exemple qualsevol document de l'empresa de declaració sobre producció d'aigües residuals o similars, o bé quan el representant de l'empresa facilita aquest valor durant la captura de dades en la inspecció.

En els casos en els quals es fa una mesura de cabal mitjançant equips instal·lats en el col·lector de sortida (propis o de la inspecció), es poden fer comprovacions addicionals amb el cabal consumit durant el període de mesura, per assegurar la validesa dels resultats. Les mesures realitzades durant un període en el qual hi hagi pluges no tenen valor.

#### Aixecament de la diligència i actes de mostreig

Amb caràcter general, s'emplena un document que denominarem **diligència d'inspecció**, que conté, entre altres coses, les dades relatives a la inspecció i les corresponents actes de mostreig. Dins de la diligència es documenten totes les actuacions realitzades (comprovacions efectuades, mostres preses, cabal determinat i mètode emprat, lectures dels comptadors de subministrament d'aigua i observacions pertinents, etc.). De la mateixa manera, s'emplena per a cadascuna de les mostres preses la corresponent acta de mostreig, en el qual s'ha de recollir tota la informació relativa a les circumstàncies en què es va prendre la mostra, així com els paràmetres que s'han d'analitzar.

La diligència i les actes de mostreig han d'incloure una referència a la documentació lliurada a l'interessat i han de ser signades i segellades per ell i el tècnic de la inspecció. En cas que el representant de l'empresa en el moment de la inspecció no signi l'acta i l'inspector no tingui la consideració d'autoritat pública, es podrà requerir la presència d'una autoritat (policia autonòmica o local, Guàrdia Civil, etc.) per donar testimoni de la inspecció.

Tant en la diligència com en l'acta de mostreig cal incloure un apartat d'observacions de l'interessat, on el representant de l'empresa pot reflectir qualsevol aspecte que consideri rellevant sobre les actuacions.

En tots els casos s'ha de lliurar una còpia de la diligència, actes de mostreig i annexos a l'interessat. Així mateix, es recomana lliurar un full explicatiu del procediment que s'ha de seguir en cas que s'hagin de dirimir resultats analítics. Així mateix, cal incloure en la documentació que es lliura a l'interessat un document de [cadena de custòdia](#) de les mostres que li han estat lliurades, a fi de garantir que els resultats que es presentin relatius a la mostra lliurada a l'interessat en efecte corresponen a aquesta mostra.

Lliurament de les mostres al laboratori

Es podem donar dos casos generals:

- Quan els inspectors van acompanyats per personal del mateix laboratori que farà les anàlisis. En aquest cas les mostres han de ser preses, conservades i transportades per aquest, per la qual cosa únicament cal deixar constància en l'acta de mostreig del tècnic que fa el mostreig i el laboratori al qual pertany, a fi de reflectir-ho en la [cadena de custòdia](#) de la mostra presa.
- Quan són els mateixos inspectors els que fan el mostreig, conserven i transporten les mostres fins al laboratori que farà les anàlisis. En aquest cas l'inspector ha d'emplenar una fulla de sol·licitud on s'exposen les dades generals de la mostra (dades identificatives idèntiques a les es reflecteixen en l'etiqueta de la mostra), així com els paràmetres que ha d'analitzar el laboratori, qui fa el lliurament de la mostra, la data i l'hora de lliurament al laboratori.

Dades que han de constar a les actes

La diligència d'inspecció i els seus annexos han de ser documents de fàcil maneig i complementació, els quals han de contenir la màxima informació útil possible i evitar informació addicional no relacionada amb l'objecte de la inspecció. És preferible que siguin fulls de paper autocopiabls per emetre dues còpies (una per a l'interessat i l'altra per a l'Administració).

Cal recordar que, en el cas que les actuacions d'inspecció es limitin al mostreig dels abocaments, podria unificar-se tot en un únic document, les actes de mostreig. Es recomana que en l'anvers dels fulls que es lliuren al representant de l'empresa s'inclouin les normes generals informatives necessàries per a la correcta interpretació del contingut de les actes i un breu resum del protocol general d'inspecció. A continuació es detallen els continguts mínims recomanats per a cadascun dels documents que componen la diligència:

#### **Diligència d'abocaments:**

- Dades de l'empresa inspeccionada, que inclouen la raó social, adreça, municipi, NIF, telèfon, fax i activitat a la qual es dedica.
- Representant de l'empresa: nom, càrrec i DNI.
- Dades de la inspecció: nom del tècnic encarregat de la inspecció, data de la inspecció, hora de començament i final de les actuacions, relació general de les actuacions realitzades en la inspecció (mostreig, comprovació de cabals, consum o producció, etc.).
- Dades sobre subministraments: cal reflectir-ne tota la informació, com ara disponibilitat de fonts d'autoconsum i ubicació, així com nombre de comptadors, tipus, número de sèrie, lectura, localització de cadascun, etc.
- Dades sobre l'abocament: es fa èmfasi en dades com el nombre total de punts d'abocament, règim d'abocament, disponibilitat de tractament dels abocaments i estat d'operativitat, etc.
- Observacions a la inspecció: un apartat per a observacions de l'inspector i del representant de l'empresa.
- Relació d'annexos. Cal enumerar els annexos de què consta la diligència i si s'han lliurat les còpies corresponents a l'interessat.
- Apartat per a la signatura i el segell del representant de l'empresa i de la inspecció.

#### **Acta de presa de mostres:**

- Identificació de la mostra: s'identifica preferiblement amb un codi que no doni pistes sobre el seu origen.
- A més, cal consignar les dades relatives a la identificació del punt de mostreig, procedència i destinacions de les aigües, disponibilitat d'arqueta i ubicació, data, hora d'arribada i hora del

mostreig.

- Representant de l'empresa: nom, càrrec i DNI.
- Representant de la inspecció: es reflecteixen les dades de l'inspector, així com les del laboratori on es faran les anàlisis, i personal del laboratori que participi en els mostrejos. Finalment es deixa constància, si s'escau, de la presència d'agents de l'autoritat.
- Dades sobre el mostreig, com ara: el tipus (puntual, integrat, etc.) i la descripció del tipus d'integració, aspecte de les mostres, dades de cabal i mètode de determinació, incidències en la producció d'aigües residuals en l'empresa, condicions atmosfèriques, relació de paràmetres que s'han d'analitzar, resultats de les anàlisis realitzades *in situ*, etc.
- Croquis del punt de mostreig.
- Observacions al mostreig: apartat per a observacions de l'inspector i del representant de l'empresa. En aquest apartat cal indicar si l'interessat rep o rebutja rebre la mostra bessona.
- Apartat per a la signatura i el segell del representant de l'empresa i de la inspecció.

**Document de cadena de custòdia de la mostra bessona:** aquest document serveix com a garantia que els resultats que presenti l'interessat com a contraanàlisi corresponen a la mostra que li va ser lliurada en el moment de la inspecció. Per això s'ha de lliurar juntament amb aquesta mostra i l'ha d'emplenar el personal del laboratori triat per a la realització de la contraanàlisi. S'edita en un full autocopiatiu, per a l'emissió de tres còpies (una per a l'interessat, una altra per a l'Administració i la tercera per al laboratori).

Les dades que ha de contenir aquest document han de ser almenys les següents:

- Dades del laboratori i el seu representant.
- Dades de l'empresa que remet la mostra.
- Dades identificatives de la mostra: aquestes són les dades crítiques que permeten garantir que la mostra no ha estat violada i el butlletí d'anàlisi correspon a la mostra lliurada a l'empresa durant la inspecció. En concret, fa referència a la data i hora de recepció de la mostra al laboratori, la denominació original de la mostra, el codi de la mostra al laboratori i les condicions de refrigeració, identificació i precinte en el moment de rebre la mostra al laboratori.
- Finalment s'inclou un apartat d'observacions del laboratori i la signatura del representant del laboratori i el segell.

Equipaments i normativa de prevenció i seguretat

**Objecte:** la finalitat és establir els criteris d'actuació que ha de seguir el personal d'inspecció per minimitzar els riscos d'accidents en el treball (accidents, circulació, exposició a contaminants, sobreesforços, etc.). Amb caràcter general, per a la realització d'inspeccions es requereix la participació d'un equip mínim de dues persones a fi de disposar d'assistència immediata en cas d'accident durant les actuacions.

**Inspecció i mostreig en indústries i xarxes de sanejament:** com a primera consideració cal tenir en compte i respectar la norma de seguretat interna que tingui establerta l'empresa. Cal requerir l'empresa perquè obri l'arqueta o bé es fa amb mitjans propis utilitzant els mitjans auxiliars disponibles (pota de cabra, palanca, etc.) per a l'obertura de la tapa de l'arqueta. Com a equipament de seguretat cal emprar guants de protecció de cuir i calçat de seguretat amb puntera reforçada.

Per a la presa de mostres i mesurament de cabal cal emprar els mitjans necessaris que evitin haver d'accedir a l'interior de l'arqueta. Quan no sigui possible prendre la mostra des de l'exterior de l'arqueta, si no hi ha garantia quant a seguretat, s'aixeca acta per fer constar el motiu de la no-presa de mostres, així com de la necessitat d'adequar les instal·lacions per al correcte acompliment de la inspecció dels abocaments. Com a equipament de seguretat cal emprar guants de protecció de làtex, mascareta i ulleres de seguretat.

En cas que sigui imprescindible haver d'accedir a l'interior d'una arqueta o espai tancat, prèviament s'ha de fer un mesurament de gasos amb un equip portàtil per a la detecció, com a mínim, d'oxigen, diòxid de carboni, àcid sulfhídric i explosivitat. No s'ha d'accedir al col·lector si l'atmosfera no és l'adequada. En el cas d'haver-hi d'accedir en aquestes condicions, cal utilitzar equips de respiració autònoms o semiautònoms.

Si hi entra una persona, a l'exterior hi ha d'haver una altra persona, la qual en tot moment ha de mantenir contacte, si més no verbal, amb el tècnic que baixi a l'interior de l'arqueta. Aquest ha d'estar

unit a l'exterior per un arnés que permeti ajudar-lo en cas que sigui necessari. Quant a l'equipament, cal emprar calçat antilliscant i bus impermeable, amb protecció addicional per al cap.

Si l'arqueta està situada a l'exterior de la fàbrica, s'ha de senyalitzar la zona de treball a la via pública situant el vehicle de manera que protegeixi la boca de l'entrada a la cambra o arqueta en el sentit de la circulació, instal·lant els fars en el vehicle per incrementar la visibilitat, utilitzant senyalització addicional o elements d'abalisament segons que ho requereixin les condicions de la via, la visibilitat o el trànsit. En tots els casos, el personal ha d'emprar armilla reflectant per facilitar-ne la visibilitat.

**Inspecció i mostreig en el medi natural:** cal senyalitzar la zona de treball en la via pública d'acord amb el protocol esmentat. Per a la presa de mostres s'han d'emprar guants de làtex, protecció buconasal amb mascareta i protecció ocular amb ulleres de seguretat. En cas d'il·luminació escassa cal emprar llanternes. En funció de les condicions climatològiques s'ha de preveure la utilització de roba d'abric i/o impermeable. En els casos que s'hagi d'entrar en masses d'aigua per a la presa de mostres (rius, canals, etc.) s'ha de fer sempre que el nivell de les aigües, la velocitat i/o l'espessor i la fermesa del sediment no suposin un risc per al tècnic, que ha de portar la vestimenta adequada. Així mateix, si aquests treballs requereixen l'ocupació d'embarcacions, s'han d'utilitzar les corresponents armilles salvavides.

#### 4.3.2.7 Tècniques per al control en continu d'abocaments industrials

El control d'abocaments d'aigües residuals industrials presenta grans inconvenients derivats, d'una banda, de les característiques de la mostra que s'ha de tractar amb altes concentracions de sòlids, greixos, flotants, condicions de cabal de gran variabilitat, etc., i d'una altra, de l'habitual falta d'infraestructura adequada per a la ubicació i servitud dels sistemes de mostreig o anàlisi, així com l'ocultació de la contaminació per part de la indústria. A això s'uneix la provisionalitat de les instal·lacions en les inspeccions de control, amb períodes de supervisió que oscil·len entre 24 hores i 15 dies, amb l'exigència de la flexibilitat i rapidesa en el muntatge i seguiment dels sistemes emprats. En aquest llibre es pretén fer un estudi dels sistemes existents en l'actualitat per al mostreig i caracterització de les aigües residuals industrials i la seva aplicació a les instal·lacions temporals d'inspecció. S'introdueixen les tecnologies emprades en la instrumentació perquè l'usuari en compregui les limitacions i condicions d'ús. Es presenten, així mateix, solucions operatives d'actualitat, amb diferents graus de complexitat: des de sistemes simples de mostreig automàtic fins a sistemes mòbils multiparàmetre amb transmissió remota de dades i alarmes.

#### Introducció

A l'hora de planificar i establir un correcte control d'abocaments d'aigües residuals industrials s'ha de:

- Conèixer el procés productiu de la indústria en qüestió.
- Localitzar i situar correctament els abocaments.
- Definir l'àmbit competencial i legislatiu.

El coneixement del procés de producció permetrà definir aquells paràmetres més significatius que s'han de monitorar en l'abocament. La localització correcta dels punts d'abocament permetrà la presa de mostres representatives. La ubicació dels punts de control es pot fer:

- En la indústria: en aquest cas el control el pot establir la mateixa indústria o l'Administració competent, ja sigui per al control de la contaminació o per a la determinació del cànon d'abocament.
- En el clavegueram i/o col·lectors: l'extensió de les xarxes de clavegueram i el gran nombre d'empreses potencialment contaminants obliga a determinar i habilitar punts representatius en la xarxa, amb identificació dels agents contaminants i la possibilitat de caracteritzar paràmetres de diversos agents (cabal) en el mateix punt.
- En la llera pública: el control en temps real de la qualitat de les lleres i la incidència que hi té la contaminació industrial s'estan realitzant en l'actualitat per mitjà d'estacions automàtiques de control a través de diferents programes de caràcter nacional o autonòmics.
- En les EDAR: resulta de gran utilitat per a l'Administració i l'empresa concessionària de l'explotació controlar la incidència de la contaminació industrial en el col·lector d'entrada a la planta. Coneixent-ne la qualitat a l'inici del procés de depuració s'evita així qualsevol problema posterior de tractament.

Per a la caracterització de l'abocament s'empra com a eina bàsica el mostrejador automàtic, que permet prendre i emmagatzemar mostres representatives per poder analitzar-les posteriorment al laboratori.

Per a la determinació de quanties de possibles sancions o cànon d'abocament resulta imprescindible la quantificació simultània del cabal. És possible també la mesura i registre de diferents paràmetres fisicoquímics, i fins i tot de paràmetres globals de quantificació de càrrega orgànica. En els apartats següents es desenvoluparan les característiques més destacables d'aquests sistemes i les seves condicions d'aplicació, i es ressaltaran les alternatives més adequades al control d'abocaments industrials.

#### Mostrejadors automàtics

**Descripció:** l'anàlisi de la qualitat d'un efluent té com a punt de partida la presa de mostres representatives per analitzar-les al laboratori. Qualsevol conclusió o acció que s'emprenghi a partir d'aquests resultats depèn de la legitimitat de la mostra, que ha de proporcionar informació fiable i representativa de les característiques reals de l'abocament. Aconseguir aquesta mostra és complicat a causa de les probables variacions en cabal i qualitat de l'abocament. L'anàlisi de mostres no representatives podria conduir a decisions sancionadores errònies o a l'adopció de sistemes de tractament innecessaris. El mostreig automàtic resulta l'eina adequada a causa de la flexibilitat dels equips actuals, que permeten adaptar-se a les necessitats de cada punt de mostreig (Figura 4.8).



**Figura 4.8.** Mostrejador automàtic amb sondes associades.

El punt adequat per fer el mostreig ha de reunir les característiques següents:

- El punt de mostreig ha d'estar tan a prop de la font d'abocament com sigui possible.
- El cabal en el punt de mostreig ha de ser conegut o quantificable, perquè la determinació de la càrrega contaminant i el seu possible efecte nociu depenen tant del cabal com del nivell de contaminació.
- El punt de mostreig ha de ser accessible, perquè la recollida dels recipients de les mostres obliga a visites periòdiques de l'operador.
- No han d'existir aportacions secundàries de cabal en la proximitat del punt de mostreig perquè en aquest cas la barreja amb el corrent principal no seria homogènia.
- El flux en la zona de mostreig ha de ser turbulent i s'han d'evitar recessos o zones de desacceleració, on la possible acumulació de sòlids desvirtuaria la mostra recollida.
- La velocitat d'aspiració de mostra ha de ser superior a 0,5 m/s per evitar la pèrdua de veïdals en el transport.
- S'ha d'utilitzar un filtre de gruixos en el punt d'aspiració per evitar obstruccions.

Els mostrejadors automàtics són equips que realitzen de manera autònoma la presa de mostres per a la seva anàlisi posterior segons un programa de mostreig flexible que permet obtenir resultats analítics veritablement fiables i representatius. Les mostres obtingudes han de ser representatives, homogènies, i han de romandre inalterades durant el temps adequat per a cada paràmetre que s'analitzi. Segons la seva aplicació, els mostrejadors poden ser:

- Fixos refrigerats, destinats a una ubicació permanent i amb alimentació de xarxa.

- Portàtils, destinats a ser utilitzats en diferents punts de mostreig. S'alimenten amb bateria i presenten una autonomia mitjana d'una setmana amb mostres horàries.

Segons l'accionament d'aspiració de mostra, els mostrejadors més utilitzats són els de bomba peristàltica i bomba de buit. Els mostrejadors poden disposar d'entrades d'alarma per contacte, entrades analògiques o de polsos per al control mitjançant la mesura de cabal, i també s'hi poden connectar elèctrodes selectius per a la mesura de diferents paràmetres. Atès que els controladors disposen d'emmagatzematge intern de dades i capacitat de transmissió per línia sèrie, mòdem o GSM, poden constituir un sistema de gran autonomia i eficàcia.

Els controladors dels mostrejadors automàtics permeten una gran flexibilitat en la configuració dels programes de mostreig. Els més recomanables per al control d'abocaments són el mostreig proporcional al cabal, perquè permet obtenir la mostra més representativa de la càrrega contaminant abocada en el període de mostreig, i el mostreig per revessament d'alarma, associat en aquest cas a sensors o analitzadors en continu.

#### Mesura de cabal

**Descripció:** un paràmetre fonamental que s'ha de determinar per al càlcul de la càrrega contaminant de qualsevol abocament és el cabal, tant per quantificar els gravàmens que s'han d'aplicar com per a la previsió de possibles danys en la xarxa de sanejament, en instal·lacions o en els punts finals de descàrrega. Per tant, qualsevol sistema de control d'abocaments ha d'incorporar un equip adequat per mesurar el cabal, juntament amb els elements que permetin instal·lar-lo en el punt de control. Comença a ser pràctica comuna en les empreses a les quals s'aplica un cànon d'abocament instal·lar de manera permanent un sistema de mesura de cabal per al seu control intern. Així mateix, en la xarxa de col·lectors o en arquetes d'accés a aquesta xarxa es pot disposar d'instal·lacions adequades per a la mesura de cabal, però en molts casos es disposa de pocs sistemes de mesura i molts punts per controlar, per la qual cosa és important la facilitat de transport i la instal·lació del sistema per permetre la mesura de cabal en qualsevol punt de la xarxa durant períodes limitats de temps (Figura 4.9).



**Figura 4.9.** Mesuradors de cabal portàtil.

Els cabalímetres mesuren el cabal com a funció de la velocitat del líquid a través d'una secció determinada. Per a això mesuren ambdues variables o només una si l'altra és constant o funció directa de la primera. Els controladors presenten un ampli ventall de prestacions, des d'equips bàsics que actuen com a mers transmissors i converteixen el senyal del sensor en valor de cabal mitjançant taula de conversió introduïda per l'usuari, fins a equips d'altres prestacions que poden actuar com a sistema d'adquisició i transmissió de dades, perquè incorporen emmagatzematge intern de dades, entrades opcionals de sensors fisicoquímics i comunicacions via línia sèrie, mòdem o GSM, així com múltiples sensors d'àrea-velocitat que permeten monitorar diversos brancs d'un entroncament mitjançant un controlador únic. En els casos d'aplicació en diferents punts de mesura, és important la facilitat de canvi entre aforaments, per la qual cosa convé que el controlador disposi en memòria interna de les corbes dels diferents aforaments que s'han d'emprar. Existeixen equips fixos i portàtils. Aquests estan alimentats mitjançant bateria amb una autonomia d'entre tres i set dies, amb freqüència programable d'emmagatzematge de dades des d'un minut.

**Cabal en canal obert o canonada parcialment plena:** en aquest tipus d'instal·lacions és necessària la mesura de la velocitat i de la secció, en aquest cas com a funció de l'altura de la vena líquida. Els tipus de sensors emprats per a la mesura de l'altura de la vena líquida són:

- [Sensor de bombolla](#)



- [Sensor de pressió](#)
- [Sensor ultrasònic](#)

Sempre que sigui possible és recomanable instal·lar un aforament normalitzat que permeti facilitar la ubicació dels sensors i garanteixi la fiabilitat de la mesura. En aigües residuals industrials és recomanable l'ús del canal Parshall, en el qual la geometria del canal provoca l'acceleració del líquid en aproximar-se a la gola, cosa que impedeix la formació de sediments que puguin alterar la lectura. Permet la mesura en un rang de cabals de 20:1, amb amples de gola normalitzats entre 2,5 i 250 cm.

**Cabal en canonada en càrrega:** per a la mesura en canonada en càrrega el sistema més utilitzat és el mesurador de cabal electromagnètic. Mesura la modificació provocada per la velocitat del líquid en un camp electromagnètic generat pel mateix sensor. Segons la llei de Faraday, quan un conductor elèctric es mou en un camp magnètic s'hi indueix una tensió. En aquest cas és el mateix líquid el conductor elèctric, per la qual cosa cal una conductivitat mínima en aquest que, segons els equips, pot ser d'entre 5 i 20 microsiemens, valors sempre superats en aigües residuals. La seva aplicació en control d'abocaments presenta l'avantatge de la impossibilitat de la manipulació de l'element sensor, accessible en els casos de canal obert. Requereix la utilització d'una brida adequada intercalada en la canonada on es vol mesurar el cabal, per la qual cosa només és aplicable en instal·lacions permanents.

Existeix un altre model de sensor de velocitat per efecte Doppler amb emissor i receptor separats per ser col·locat mitjançant brides a l'exterior de canonades. Aquests sensors s'apliquen en canonades metàl·liques o de plàstic amb diàmetres d'entre 10 i 100 cm, i no poden utilitzar-se en canonades ceràmiques o de formigó, perquè aquests materials no permeten la transmissió del senyal ultrasònic. Com que els sensors es col·loquen a l'exterior de la canonada, es poden aplicar a mesures intermitents. No obstant l'aparent comoditat en la instal·lació, cal que el contacte entre els sensors i la canonada sigui perfecte, sense brutícia ni irregularitats, per a la transmissió adequada dels senyals ultrasònics, fet que en dificulta l'aplicació en xarxes de col·lectors.

#### Tècniques analítiques

L'anàlisi en continu dels diferents elements significatius en el control d'abocaments es pot realitzar per mitjà d'analitzadors de procés. En general aquests analitzadors permeten analitzar un únic paràmetre, per la qual cosa la seva elecció ha d'estar motivada per la necessitat de controlar la repetició de possibles esdeveniments o de la seva perillositat. Per treballar amb aigua residual i, sobretot, per a instal·lacions temporals, és recomanable evitar bombar i condicionar la mostra, per la qual cosa s'han d'utilitzar sistemes d'anàlisi consistents en sondes d'immersió. En canvi, els analitzadors de procés que mesuren en *bypass* i que requereixen habitualment reactius que permetin condicionar la mostra per permetre quantificar-la amb el sistema d'anàlisi, tan sols serien aplicables en instal·lacions permanents dotades de la infraestructura adequada. Els organismes encarregats de la vigilància i del control haurien d'orientar l'elecció d'instrumentació cap a sistemes més flexibles i robustos que permetin el treball de camp en les condicions presents en els abocaments industrials. Aquests instruments donaran informació de paràmetres globals indicatius de la qualitat d'aigua, acompanyats sempre de mostrejadors automàtics que permetin l'anàlisi posterior selectiva al laboratori. En els apartats següents s'estudien els paràmetres que es poden quantificar amb fiabilitat en instal·lacions temporals de control d'abocaments.

#### Paràmetres fisicoquímics

**pH:** l'aplicació dels elèctrodes de pH a abocaments industrials presenta el possible inconvenient que, com que es tracta de mostres de forces iòniques elevades, poden provocar la contaminació del *buffer* intern i l'electròlit de referència. Per evitar això en la utilització en continu, convé emprar elèctrodes amb *buffer* gelificat, que en dificulta la pèrdua i contaminació, i doble unió en l'elèctrode de referència, de manera que aquest elèctrode es trobi en contacte amb electròlit protegit del medi per una primera secció amb una solució de NO<sub>3</sub>K que bloqueja el pas de metalls pesants (sulfurs, proteïnes i altres compostos que poden reaccionar amb la plata de l'elèctrode de referència). És important la geometria del cos del sensor, que ha de protegir el bulb de vidre de possibles impactes de sòlids, a més d'afavorir la velocitat de la mostra en la zona de contacte.

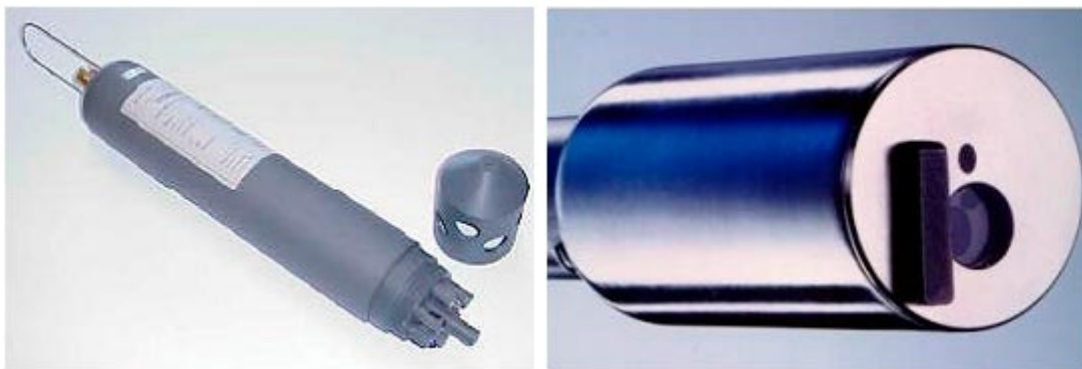
**Redox:** la mesura de redox indica la capacitat oxidant (potencial redox positiu) o reductora (potencial negatiu) de la mostra. S'expressa en mV i el seu rang habitual està entre -1.500 i +1.500 mV. La mesura es fa mitjançant un elèctrode de metall inert, normalment platí, en contacte directe amb el medi. Igual que en el pH, hi ha elèctrodes combinats que incorporen l'elèctrode de referència. En aplicacions industrials és convenient que disposin de doble unió en l'electròlit de referència, o bé que aquest sigui reomplible. El seu manteniment requereix netejar adequadament l'elèctrode de platí.

**Conductivitat:** la conductivitat és la capacitat d'una substància de conduir el corrent elèctric. En el cas de solucions, el corrent és conduït pel moviment dels ions, depenent de la seva mobilitat, càrrega i concentració. Els elèctrodes de conductivitat consisteixen en dos acabaments metàl·lics o de grafit en contacte amb la mostra, als quals s'aplica un camp elèctric altern, i es mesura el corrent circulant. En les aplicacions de mesura amb aigües residuals, la brutícia dipositada sobre els elèctrodes pot modificar la constant de cel·la i afectar la mesura. Una possible solució és utilitzar una cel·la de quatre elèctrodes, amb dos elèctrodes actius i dos sensors intermedis. Una altra alternativa, encara més robusta, per aplicar en mesures permanents són les sondes inductives, perquè no hi ha contacte entre els elèctrodes i el medi.

**Terbolesa / sòlids en suspensió:** es defineix com a *terbolesa* la propietat d'un líquid de dispersar la llum incident. Aquesta dispersió depèn de diversos factors, com la longitud d'ona de la llum radiada, el color de la mostra, l'angle de mesura, la distribució de la grandària de partícules i l'índex de refracció òptic de la matèria sòlida en suspensió. Segons la norma DIN EN 27027, la terbolesa s'ha de mesurar en un angle de 90° respecte el feix incident (mesura nefelomètrica) i la longitud d'ona ha de ser de 860 nm, en l'infraroig proper, a fi de minimitzar l'efecte de la coloració; la font lluminosa sol ser un díode LED infraroig. La mesura es pot fer per mitjà de sondes d'immersió o per turbidímetres en *bypass*. Com que es tracta de sistemes òptics de mesura, és fonamental netejar les lents en contacte amb el medi, i és imprescindible utilitzar sistemes automàtics de neteja per mesurar en aigües residuals.

Per mesurar sòlids en suspensió és recomanable utilitzar un angle major de 90° per buscar una millor sensibilitat en partícules de diàmetre superior a 2 micres. Per mitjà de la combinació de dos angles diferents, 90° i 135°, s'aconsegueix la mesura independent de la coloració de la mostra.

**Sonda de sòlids i principi de mesura de doble angle – Sonda multiparàmetre:** les sondes multiparàmetre (Figura 4.10) permeten integrar diferents sensors en una única sonda, i faciliten el transport i la instal·lació en el cas de mesures temporals. Admeten una gran versatilitat de configuració perquè poden treballar amb elèctrodes de pH, temperatura, redox, oxigen dissolt, conductivitat, nivell, terbolesa i fins i tot diferents elèctrodes selectius. El conjunt dels elèctrodes s'allotja en una cambra protegida d'impactes directes de sòlids. S'instal·la habitualment per suspensió mitjançant una cadena en el punt de mesura. L'experiència de l'ús en aigües residuals indica que són aplicables els elèctrodes bàsics de pH, temperatura, redox i conductivitat, i que són menys efectius la resta de paràmetres perquè no disposen d'autoneteja i condicionament per als elèctrodes selectius. Hi ha models bàsics de sonda per treballar amb connexió permanent al controlador, i models avançats amb enregistradors de dades i bateria interna per treballar autònomament durant períodes llargs de temps, amb el posterior abocament de dades.



**Figura 4.10.** Sondes multiparàmetre.

#### Paràmetres globals – Matèria orgànica

La mesura de paràmetres globals indicatius de matèria orgànica té un gran interès perquè els paràmetres estan regulats en totes les legislacions d'abocament i són uns paràmetres d'una importància especial en el cas dels col·lectors de plantes de tractament. Els paràmetres habituals són DQO o DBO5 per a aigües industrials i DQO o TOC per a aigües superficials. Com a alternativa es planteja la mesura de matèria orgànica ultraviolada. En els apartats següents es presenta el resum de característiques dels analitzadors de DQO, TOC i matèria orgànica UV. Els analitzadors de DBO en continu són d'aplicació escassa en el control d'abocaments industrials, perquè requereixen habitualment subministrament de fang actiu extern a l'equip, i els seus temps de respostes són alts (entre 15 i 60 min).

#### **Demanda química d'oxigen (DQO):**

- Principi de mesura: oxidació ràpida per ozó, amb mesura d'ozó a l'entrada i a la sortida de la cambra d'oxidació.
- Oxidació per dicromat potàssic sotmès a microones, amb mesura colorimètrica del canvi de Cr VI a Cr III.
- Rang de mesura: 0-1.000 mg/l (fins a 20.000 amb dilució).
- Temps de resposta: entre 5 i 20 minuts.
- Instal·lació: en *bypass*, amb bombament de mostra fins a l'analitzador.
- Requeriment de cabal entre 100 i 500 cm<sup>3</sup>/min, pressió menor de 2 bars, mostra lliure de sòlids.
- Interferències: clorurs en concentracions superiors a 1 g/l (sense dilució).
- Servituds: alimentació de xarxa elèctrica, reactius, aigua de servei per a dilució i autorentatges.
- Contenidor: muntatge mural: no intempèrie.
- Portabilitat: no portàtil.

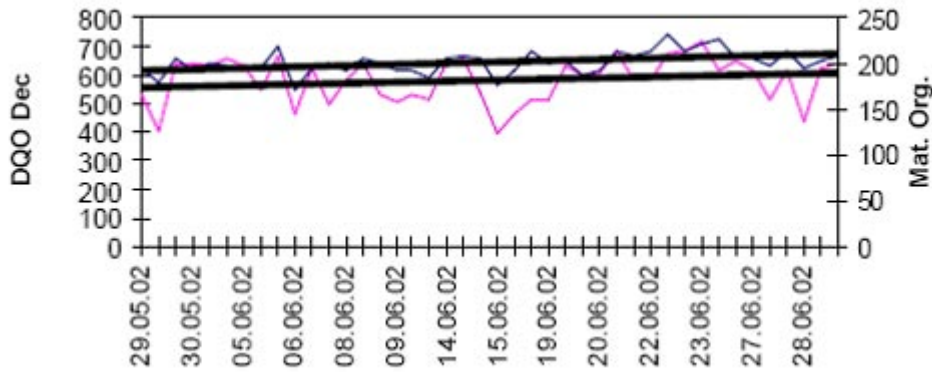
### **Carboni orgànic total (TOC):**

- Principi de mesura: mesura de la concentració del CO<sub>2</sub> mitjançant sensor d'infraroig no dispersiu del gas resultant de la mostra, amb l'eliminació prèvia dels compostos inorgànics de carboni mitjançant acidificació.
- Hi ha tres mètodes per a l'oxidació dels compostos orgànics: oxidació per persulfat a baixa temperatura sota radiació ultraviolada, oxidació catalítica a temperatura elevada entre 680 i 850 °C i oxidació per combustió a alta temperatura, per sobre de 1.050 °C
- Rang de mesura: 0-1.000 mg/l (fins a 20.000 amb dilució).
- Temps de resposta: entre 5 i 15 minuts.
- Instal·lació: en *bypass*, amb bombament de mostra fins a l'analitzador.
- Requeriment de cabal entre 100 i 500 cm<sup>3</sup>/min, pressió menor de 2 bars, mostra lliure de sòlids.
- Interferències: clorurs en concentracions superiors a 5 g/l (sense dilució).
- Compostos orgànics de difícil oxidació.
- Servituds: alimentació de xarxa elèctrica, reactius, aigua de servei per a dilució i autorentatges.
- Contenidor: muntatge mural: no intempèrie.
- Portabilitat: no portàtil.

### **Matèria orgànica UV:**

- Principi de mesura: mesura de l'absorbància a 254 nm. Per a la compensació de terbolesa es fa una segona lectura a 550 nm.
- Rang de mesura 0-3.000 m-1 SAK, equivalent a 0-15.000 mg/l DQO (estimat, varia segons la composició de la mostra).
- Temps de resposta instantani.
- Instal·lació: mitjançant sonda d'immersió. Opcionalment en *bypass* en cel·la de flux.
- Requeriment d'altura de vena líquida 10 cm mostra.
- Interferències: variabilitat en els compostos orgànics presents a la mostra. Sòlids en suspensió superiors a 8 g/l.
- Servituds: alimentació de xarxa elèctrica o bateria.
- Contenidor: controlador de muntatge mural amb protecció IP65.
- Portabilitat: portàtil.

De les característiques presentades es pot deduir que tan sols l'analitzador de matèria orgànica UV permet treballar en les aplicacions temporals de control d'abocaments. La seva mesura es basa en l'absorbància dels grups orgànics de la mostra a la longitud d'ona de 254 nm, característica dels dobles enllaços entre àtoms de carboni. Permet obtenir bones correlacions amb DQO i TOC en aigües superficials i residuals urbanes, i presenta més variabilitat en les aigües residuals industrials. No obstant això, a causa de la facilitat d'instal·lació com a sonda d'immersió i la seva robustesa d'ús, pot resultar un instrument molt útil com a detector d'episodis d'altres càrregues orgàniques i, acompanyat d'un mostrejador governat per alarma, pot permetre quantificar amb precisió la mostra obtinguda al laboratori. A la Figura 4.11 es presenta la relació entre el valor de matèria orgànica UV, expressat en unitats de SAK, i el valor de la DQO decantada a l'entrada de l'EDAR de Gavà, planta mixta amb un 60 % d'abocament industrial i un 40 % d'abocament urbà. El gràfic mostra les dades obtingudes durant 30 dies amb les respectives rectes de regressió, i s'observa que s'assemblen, la qual cosa avala la validesa de l'analitzador de matèria orgànica en l'aplicació esmentada, sempre considerat com un instrument de mesura de tendències amb capacitat de detecció d'episodis contaminants.

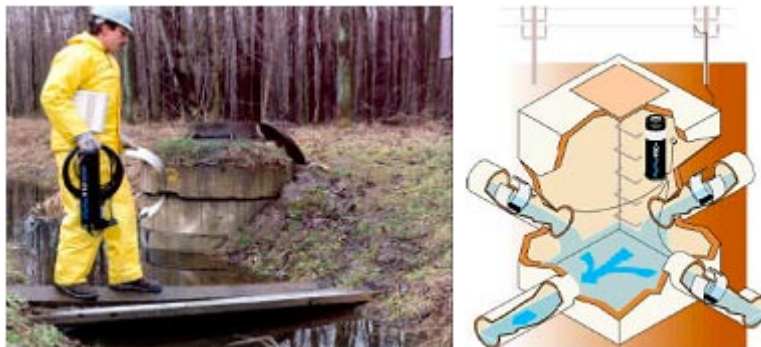


**Figura 4.11.** Evolució de la DQO i la matèria orgànica UV.

#### Exemples d'aplicació

**Mesura de cabal amb sensor AV:** a les imatges de la Figura 4.12 es presenta la mesura de cabal en aplicacions temporals en col·lectors de secció circular sense aforament normalitzat. A la figura es presenten els elements necessaris per a la instal·lació amb cabalímetre compacte amb sensor AV situat sobre fleix metàl·lic, que en permet una ràpida instal·lació en canonades de secció circular.

El controlador de la Figura 4.12 és un cabalímetre amb possibilitat de protecció *ex proof*. La seva programació i la recuperació de dades es fa des d'un PC, ja sigui portàtil en el punt d'instal·lació, ja sigui al centre de treball. Treballa amb un sensor Doppler amb mesura de nivell per bombolla. Hi ha models de controladors que admeten la connexió de diversos sensors i que permeten monitorar amb comoditat el repartiment de cabals en una intersecció de la xarxa.



**Figura 4.12.** Instal·lació temporal de mesura de cabal en entroncament.

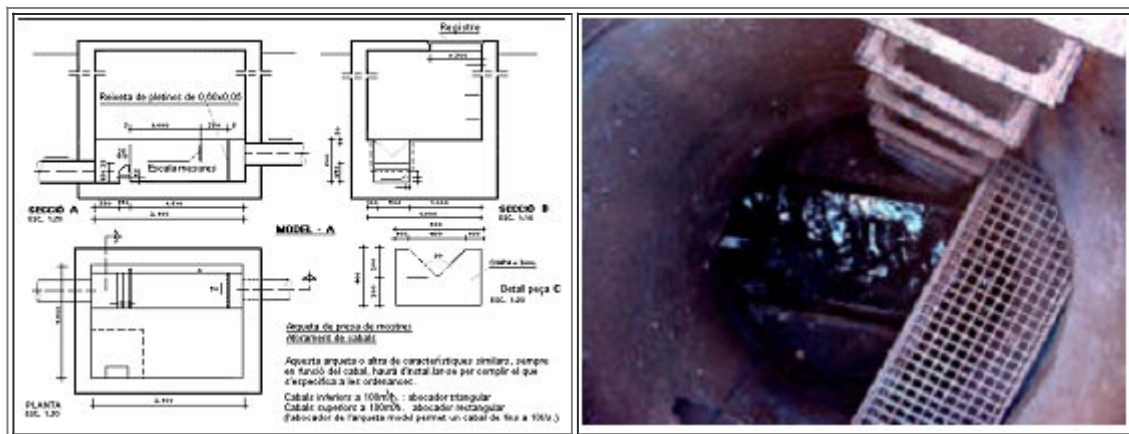
**Mostreig proporcional al cabal amb sondes fisicoquímiques:** els controladors dels equips de mesura de cabal i dels mostrejadors disposen de prestacions avançades que permeten connectar diferents sondes de fisicoquímics, com pH, conductivitat, oxigen dissolt, redox i temperatura, juntament amb la capacitat de comandament dels mostrejadors per a mostrejos proporcionals al cabal. Així mateix, permeten la memorització interna de dades, el treball autònom amb bateria per períodes de fins a una setmana, la comunicació per mitjà de mòdem o *track* GSM i la configuració d'un sistema complet de control d'abocaments (Figura 4.13).



**Sonda multiparàmetre:** les sondes multiparàmetre són eines molt eficaces per a la mesura temporal de paràmetres com temperatura, pH, conductivitat, oxigen dissolt i redox. Mitjançant la connexió a sistemes d'adquisició de dades amb capacitat de transmissió d'alarmes via GSM és un element bàsic molt senzill d'instal·lar per detectar possibles incidències en abocaments industrials. A la Figura 4.14 es mostra un sistema d'aquestes característiques. Tant l'enregistrador de dades com el mòdul de comunicacions i la bateria són en un maletí amb protecció IP-68 per poder ser muntats a la boca d'accés de la xarxa de col·lectors.



**Arquetes per a instal·lacions temporals de sistema de control:** a les xarxes de col·lectors amb un gran nombre d'abocaments industrials, i a fi de monitorar el major nombre possible de punts amb sistemes subjectes a instal·lacions temporals, és molt convenient habilitar arquetes (Figura 4.15) adequades per instal·lar amb rapidesa els equips i limitar els riscos de l'aplicació, tant per als equips com per a l'operari.

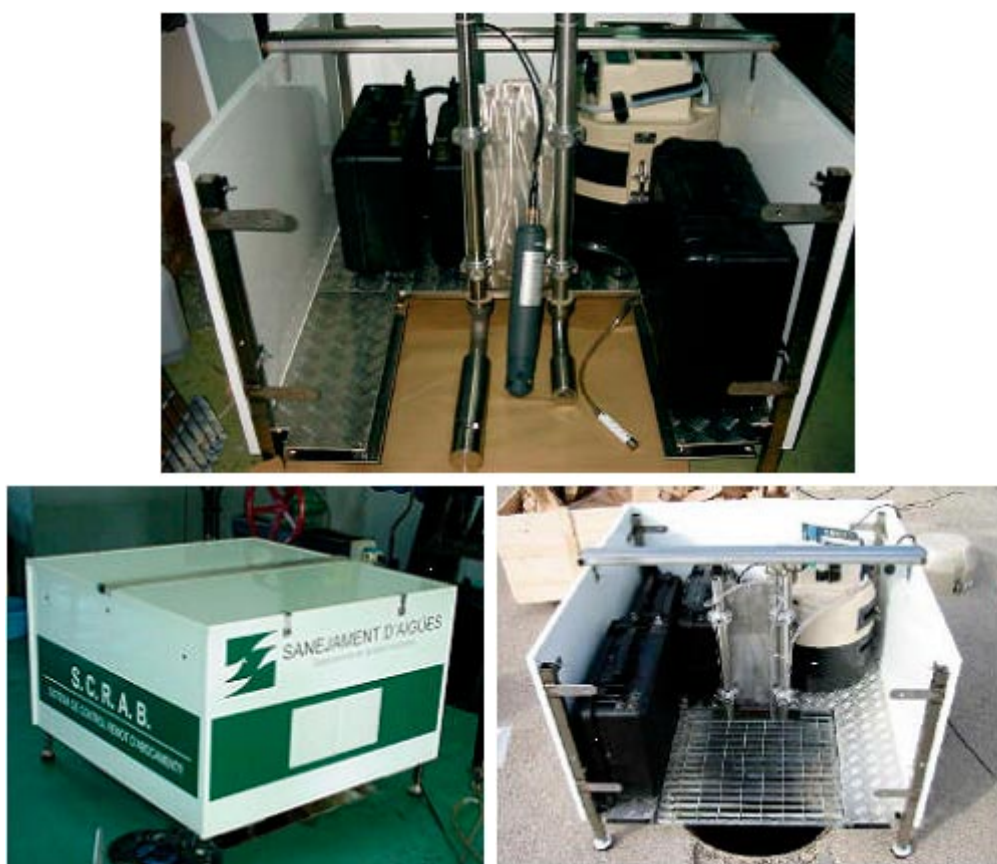


**Figura 4.15.** Arqueta de control d'abocaments.

A la Figura 4.15 es mostra un model d'arqueta adequada a la col·locació dels diferents sensors juntament amb el mostrejador i els equips de control i comunicació. L'arqueta presenta dos

compartiments diferenciats per a la zona d'anàlisi i una zona de desarenador per mitjà d'una fossa prèvia a la zona d'anàlisi. L'arqueta se situa en derivació respecte al col·lector principal, protegida mitjançant portes per evitar les possibles avingudes. Per a la ubicació de sondes es preveu un canal semicircular de fàcil accés. Hi hauria d'haver una presa d'aigua potable per facilitar les tasques de manteniment dels equips.

**Sistema de control d'abocaments des de superfície:** per a les aplicacions en les quals les arquetes no estiguin condicionades per ubicar-hi els sistemes de control, hi ha la possibilitat de treballar des de l'exterior de l'arqueta. A la Figura 4.16 es mostra un sistema complet compost per sonda multiparàmetre, sonda de mesura de terbolesa/sòlids, sonda de matèria orgànica, mostrejador automàtic, enregistrator de dades i sistema de comunicacions GSM, juntament amb bateries per treballar autònomament. Està dotat de sistemes d'ancoratge en immersió per a les diferents sondes. Els controladors són en maletes amb protecció IP-68 per poder treballar com a mòduls independents. El contenidor està compost per perfils lleugers i panells fàcilment desmuntables, i cobreix totalment la boca d'accés al col·lector. Una vegada instal·lades les diferents sondes, es completa el recobriments del conjunt de panells, i d'aquesta manera es protegeix el sistema de possibles intrusions. A la Figura 4.16 s'aprecia la seqüència de muntatge del conjunt. Una vegada desmuntat es pot transportar en un vehicle de tipus monovolum o furgoneta lleugera. El temps requerit per al muntatge o el desmuntatge no supera els 30 minuts.



**Figura 4.16.** Seqüència de muntatge.

**Vehicle equipat per al control d'abocaments:** el conjunt de sistemes de control es pot integrar en un vehicle industrial, la qual cosa en facilita el transport i la instal·lació en els diferents punts d'interès. Mitjançant una carrosseria personalitzada es poden incorporar els analitzadors adequats a l'aplicació específica, perquè el sistema es pot dotar de diferents sistemes de bombament i tractament de la mostra. L'energia elèctrica es pot agafar des d'una xarxa exterior al vehicle o per mitjà d'un generador incorporat. Així mateix, es dota el vehicle de sistemes de condicionament d'aire i de seguretat. Es pot disposar d'una àrea de laboratori amb instruments per a possibles anàlisis puntuals.

En l'exemple de les fotografies de la Figura 4.17, el vehicle està equipat amb sistemes de bombament submergible i autoaspirant, amb un sistema de detecció de fugides, un analitzador multiparàmetre, un analitzador de matèria orgànica i una sonda de terbolesa/sòlids, un analitzador d'amoni, un mostrejador refrigerat, un cabalímetre i una àrea de laboratori equipada amb equips portàtils i un sistema fotomètric.



**Figura 4.17.** Exterior del camió laboratori i zona d'anàlisi.

**Remolc amb panells solars equipat per al control d'abocaments:** una altra solució per controlar de manera temporal els abocaments consisteix a col·locar el conjunt de sistemes d'anàlisi en un remolc que permeti col·locar-lo còmodament en el punt d'inspecció. A més, es pot aprofitar la carrosseria del remolc per posar-hi panells d'energia solar que permetin fer les mesures de manera ininterrompuda en els punts d'inspecció sense presa de xarxa elèctrica. A la Figura 4.18 es mostra el remolc instal·lat amb els panells d'alimentació desplegats.

La carrosseria s'ha fabricat amb fibra de vidre sobre perfils d'alumini, la qual cosa garanteix la durabilitat en ambients corrosius i la comoditat en la manipulació. Disposa de sondes multiparamètriques de matèria orgànica i de terbolesa/sòlids preparades per treballar en immersió o en recipient interior amb alimentació mitjançant bomba autoaspirant. Inclou mostrejador automàtic i enregistrator de dades amb transmissió de dades GSM i gestió d'alarmes. Disposa de contenidors hermèticament aïllats per separar els elements humits de l'electrònica de control i alimentació.



**Figura 4.18.** Remolc amb panells solars.

#### 4.3.2.8 Incidència dels abocaments industrials en els sistemes de sanejament

##### Introducció

Durant els dos últims anys s'ha treballat en l'estudi de la contaminació industrial per sectors i activitats. Hi ha bastant bibliografia en relació amb la problemàtica dels abocaments, però un dels elements que fa més significatiu i interessant aquest treball és que s'ha utilitzat l'experiència acumulada en els últims anys, en la majoria dels casos, per a sistemes de sanejament de les ciutats i àrees metropolitanes més

importants d'Espanya. Aquesta experiència l'han aportat tècnics de diferents empreses i administracions que col·laboren amb l'AEAS.

### Origen de la contaminació

La contaminació arriba als sistemes de sanejament de les indústries, bàsicament, a través de les connexions tant legals com il·legals, controlades i incontrolades, a les diferents xarxes de clavegueram i col·lectors.

Cal fer constar que la contaminació es pot produir per:

- Abocaments industrials puntuals.
- Acumulació d'abocaments i, consegüentment, un excés de càrrega contaminant.
- Cabals excessius.
- Per reaccions entre diferents abocaments i/o compostos.
- Per infiltracions.
- Per trencaments.

Els contaminants més comuns es poden classificar i agrupar a partir del seu origen (Taula 4.7).

**Taula 4.7.** Classificació dels contaminants més comuns en funció del seu origen.

Color	Aigües residuals domèstiques i industrials, degradació natural i transformació de productes orgànics
Olor	Aigua residual i abocaments industrials
Sòlids	Aigua de subministraments, aigües residuals domèstiques i industrials, erosió del sòl, neteja del sòl i jardins, infiltracions i connexions incontrolades
Temperatura	Aigües residuals domèstiques i industrials
Carbohidrats	Aigües residuals comercials i industrials
Greixos i olis	Aigües residuals domèstiques, comercials i industrials
Pesticides	Residus agrícoles i aigües residuals industrials
Fenols	Abocaments industrials
Proteïnes	Aigües residuals domèstiques i comercials
Alcalinitat	Aigües residuals domèstiques, aigua de subministrament, infiltració d'aigua subterrània
Clorurs	Aigua de subministrament, condicionament de l'aigua de subministrament, aigües residuals domèstiques, infiltracions d'aigua subterrània, intrusió d'aigua de mar i abocaments industrials
Metalls pesants	Abocaments industrials
Nitrogen	Aigües residuals domèstiques, abocaments industrials i residus agrícoles
pH	Abocaments industrials
Fòsfor	Aigües residuals domèstiques i industrials
Sofre	Aigües de subministrament, aigües residuals domèstiques i abocaments industrials
Sulfats	Aigües de subministrament, aigües residuals domèstiques i abocaments industrials
Dissolvents	Abocaments industrials
Sulfurs	Descomposició d'aigües residuals domèstiques i abocaments industrials



Metà	Descomposició domèstiques	d'aigües residuals
Organoclorats	Abocaments industrials	
Altres compostos orgànics	Abocaments industrials	

## Contaminació industrial

### Alimentació i beguda

- **Indústria càrnia:**
  - Elaboració de la carn: abocaments amb greixos, sòlids en suspensió i flotants, color, DQO i DBO, conductivitat, sals solubles i clorurs.
  - Escorxadors: consum d'aigua molt elevat i variable: boví de 5 a 9 l/kg pes canal, porcí de 5 a 11 l/kg pes canal i aus de 8 l/kg pes canal. Abocaments amb continguts elevats de matèria orgànica amb proteïnes, nitrogen i greixos, sòlids en suspensió i flotants i DBO i DQO altes (Figura 4.19 A i B).
  - Estabulació: abocaments amb sòlids en suspensió i flotants, DBO, DQO i nitrogen amoniacal.
- **Indústria làctia:** es tracta d'un sector amb una gran quantitat de subsectors, amb contaminació molt variable en el temps i amb consums d'aigua que oscil·len entre els 3 l/l de llet i iogurt processats i entre 15 i 10 l/kg en els gelats. Els abocaments presenten sempre DBO i DQO elevades, sòlids en suspensió, olis i greixos i nitrogen total (Figura 4.19 C).



**Figura 4.19.** Abocaments de A) tripa, B) sang, i C) llet.

- **Begudes alcohòliques:**
  - Fabricació de cervesa: consum d'aigua a l'entorn de 800 l/hl de cervesa. Abocaments amb una forta concentració de nitrogen, sòlids en suspensió, residus de llevat i ordi, i DBO i DQO altes.
  - Indústria vinícola: consum d'aigua d'1 l/l de vi. Contaminació estacional amb sòlids en suspensió, color i DBO molt alta.
  - Destil·leries: consum d'aigua de 1.000 l/hl d'alcohol. Abocaments amb sòlids totals (orgànics), pH àcid i concentracions molt altes de DBO, DQO, nitrogen i fòsfor.
- **Fabricació de precuinats de patates i snacks:** consum d'aigua elevat que oscil·la entre 25 i 100 m<sup>3</sup>/h. Gran quantitat de matèries en suspensió, olis i greixos, i DQO.
  - **Assaonament i envasament d'olives:** el cabal abocat és de prop d'un 60% del cabal consumit. Amb una càrrega orgànica alta, DBO i DQO elevades, pH àcid i alcalí, olis i greixos, sòlids en suspensió, color i conductivitat (clorurs).

- **Envasament de fruites i verdures:** el cabal consumit oscil·la entre 10 i 20 m<sup>3</sup>/t, si es tracta d'un abocament estacional. Abocaments amb una conductivitat elevada (clorurs), pH àcid i alcalí, sòlids en suspensió i concentracions fortes de DBO i DQO.
- **Elaboració de suc:** es tracta també d'un abocament estacional amb pH àcid, sòlids en suspensió i grans concentracions de DBO i DQO.
- **Embotellament de begudes no alcohòliques:** grans consumidors d'aigua amb unes ràtios que oscil·len entre 1,5 i 4 l/l de producte. Abocaments molt alcalins, amb sòlids en suspensió, DBO forta, temperatura, conductivitat i clorurs elevats.

### Mineria i extracció

Es pot classificar en tres grups: 1) carbonífera, 2) metal·lúrgica i 3) àrids, i és molt difícil de definir-ne la contaminació i el cabal, encara que algunes vegades, com en el cas de les extraccions d'àrids, els cabals són superiors als 1.000 m<sup>3</sup>/dia.

Els contaminants més característics són cations com Fe, AL Ca, Mg, Cu, Zn, Pb, Cd, Ni, As i Ag, i anions com clorurs, sulfats, fluorurs, fosfats i cianurs, sòlids en suspensió i pH àcid.

### Petroquímica i refinació

Cabals molt variables, però poden ser abocats amb grans volums d'aigua. Hi ha dades de consum mitjà d'aigua en refineries que oscil·len entre 0,7 m<sup>3</sup> i 2,5 m<sup>3</sup> per t de cru processat. La contaminació està molt lligada a una freqüència d'abocaments alta (Figura 4.20).

Els abocaments presenten una forta contaminació per hidrocarburs. Concentracions altes de DQO, DBO i toxicitat, sòlids en suspensió, metalls pesants a causa dels catalitzadors utilitzats, olis i greixos, matèria orgànica en general, fenols, sulfurs, mercaptans, sals i pH àcids i alcalins.



Figura 4.20. Abocaments A) d'olis, i B) emulsions de tall.

### Siderometal·lúrgica

- **Siderúrgia:** les activitats industrials analitzades han estat: coqueria, alts forns, laminatge i fosa, totes potencialment grans consumidores d'aigua. Els contaminants més característics són: sòlids en suspensió, olis i greixos, metalls com el Fe, Zn i Pb, i sals, sobretot clorurs (Figura 4.21).





**Figura 4.21.** Abocaments de sorres de fundició

- **Tractament de superfícies:** les activitats industrials estudiades han estat: pretractaments, anoditzacions, zincatges, cromatges i niquelatges i altres de diversos, entre els quals hi ha pavonatges i recobriments de coure, plata, or, pal·ladi i rodi.

Cabals molt variables que oscil·len entre 6 i 500 m<sup>3</sup>/dia en funció de si és una activitat principal o secundària. Amb una banda més aproximada, si es tracta d'una activitat principal, que es troba entre els 20 i 60 m<sup>3</sup>/dia, amb una clara tendència a consumir cada vegada menys aigua.

Es tracta d'un sector industrial molt contaminant i els seus abocaments fonamentalment es caracteritzen pel fet de tenir conductivitats altes amb presència de clorurs, sulfats, nitrats i fosfats. Abocaments fortament àcids i alcalins, amb organoclorats (tricloroetilè i percloroetilè) i dissolvents, en general bor, crom hexavalent i cianurs, detergents i una gamma molt extensa de metalls com el Zn, Fe, Cu, Cd, Pd, Ni, AL Pb, Sb, Ba i Cr.

- **Indústria de l'automòbil:** els processos estudiats han estat: estampació, fosfatació i pintura, guarniment, muntatge i tractament de superfícies. Cabals molt variables i difícils de definir que oscil·len entre els 2.000 m<sup>3</sup> i 225.000 m<sup>3</sup>/any. La contaminació és similar a la de l'apartat anterior.
- **Tallers mecànics de reparació de vehicles:** abocaments amb gran quantitat d'olis i greixos, metalls pesants, plom, tricloroetilè i percloroetilè, dissolvents no organoclorats, DBO i DQO forts, color, sòlids en suspensió i pH àcid.
- **Mecanitzacions:** cabals petits que oscil·len entre els 2.000 i 8.000 m<sup>3</sup>/any. Contaminació per olis i greixos, emulsions de tall, sòlids en suspensió, tricloroetilè i percloroetilè amb DQO i DBO fortes. Poden tenir tractament de superfícies; en aquest cas la contaminació seria similar a la definida a l'apartat anterior.

### Química

- **Tensioactius:** s'han estudiat els sectors següents: fabricants de gel de bany, detergents domèstics i tensioactius com a principi actiu. El terme mitjà dels cabals d'abocament són 60 m<sup>3</sup>/dia, 250 m<sup>3</sup>/dia i 60 m<sup>3</sup>/dia, respectivament.

Els abocaments es caracteritzen per una forta presència de sòlids en suspensió i matèria col·loïdal, olis i greixos, detergents i matèria orgànica, fenols, sals (fonamentalment sulfats), colorants i, a causa de tot això, fort DBO, DQO, TOC i AOX i toxicitat.

### Farmacèutica

- Síntesi de principis actius: el cabal abocat oscil·la, com a terme mitjà, entre 20 i 60 m<sup>3</sup>/dia. Fort DQO, AOX, toxicitat i conductivitats molt elevades (clorurs). Dissolvents organoclorats i altres.
- Síntesis d'antibiòtics: el cabal abocat és de 300 m<sup>3</sup>/dia. DQO i DBO elevades, toxicitat i conductivitats molt altes (clorurs).
  - **Pintures i vernissos:** els cabals abocats oscil·len entre 25 i 50 m<sup>3</sup>/dia. Els abocaments són fortament contaminants i es caracteritzen per unes conductivitats (clorurs) molt elevades, pH alcalí, dissolvents, olis i greixos, bor, fenols, color, sòlids en

suspensió, metalls pesants com Zn, Cr hexavalent, Pb, Cu, Fe i Ti entre els més característics i per descomptat concentracions fortes de DQO, TOC i toxicitat.

- **Pesticides:** la contaminació es caracteritza per la utilització de determinats compostos organoclorats, organofosfatats, organonitrogenats i organometàl·lics.

Els abocaments es caracteritzen per concentracions fortes de DQO, TOC i toxicitat, conductivitats elevades (clorurs i sulfats), sòlids en suspensió, pH fortament àcid i poden aparèixer metalls com el coure i el plom.

### Paper i arts gràfiques

- **Paper:** s'han estudiat processos de fabricació o manipulació de paper, cartó o cartonet, amb cabals consumits que oscil·len entre els 15.600 m<sup>3</sup>/dia i 13.000 m<sup>3</sup>/dia d'abocament en empreses amb una producció de més de 200.000 t/any i els 400 m<sup>3</sup>/dia de consum i 325 m<sup>3</sup>/dia d'abocament de les empreses amb una producció estimada de 35.000 t/any. Forts cabals puntuals.

Els abocaments es caracteritzen per continguts elevats de sòlids en suspensió, conductivitats altes (sulfats), DQO, toxicitat i color (Figura 4.22).



**Figura 4.22.** Abocament de fabricació de paper.

- **Arts gràfiques:** cabals de consum molt variables entre els 1.000 m<sup>3</sup>/any i els 48.000 m<sup>3</sup>/any.

Abocaments amb fort DQO, AOX i color, gran toxicitat, pH alcalí, concentracions elevades de nitrogen Kjeldhal, organoclorats, benzens i metalls, dels quals els més característics són Fe, Cr, Cu i Ni.

### Adobs

Cabals molt elevats que oscil·len entre els 100 i els 1.000 m<sup>3</sup>/dia. Cabals puntuals molt grans.

Aquest tipus d'indústries pot arribar a abocar una forta càrrega contaminant, amb elevades concentracions de sòlids, tant flotants com en suspensió, fenols, sulfurs, crom trivalent, amoníac, dissolvents organoclorats, pH àcid i alcalí, conductivitats molt altes (clorurs), color, i consegüentment alta DQO, toxicitat i AOX.

### Tèxtil i llar

S'ha estudiat el sector tèxtil, preparació, tintura, estampació, aprests i acabats. Cabals mitjans a l'entorn dels 600 m<sup>3</sup>/dia, amb algunes indústries que arriben a consumir 10.000 m<sup>3</sup>/dia. Es pot considerar com a dada de referència que hi ha 200 t d'aigua per t de producte tèxtil. Cabals punta molt elevats.

Els abocaments d'aquest tipus d'indústria són molt variats: sals (clorurs), forta coloració, tensioactius, agents oxidants i reductors, metalls com el coure, sòlids en suspensió i dissolts, olis i greixos,

complexos cianurats, temperatura, pH alcalí i àcid, organoclorats (tricloroetilè i percloroetilè), la qual cosa representa una moderada DBO, DQO i AOX (Figura 4.23).



**Figura 4.23.** Abocaments de fàbriques tèxtils.

### **Indústria ceràmica**

S'han analitzat les activitats següents: atomització d'argiles, fabricació de paviments i revestiments ceràmics, fabricació de colors, esmalts ceràmics i tercer foc. La majoria de les aigües residuals generades es produeixen en les operacions de neteja en preparació i aplicació d'esmalts.

Els abocaments es caracteritzen per una gran quantitat de sòlids en suspensió, conductivitat moderada (sulfats), color, fluorurs, bor i metalls com alumini, plom i zinc.

### **Fusta i moble**

S'han estudiat les activitats de tractament i fabricació de taulers i fabricació i acabat de mobles. Cabals d'abocament discontinus i petits.

Abocaments petits però que poden arribar a ser molt concentrats, difícilment biodegradables, amb molts sòlids en suspensió, color, fenols, formaldehids, pH alcalí, dissolvents de tot tipus, insecticides i metalls. Evidentment, aquests abocaments comporten unes concentracions elevades d'AOX, TOC, DQO i toxicitat.

### **Rentatge de cisternes**

Consums d'aigua d'entre 15 i 75 m<sup>3</sup>/dia, amb un rang d'entre 3.000 i 7.000 l/cisterna dia.

És un abocament molt difícil de definir a causa de la gran quantitat de productes transportats. Fonamentalment hi ha dissolvents, detergents i un pH alcalí. Tot això representa de manera sistemàtica una DQO elevada, toxicitat, TOC, AOX, i s'ha de tenir en compte que puntualment poden aparèixer abocaments de tot tipus.

### **Bugaderia industrial**

Consums que oscil·len entre 50.000 i 230.000 m<sup>3</sup>/any, que representen uns rangs de 10 a 33 l/kg de roba.

L'abocament es caracteritza per la presència de tensioactius no iònics i pH lleugerament alcalí.

### **Centres sanitaris**

Els cabals consumits varien entre els 700 i els 900 l/lit dia en els grans hospitals i els 2.000 l/lit dia dels petits hospitals.

L'abocament és similar al residual domèstic, però una mica més concentrat. No hi ha d'haver contaminació necessàriament, si es fa una correcta gestió del residu hospitalari.

### **Explotacions porcines**

El cabal abocat depèn del sistema de neteja i varia entre 10 i 20 l/porc.

La contaminació se centra en una forta DQO i DBO, sòlids en suspensió i grans concentracions de nitrogen (Figura 4.24).



**Figura 4.24.** Abocament de fem procedent d'una granja de boví.

### Transformació de residus carnis

- **Tractament i reaprofitament de residus carnis:** cabal abocat entre 6 i 10 m<sup>3</sup>/hora. Abocaments amb elevada DQO i DBQ, i grans concentracions de nitrogen orgànic i amoniacal, sòlids, olis i greixos.
- **Tractament i reaprofitament de sang:** cabal abocat entre 7 i 10 m<sup>3</sup>/hora. Abocaments amb DQO elevada, sòlids en suspensió, color, alta conductivitat i nitrogen amoniacal.

En síntesi podem resumir tot el que hem exposat anteriorment en la taula següent (Taula 4.8):

**Taula 4.8.** Resum d'abocaments industrials potencials.

Indústria	Subsector	Contaminació
ALIMENTACIÓ i BEGUDES		
Indústria càrnia	Elaboració de carn	Greixos, MES, color, DBO, DQO i conductivitat
	Escorxadors	N, greixos, DBO i DQO
	Estabulació	MES, DBO, DQO i N-NH <sub>3</sub>
Indústria làctica	Llet, iogurt i formatge	DBO, DQO, MES, N i olis
Begudes alcohòliques	Cervesa	N, MES, DBO i DQO
	Vinícola	MES, DBO i color
	Destil·leries	Sòlids totals, pH, DBO, DQO, N i P
Precuinats de patata		MES, DQO, olis i greixos
Assaonament i envasament d'olives		MES, color i conductivitat
Envasament de fruites i verdures		Conductivitat, pH, MES, DBO i DQO
Elaboració de sucres		pH, MES, DBO i DQO
Begudes no alcohòliques		pH, MES, DBO, T i conductivitat
MINERIA i EXTRACCIÓ		MES, metalls, sals, cianur i conductivitat
PETROQUÍMICA i REFINACIÓ		DQO, DBO, toxicitat, MES, olis i greixos, metalls, fenols, pH i sulfurs
SIDEROMETAL·LÚRGICA	Siderúrgia	MES, olis i greixos, Fe, Zn, Pb i salsa

	Tractaments de superfície	Sals, pH, organoclorats, B, Cr <sup>6+</sup> , CN <sup>-</sup> , detergents, Zn, Cu, Cd, Pd, Ni, Al, Pb, Sb, Ba i Cr
	Automòbil	Sals, pH, organoclorats, B, Cr <sup>6+</sup> , CN <sup>-</sup> , detergents, Zn, Fe, Cu, Cd, Pd, Ni, Al, Pb, Sb, Ba i Cr
	Reparació de vehicles	Olis i greixos, Pb, organoclorats, DBO, DQO, color, MES i pH
	Mecanitzacions	Olis i greixos, emulsions de tall, MES, organoclorats, DBO i DQO
QUÍMICA	Tensioactius	MES, olis i greixos, detergents, fenols, sals, DBO, DQO, AOX, TOC i toxicitat
	Farmacèutica	Dissolvents, conductivitat, DQO, AOX i toxicitat
	Pintures i vernissos	Conductivitat, pH, oli i greixos, MES, B, fenol, color, Zn, Cr, Cu, Fe, Ti, Pb, DQO, TOC i toxicitat
	Pesticides	Conductivitat, MES, pH, Cu, Pb, DQO, TOC i conductivitat
PAPER i ARTS GRÀFIQUES	Paper	MES, conductivitat, DQO, color i toxicitat
	Arts gràfiques	Color, pH, N-K, Fe, Cr, Cu, Ni, organoclorats, benzens, DQO, AOX i toxicitat
ADOBATS		MES, fenol, sulfurs, Cr, N-NH <sub>3</sub> , organoclorats, pH, conductivitat, color, DQO, AOX i toxicitat
TÈXTIL i LLAR		Conductivitat, color, detergents, Cu, MES, olis i greixos, CN <sup>-</sup> , T, pH, organoclorats, DBO, DQO i AOX
CERÀMICA		MES, conductivitat, F, B, Al, Pb i Zn
FUSTA i MOBLES		MES, color, fenol, pH, AOX, DQO, TOC, dissolvents, insecticides, metalls i toxicitat
RENTATGE de CISTERNES		Dissolvents, detergents, pH, DQO, TOC, AOX i toxicitat
BUGADERIA INDUSTRIAL		Tensioactius i pH
CENTRES SANITARIS		Assimilable a la urbana
EXPLOTACIONS PORCINES		MES, DQO, DO i N
TRANSFORMACIÓ RESIDUS CARNIS	de Tractament de residus carnis	DBO, DQO, MES, olis i greixos, N orgànic i N amoniacal
	Tractament de sang	MES, DQO, color, N-NH <sub>3</sub> i conductivitat

### *Danys als sistemes de sanejament*

La contaminació abocada de manera directa i indirecta pot afectar:

- Xarxes de clavegueram i col·lectors
- Instal·lacions
- Explotació de l'EDAR
- Reutilització d'aigua i fang
- Aqüífers
- Persones

## Xarxes de clavegueram i col·lectors

Atmosferes gasoses, explosives i tòxiques a causa dels abocaments, fonamentalment de dissolvents i hidrocarburs. Sulfurs i metà.

Reaccions entre diferents abocaments també poden generar atmosferes similars a les comentades anteriorment.

Corrosió per abocaments àcids o per reaccions d'oxidoreducció. Els fenòmens de corrosió poden accelerar-se per un increment de la temperatura (Figura 4.25).

Degradació per contaminació bacteriològica, per hidrocarburs i dissolvents, per connexions incontrolades, per intrusió d'aigua de mar i per infiltració de contaminants en el terreny (Figura 4.25).

Obstrucció i pèrdua de càrrega per sòlids, flotants, greixos i hidrocarburs.

Grandària insuficient del col·lector davant de cabals punta.



**Figura 4.25.** Detalls d'embornals i de col·lectors degradats per abocaments.

## Instal·lacions

Són bastant similars a les comentades anteriorment; atmosferes explosives i tòxiques, reaccions entre diferents abocaments poden generar atmosferes tòxiques, explosives i corrosives, corrosió i degradació per àcids, dissolvents i obstruccions per sòlids, greixos, flotants i hidrocarburs.

## Explotació de l'EDAR

Obstruccions en el pretractament per sòlids en suspensió, flotants, greixos i olis i hidrocarburs; també poden produir obstruccions a les sortides de l'aire.

Els olis i greixos poden afectar el rendiment de transferència d'oxigen en els reactors, i sobrecarregar digestors, així com embrutar elèctrodes i sondes de control.

Escumes i disminució en el rendiment dels airejadors a causa dels tensioactius en general.

Els metalls poden inhibir determinats bacteris i disminuir rendiments.

Qualsevol excés de matèria orgànica, si és biodegradable, implica un sobrecost d'explotació i, si no ho és, pot disminuir rendiments i produir *bulking* (Figura 4.26).

Abocaments de nitrogen i fòsfor poden alterar el rendiment normal de l'EDAR, fer augmentar els costos d'explotació i provocar problemes en els tractaments de nitrificació i desnitrificació.

Abocaments àcids i alcalins poden obligar a incrementar els costos d'explotació a causa de l'addició de reactius i provocar episodis d'inhibició biològica i *bulking* (Figura 4.26).





**Figura 4.26.** Abocaments de detergents, nitrats i greixos a depuradores.

La inhibició de microorganismes anaerobis es pot produir per diferents contaminants com metalls, determinada matèria orgànica, etc.

La salinitat pot provocar processos d'inhibició i afectar directament els rendiments.

### Reutilització d'aigua i fang

L'aigua depurada pot presentar contaminació a causa de la impossibilitat de l'EDAR de depurar més o a la mala explotació de la planta. La mala qualitat de l'aigua tractada pot implicar, per una banda, no poder ser reutilitzada i, per una altra, representar un factor de contaminació del medi (Figura 4.27).



**Figura 4.27.** Corredor contaminat i recuperat amb aigua residual depurada.

Els contaminants més característics de l'aigua depurada són:

- Bor: essencial en petites concentracions però tòxic en concentracions elevades.
- Salinitat.
- Color.
- Tensioactius: amb independència de la toxicitat que tinguin provoquen grans formacions d'escumes.
- Nitrogen i fòsfor: contaminació per nitrats, nitrats, amoníac, que amb el fòsfor poden originar episodis d'eutrofització.
- Metalls que generen processos de toxicitat per bioacumulació en el terreny i plantes: Cd, Se, Mb, As, Pb, Hg, Zi, Cu, Cr i Ni.
- Determinats compostos orgànics pel que fa a traces com organoclorats, dioxines, hidrocarburs aromàtics, PCB, etc.

La contaminació del fang i la impossibilitat de ser utilitzat són degudes fonamentalment a:

- Salinitat.
- Metalls, igual que a l'aigua s'acumulen en el fang. Es tracta dels mateixos metalls que els de l'apartat anterior.
- Matèria orgànica.
- Nitrogen i fòsfor.
- Determinats compostos orgànics pel que fa a traces com organoclorats, dioxines, hidrocarburs aromàtics, PCB, etc.

## Aqüífer

La contaminació de l'aqüífer per abocaments es produeix, fonamentalment, perquè no hi ha el clavegueram industrial per culpa de la degradació, corrosió i falta de manteniment (Figura 4.28). Si no hi ha clavegueram, hi ha una intrusió en continu dels abocaments que realitzen les indústries al terreny i posteriorment a l'aqüífer.

Per altra banda, les aigües residuals mal depurades o contaminants específics impossibles de tractar són una font de contaminació al medi receptor.



**Figura 4.28.** Soleres de col·lector degradades per abocament d'àcid i la consegüent contaminació de l'aqüífer per filtració.

## Persones

La contaminació industrial pot afectar de la mateixa manera no només els treballadors en els sistemes de sanejament, sinó també els habitatges pròxims a les instal·lacions, generalment a causa d'olors i, a vegades, de tòxics.

Les atmosferes tòxiques i explosives per dissolvents i hidrocarburs i l'acumulació de diferents gasos també tòxics com el metà i el monòxid de carboni o sulfhídric són molt perilloses.

Cabals puntuals molt elevats.

Abocaments àcids i alcalins.

Abocaments amb elevades temperatures.

### 4.3.3 Manteniment i monitoratge de l'EDAR

S'entén per *monitoratge* com el conjunt de controls orientats a supervisar l'estat d'un sistema. Aquests controls permeten detectar possibles desviacions i de retruc garantir el funcionament correcte del procés. S'entén per *manteniment* com el conjunt d'accions empreses perquè un sistema romangui en un estat determinat i no s'alteri. Així doncs, el manteniment permet conservar els equips i instal·lacions de l'EDAR en l'estat de funcionament desitjat, i el monitoratge de l'EDAR permet conèixer l'estat del sistema i detectar possibles desviacions del procés. En altres paraules, monitoratge i manteniment són dos procediments que ajuden a garantir el funcionament correcte de les EDAR.

El Decret 130/2003, de 13 de maig, recull el Reglament dels serveis públics de sanejament. Entre altres aspectes, aquest reglament especifica les normes bàsiques per mantenir les EDAR públiques gestionades per les ELA (Entitats Locals de l'Aigua) o les altres administracions competents, a fi de:

- Garantir la utilització i control de les EDAR de manera que es garanteixi el bon funcionament i la integritat de les obres i els equips que les constitueixen.
- Garantir que els abocaments de les aigües sanejades compleixin les exigències establertes a la normativa vigent, de manera que no tinguin efectes nocius sobre el medi ambient i la salut de les persones.

- Garantir el tractament adequat dels residus i de les emissions procedents de les EDAR per evitar efectes nocius en el medi i la salut de les persones, i per assegurar el compliment de les normatives aplicables.

Segons el Decret 130/2003, les tasques de manteniment que cal portar a terme s'agrupen en:

— Manteniment correctiu: manteniment que es fa a un equip o element com a conseqüència d'una avaria o d'una disminució de la qualitat del servei per sota dels límits prefixats. Aquest tipus de manteniment, tot i que en general no està programat, a vegades es pot planificar.

— Manteniment preventiu: manteniment que es fa a un equip o element com a conseqüència de determinats criteris prefixats (nombre d'hores de funcionament, períodes de temps, etc.) amb l'objectiu d'evitar avaries o disminucions en el rendiment dels equips que puguin afectar el bon funcionament del procés de depuració. Per tant, es tracta sempre d'un manteniment programat.

— Manteniment predictiu: part del manteniment preventiu que condiciona el manteniment de l'equip o l'element al coneixement d'un paràmetre predeterminat, del qual es fa un seguiment periòdic o continu. Aquest seria el cas de l'anàlisi de vibracions, la mesura d'aïllaments, la mesura de consums, etc.

— Manteniment normatiu: part del manteniment preventiu que estableix la legislació vigent. Inclou tant els equips com les instal·lacions (extintors, calderins, instal·lació elèctrica de baixa tensió, etc.).

— Conservació: manteniment específic de l'obra civil, edificis, col·lectors, jardineria i altres instal·lacions annexes als sistemes de sanejament.

L'annex IV del mateix Decret 130/2003 defineix el contingut mínim que cal complir obligatòriament del pla de manteniment de les EDAR. Aquest pla requereix que s'inventariïn i es descriguin les instal·lacions i equips, i que es classifiquin en les categories següents:

— Crítics: equips i elements que, en el cas que tinguin una avaria, poden provocar una aturada de l'EDAR o un deteriorament important de la qualitat de l'efluent, o bé pot ser que l'avaría sigui molt costosa des del punt de vista econòmic (transformadors, centrifugadores, motors de cogeneració, bufadors, bombes, etc.). També s'hi inclouen equips i instal·lacions que tinguin components amb un termini de lliurement molt llarg o que tinguin avaries que puguin ser perilloses per a la seguretat de les persones o les instal·lacions (detectors de gasos, parallamps i, en general, qualsevol equip relacionat amb la seguretat).

Jo afegiria un punt abans on es digui que la classificació d'equips segons aquests criteris poden variar segons les instal·lacions i els criteris dels gestors.

— Essencials: són aquells equips o instal·lacions que, encara que tinguin una avaria que pot ser molt important per al procés, estan duplicats com a mínim i tenen capacitat per dur a terme el cent per cent del procés.

— Generals: la resta d'equips no inclosos en les categories anteriors.

Les operacions de manteniment preventiu, així com la freqüència amb què s'han de portar a terme, varien en funció de la classificació de l'equip o instal·lació com a crític, essencial o general. Tot i que la categorització de les diferents unitats d'una EDAR com a element crític, essencial o general varia en funció de l'EDAR i del seu gestor, l'Agència Catalana de l'Aigua fixa unes freqüències mínimes d'acord amb aquesta classificació (per a més informació es pot consultar el plec de bases per a la contractació del servei d'explotació, conservació i manteniment de sistemes de sanejament d'aigües residuals en el vincle [http://mediambient.gencat.net/aca/documents/ca/concursos/plec\\_sistemes\\_sanejament.doc](http://mediambient.gencat.net/aca/documents/ca/concursos/plec_sistemes_sanejament.doc)).

Dins del conjunt de controls que es porten a terme per supervisar l'estat de l'EDAR hi ha inspeccions visuals i mesures físiques, químiques i biològiques. Aquests controls s'apliquen a: (1) l'afluent, per tal de conèixer la quantitat i la qualitat de l'aigua residual que cal tractar, (2) les instal·lacions i equips, per detectar possibles desviacions del funcionament desitjat, (3) l'efluent, per saber si s'ha assolit el nivell de tractament desitjat. Aquest control a final de línia també aporta informació sobre les condicions d'operació de l'EDAR, i algunes vegades facilita la detecció de mals funcionaments.

La Directiva 91/271/CE sobre tractament d'aigües residuals urbanes especifica que les autoritats competents o els organismes corresponents han de controlar els abocaments de les EDAR per verificar el compliment dels requisits establerts. Per a nuclis de més de 2.000 h.e. aquesta directiva especifica tant els controls que s'han de fer (Taula 4.9 i Taula 4.10) com la freqüència amb què s'han de portar a terme (Taula 4.11). Per a nuclis de menys de 2.000 h.e. la directiva especifica que l'abocament de les aigües residuals tractades ha de permetre el compliment dels objectius de qualitat establerts per les aigües receptors.

**Taula 4.9.** Requisits per als abocaments procedents d'EDAR urbanes, segons la Directiva 91/271/CE

Paràmetres	Concentració	Percentatge mínim	Mètode de mesura
------------	--------------	-------------------	------------------

		de reducció	de referència
Demanda biològica d'oxigen (DBO <sub>5</sub> a 20 °C)	25 g O <sub>2</sub> · m <sup>-3</sup>	70 – 90	Mostra homogeneïtzada, sense filtrar ni decantar. Determinació de l'oxigen dissolt abans i després de 5 dies d'incubació a 20 °C ± 1 °C en completa obscuritat. Inhibició de la nitrificació.
Demanda química d'oxigen (DQO)	125 g O <sub>2</sub> · m <sup>-3</sup>	75	Mostra homogeneïtzada, sense filtrar ni decantar. Dicromat potàssic.
Sòlids en suspensió totals (SS <sub>T</sub> )	35 g·m <sup>-3</sup> (1) 60 g·m <sup>-3</sup> (2)	90 (1) 70 (2)	Filtració d'una mostra representativa a través d'una membrana de filtració de 0,45 micres. Assecat a 105 °C i pesat. Centrifugació d'una mostra representativa (durant 5 minuts com a mínim, amb una acceleració mitjana de 2.800 a 3.200 g), assecat a 105 °C i pesat.

(1) Nuclis amb més de 10.000 h.e.

(2) Nuclis de 2.000 a 10.000 h.e.

**Taula 4.10.** Requisits per als abocaments procedents d'EDAR urbanes que aboquen en zones sensibles propenses a l'eutrofització, segons la Directiva 91/271/CE.

Paràmetres	Concentració	Percentatge mínim de reducció	Mètode de mesura de referència
Fòsfor total	1 g P · m <sup>-3</sup> (1)	80	Espectrofotometria d'absorció molecular
	2 g P · m <sup>-3</sup> (2)		
Nitrogen total	10 g N · m <sup>-3</sup> (1)	70 - 80	Espectrofotometria d'absorció molecular
	15 g N · m <sup>-3</sup> (2)		

(1) Nuclis amb més de 10.000 h.e.

(2) Nuclis de 2.000 a 10.000 h.e.

**Taula 4.11.** Nombre mínim de mostres anuals requerit en la Directiva 91/271/CE per fer el control dels abocaments de les EDAR urbanes

Mida de l'EDAR	Nombre de mostres
De 2.000 a 9.999 h.e.	12 mostres durant el primer any i 4 mostres els anys següents <sup>(1)</sup>
De 10.000 a 49.999 h.e.	12 mostres
Més de 50.000 h.e.	24 mostres

(1) Es portaran a terme quatre mostres sempre que pugui demostrar-se que l'aigua del primer any compleix les disposicions de la directiva. Si una de les quatre mostres no hi és conforme, es prendran dotze mostres l'any següent.

A continuació es presenten algunes recomanacions per al manteniment, monitoratge i operació de les unitats de tractament descrites a l'apartat **3.2 Tractaments**. La definició d'aquestes pautes és una tasca complexa perquè segons (a) la configuració i disseny del sistema, (b) les característiques de l'afluent que cal tractar, (c) el nivell de tractament exigít i/o (d) les característiques de l'entorn, les necessitats o opcions de control i manteniment poden variar. Així doncs, pot ser que davant d'una EDAR determinada algun dels controls proposats per a una unitat de tractament no s'hagi de portar a terme (p. ex., en una planta amb un desbast de neteja manual, no caldrà fer la inspecció de les parts mòbils del mecanisme que requereixen els desbasts de neteja automàtica), o bé que per les característiques del sistema o de l'entorn de l'EDAR aquest control s'hagi de portar a terme amb una altra freqüència (p. ex., si una bomba està considerada com un element crític requerirà un manteniment més freqüent que no pas una bomba que en tingui una altra de recanvi i que, per tant, sigui considerada un equip essencial).

#### 4.3.3.1. Manteniment i monitoratge de pretractaments

L'objectiu del pretractament és eliminar els sòlids grollers, tant inorgànics (sorres, graves, plàstics, etc.) com orgànics (troncs, fulles, etc.), per protegir el sistema de sanejament aigües avall d'aquesta primera unitat de tractament, i també per evitar/minimitzar els xocs hidràulics i/o orgànics que superin els límits de disseny de les unitats posteriors. Si aquests sòlids entren al sistema de tractament poden aparèixer problemes amb les bombes, els conductes de distribució de l'aigua, els airejadors, etc.

Aquesta operació física se sol fer mitjançant una seqüència de reixes de desbast, amb obertura i automatisme diferents. L'addició d'un desarenador i d'un desgreixador a continuació permet separar les sorres més fines i els greixos o olis, respectivament, aprofitant la major velocitat de sedimentació de les sorres i la flotació dels greixos i els olis, fet que s'aconsegueix amb l'aportació d'un cabal controlat d'aire i el disseny característic d'aquestes unitats de tractament. El pretractament també pot incloure tancs d'homogeneïtzació i petites unitats d'ajustament de pH o addició de reactius químics per facilitar un tractament fisicoquímic posterior.

Les necessitats de manteniment de les diferents unitats del pretractament (desbast, desarenador i desgreixador) varien considerablement segons si són de neteja manual o de neteja automàtica. Per a les unitats de neteja manual, el manteniment consisteix a retirar els sòlids acumulats, i per a les de neteja automàtica el manteniment se centra a lubricar les parts mòbils, a reparar o substituir les parts del mecanisme que estiguin en mal estat i a buidar el dipòsit de recollida dels sòlids retirats.

Segons les pautes de classificació d'equips i instal·lacions del Decret 130/2003, el desbast (de fins i gruixuts) generalment es considera una instal·lació crítica, i els equips que constitueixen el desarenador i el desgreixador automàtics són considerats essencials o generals (Taula 4.12).

**Taula 4.12.** Llistat d'equips i instal·lacions del pretractament, classificats segons les pautes fixades en el Decret 130/2003

Categoria	Equip o instal·lació
Crític	Desbast de fins Desbast de gruixuts
Essencial	Classificador de sorres Bomba de sorres Airejadors del desgreixador

	Concentrador de greixos Premsa de residus
General	Comportes Compactador de fins

En algunes EDAR, bàsicament mitjanes i grans, abans del pretractament hi ha un sistema d'elevació i/o un sistema d'homogeneïtzació-laminació. Els equips que formen part d'aquestes instal·lacions també requereixen un manteniment preventiu, que consisteix a lubricar les parts mòbils i a reparar o substituir les parts del sistema que estan en mal estat. La freqüència d'aquestes tasques variarà en funció de la classificació dels equips segons el seu grau de repercussió en el procés de sanejament (Taules 4.13 i 4.14).

**Taula 4.13.** Llistat d'equips del sistema d'elevació, classificats segons les pautes fixades en el Decret 130/2003

<b>Categoria</b>	<b>Equip</b>
Crític	Cargols d'Arquímedes Bombes Variadors
Essencial	Cullera amfíbia Polipast
General	Comportes Mesuradors de nivell d'aigua Boies

**Taula 4.14.** Llistat d'equips del sistema d'homogeneïtzació-laminació, classificats segons les pautes fixades en el Decret 130/2003

<b>Categoria</b>	<b>Equip</b>
Crític	/
Essencial	Sistemes d'agitació Sistemes d'aeració Comportes o vàlvules de regulació
General	Mesuradors de nivell

El monitoratge del pretractament també varia en funció del grau d'automatisme del sistema. En els pretractaments de neteja manual el monitoratge consisteix en una inspecció visual, a fi de (1) verificar l'estat de la unitat de pretractament i (2) mesurar o estimar la quantitat de sòlids que hi ha acumulats. En els pretractaments de neteja automàtica el monitoratge també consisteix a fer una inspecció visual per verificar l'estat de la unitat de pretractament. Però, en aquest cas, la inspecció se centra en la revisió de les parts mòbils del mecanisme i dels mesuradors en línia que hi pugui haver (p. ex., quan el sistema de desbast és mecànic sol estar complementat amb unes boies de nivell que fan augmentar la freqüència de neteja quan detecten un increment del cabal o de la pèrdua de càrrega quan l'aigua passa per les reixes). En els pretractaments de neteja automàtica també cal mesurar o estimar la quantitat de sòlids acumulats, però en aquest cas el control s'haurà de fer tant a la unitat de tractament com al dipòsit d'emmagatzematge.

En general, es recomana que les inspeccions proposades per conèixer l'estat del pretractament es facin un cop al dia en èpoques seques i diverses vegades al dia en èpoques plujoses i quan la xarxa de clavegueres és unitària, perquè en aquestes situacions les aigües que arriben a l'EDAR arrosseguen més quantitat de sòlids grollers.

Els sòlids recollits en el desbast s'acumulen en contenidors i s'eliminen del sistema en forma de RSU (Residus Sòlids Urbans). Els subproductes eliminats del desarenador i del desgreixador s'acumulen en contenidors que són enviats a gestors especialitzats en aquests residus. Sigui quin sigui el grau d'automatisme del pretractament, cal fer un èmfasi especial en la gestió dels residus eliminats en aquesta unitat de tractament, perquè si s'acumulen durant períodes de temps llargs poden produir problemes de males olors i afavorir la proliferació d'insectes i atreure rosegadors.

#### 4.3.3.2. Manteniment i monitoratge de tractaments primaris

Els tractaments primaris són tancs per on flueix l'aigua residual a una velocitat de desplaçament prou baixa per permetre la sedimentació de les partícules en suspensió, per acció de la gravetat. Quan la càrrega és força elevada, o el temps de retenció és insuficient, es pot complementar la decantació natural de la matèria en suspensió amb l'addició de coagulants químics (addició que es pot portar a terme en aquesta etapa o en el pretractament) que n'afavoreixin la floculació. Aquest tractament químic és gairebé obligat quan l'aigua conté metalls o algun tòxic que poden malmetre el funcionament de l'etapa biològica posterior. Aquests sòlids s'acumulen al fons del tanc, des d'on són eliminats. A més de la sedimentació, en els tractaments primaris també tenen lloc processos de flotació, que fan que es formi una capa d'escuma i flotants a la superfície del tanc. Així doncs, el manteniment i el monitoratge dels tractaments primaris se centraran bàsicament en la mesura i eliminació dels fangs, de l'escuma i dels flotants acumulats.

Dos dels tres tractaments primaris presentats (Fossa sèptica, Tanc Imhoff i Decantador primari), la fossa sèptica i el tanc Imhoff, funcionen d'una manera semblant, per tant, tenen unes necessitats de manteniment i monitoratge similars. En aquests tractaments primaris els fangs s'acumulen al fons durant períodes de temps que oscil·len entre els sis mesos i els dos o tres anys, depenent de les característiques de l'aigua residual i de la mida del tractament primari. El període d'emmagatzematge dels sòlids acumulats en aquests tractaments primaris permet estabilitzar els fangs, de manera que quan es retiren es poden reutilitzar (en agricultura, per exemple). Quant a l'escuma, es retira amb més freqüència, en períodes que van d'un cop a la setmana a un cop al mes. Aquesta escuma no es pot reutilitzar i ha de ser gestionada com un residu. Tant la retirada dels fangs com la de l'escuma generalment es fa de manera manual, amb l'ajuda d'un camió cisterna (*xupona*), per exemple.

En el decantador primari els fangs es retiren automàticament i de manera periòdica. Els mecanismes associats per a la recollida de sòlids (que pot ser per succió o per escombrat) tenen diferent complexitat segons que els decantadors siguin circulars (el més habitual, i també el més simple), quadrats (minimitza l'ocupació d'espai) o fins i tot de dos pisos. Els fangs eliminats en el decantador primari no estan digerits, de manera que passen a la línia de tractament de fangs ([4.3.3.4 Manteniment i monitoratge de tractaments intensius](#)). Els decantadors primaris també solen incloure un colador de flotants (*skimmer*), que permet acumular i eliminar la fracció de sòlids flotants. L'eliminació d'escuma també es fa de manera automàtica. La freqüència amb què s'han de retirar aquests sòlids depèn de la concentració de flotants de l'afluent, de les variacions de cabal al llarg del dia i de la temperatura de l'aigua residual. En tancs circulars l'eliminació d'escuma és contínua, mentre que en els tancs rectangulars la neteja de l'escuma es fa de manera periòdica, i com a mínim una vegada al dia (WEF, 1996). Com en el cas de la fossa sèptica i del tanc Imhoff, l'escuma ha de ser gestionada com un residu. Atès que l'eliminació dels fangs i de l'escuma es fa de manera automàtica, el manteniment dels decantadors primaris se centra a lubricar totes les parts metàl·liques que formen part dels mecanismes que permeten retirar aquests sòlids, i a reparar o substituir totes les parts dels mecanismes que estan danyades. La freqüència amb què s'ha de portar a terme aquest manteniment preventiu varia segons la categoria de l'equip (Taula 4.15).

**Taula 4.15.** Llistat d'equips del decantador primari, classificats segons les pautes fixades en el Decret 130/2003

Categoria	Equip
Crític	Cargols transportadors
Essencial	Ponts decantadors Bombes de flotants Bombes de purga de primari Tamís de fangs primaris
General	Comportes Vàlvules

---

El tractament primari és una unitat que, tot i permetre eliminar una gran quantitat de sòlids sedimentables (entre el 50 i 60 %) i permetre l'homogeneïtzació i regulació del cabal que arriba al tractament biològic, porta associat poc equipament de mesura i ofereix poques possibilitats per a la regulació. Cal controlar especialment les puntes de cabal, la càrrega superficial tractada (i la càrrega per vessador) i el cabal de fangs primaris purgats (una retenció excessiva pot donar lloc a males olors i septicitat).

Per conèixer quin és l'estat de la fossa sèptica i del tanc Imhoff farà falta mesurar l'alçada dels fangs i de l'escuma acumulats. Es recomana mesurar l'escuma acumulada cada setmana, i n'hi ha prou de mesurar l'alçada dels fangs cada sis mesos. A més d'aquestes mesures cal fer un control *de visu* de les instal·lacions per (1) identificar possibles infiltracions al subsòl i (2) verificar que les conduccions estan en bon estat. Es recomana que aquesta inspecció es faci, com a mínim, setmanalment.

El monitoratge del decantador primari consisteix a fer una inspecció de la instal·lació electromecànica i un control *de visu* per (1) observar si hi ha acumulació de flotants, (2) observar la formació de bombolles, (3) inspeccionar el grau de neteja del canaló de recollida d'aigua i (4) verificar si hi ha pèrdua de fangs. Es recomana fer, com a mínim, un seguiment diari d'aquests aspectes.

#### 4.3.3.3. Manteniment i monitoratge de tractaments extensius

El procés de sanejament dels tractaments tous (Llacunatge natural, Sistemes d'aiguamolls construïts, Infiltració-percolació, Filtres de sorra soterrats i Filtres verds) es basa en les interaccions entre l'aigua, el sòl, la vegetació i els microorganismes. A més, aquests sistemes de sanejament disposen de pocs mecanismes, automatismes, controladors en línia, etc. Tot plegat fa que el manteniment dels tractaments tous es basi en treballs que es podrien anomenar *de jardineria*:

- **Llacunatge natural:** la tasca de manteniment principal en el llacunatge natural és la retirada dels fangs acumulats al fons de les basses. Aquesta activitat s'ha de fer cada 5-10 anys, en funció de (1) si es tracta de la primera llacuna o de llacunes posteriors i (2) si es tracta de la primera extracció de fangs o ja se n'ha fet alguna abans. Entre les altres activitats de manteniment necessàries en un llacunatge natural destaca la retirada d'escuma i vegetació invasora que es poden acumular a la superfície de l'aigua.
- **Sistemes d'aiguamolls construïts:** una de les tasques més importants en els SAC és la sega de la coberta vegetal. Aquesta activitat de manteniment és comuna per als tres tipus de SAC (flux lliure, flux subsuperficial horitzontal i flux subsuperficial vertical), i es recomana que es faci anualment (a la tardor o a l'hivern). En els SAC de flux lliure i de flux subsuperficial horitzontal també cal regular el nivell de l'aigua i garantir una distribució uniforme del flux d'aigua a través de les basses. En els SAC de flux subsuperficial vertical s'ha de fer un èmfasi especial en el règim d'alimentació i en la distribució uniforme del flux d'aigua.
- **Infiltració-percolació:** el manteniment de la infiltració-percolació té per objectiu evitar el rebliment del llit filtrant i garantir la distribució homogènia de l'aigua. Així doncs, el manteniment se centra a (1) retirar la capa de fangs acumulada a la superfície del llit filtrant. Es recomana que aquesta acció es faci al final de l'etapa d'assecat, amb l'ajuda d'un rasclat. En aquest moment també es poden corregir els defectes d'anivellament de la superfície i així contribuir a (2) garantir una distribució uniforme del flux d'aigua. En aquest sentit, també s'aconsella fer, mensualment, una inspecció i neteja dels sistemes de distribució de l'aigua. Finalment, es recomana respectar tant els cicles d'alimentació-repòs com la quantitat d'aigua aportada a cada alimentació.
- **Filtres de sorra soterrats:** el manteniment d'aquests sistemes és molt limitat, perquè es tracta de llits de sorra enterrats. En cas que el sistema estigui cobert de vegetació, com ara gespa, en el manteniment també s'haurà de tenir en compte la conservació d'aquesta coberta vegetal.
- **Filtres verds:** el manteniment del filtre verd se centra a (1) retirar les plantes invasores que puguin créixer enmig de la vegetació plantada i (2) la inspecció i neteja setmanals del sistema de distribució d'aigua.

Com es pot entreveure, algunes d'aquestes alternatives de sanejament tenen mecanismes per aplicar i/o dosificar l'aigua residual en la unitat de tractament i regular-ne el nivell. Aquests dispositius s'han d'incloure en el pla de manteniment que exigeix el Decret 130/2003. Sovint, les instal·lacions per



aplicar, dosificar i regular el nivell d'aigua residual es consideren crítiques o essencials, perquè la distribució homogènia de l'aigua, els cicles d'alimentació i el temps de residència hidràulica són tres aspectes clau en la depuració mitjançant tractaments tous.

El monitoratge és més senzill que el que es requereix per als tractaments durs ([4.3.3.4 Manteniment i monitoratge de tractaments intensius](#)). De manera general i resumida, el monitoratge dels tractaments tous exigeix:

- Mesurar els cabals d'entrada i sortida.
- En filtres de sorra soterrats cal controlar la pressió a les extremitats de les rampes d'alimentació (indicador del bon funcionament hidràulic).
- Controlar la qualitat de l'afluent i l'efluent.
- En les alternatives en què intervé el sòl, inspeccionar aquest substrat per verificar si està reblert.
- En els sistemes en què es requereix un nivell d'aigua determinat, mesurar el nivell d'aigua.
- En els sistemes en què es fa una alimentació discontinua, controlar el règim d'alimentació (quantitat d'aigua aportada i freqüència d'aportació).
- En els tractaments en què la vegetació té un paper important en el procés de depuració, inspecció de les plantes i/o algues.

A les Taules 4.16-4.22 que hi ha a continuació, es fa un recull més detallat de les necessitats de monitoratge i manteniment per a cadascun dels tractaments tous esmentats anteriorment. A part d'aquestes accions de manteniment, mesures i controls, a vegades cal emprendre altres mesures i accions per detectar, prevenir o solucionar problemes com la formació de males olors i la proliferació de mosquits i de rosegadors. Es recomana també fer un seguiment de l'estat de la tanca perimetral.

- **Formació de males olors:** les causes principals de formació de males olors són (1) l'arribada d'un afluent de baixa qualitat (sèptic, amb sobrecàrrega orgànica i/o amb productes tòxics per als microorganismes, algues i macròfits) i (2) l'acumulació de residus orgànics (fangs, restes de vegetació, etc.). Així doncs, la prevenció d'aquest problema consistirà a impedir el tractament d'afluents de baixa qualitat i evitar l'acumulació de residus orgànics a l'entorn de l'EDAR. La definició de les accions que cal emprendre per solucionar el problema és més complexa, perquè depenen de (1) la causa que ha originat el problema i (2) de la configuració i disseny de l'EDAR:
  - Quan les males olors són degudes al tractament d'un afluent sèptic o amb sobrecàrrega orgànica, es recomana afavorir l'aeració i fer una recirculació de l'efluent final. La manera d'afavorir l'aeració depèn de cada sistema de sanejament; per exemple, en el cas de llacunatge natural es recomana augmentar el nivell d'aigua i en el SAC de flux subsuperficial horitzontal es proposa dosificar l'entrada d'aigua.
  - Si la causa del problema és l'arribada d'un afluent amb productes tòxics, es recomana evitar l'entrada de l'afluent a l'EDAR, deixar reposar la unitat de tractament afectada i informar les autoritats competents.
  - Quan l'origen del problema és l'acumulació de residus, cal retirar-los i gestionar-los.
- **Proliferació de mosquits:** els mosquits apareixen per l'existència de tolls d'aigua calma i de poca profunditat, i per l'acumulació de restes vegetals, escuma i altres sòlids a la superfície de l'aigua. Així doncs, en sistemes de sanejament amb aigua en superfície (llacunatge natural i SAC de flux lliure) cal evitar l'acumulació de restes vegetals, escuma, etc. a la superfície i garantir un flux d'aigua uniforme. D'altra banda, en els altres tractaments cal evitar la formació de flux en superfície (1) per rebliment de la matriu o (2) per un règim d'alimentació inapropiat.
- **Proliferació de rosegadors:** les característiques dels tractaments tous fan que aquestes EDAR siguin regions que afavoreixin l'aparició de rosegadors. Per evitar la presència d'aquests animals es recomana disposar una tanca perimetral a l'entorn de les instal·lacions i no acumular residus a l'EDAR o al seu entorn. De manera preventiva, també es poden fer campanyes d'enverinament o de disposició de trampes. Aquesta darrera acció es pot fer tant de manera preventiva com de manera correctiva. A més d'aquestes accions, en la bibliografia consultada s'han trobat altres tècniques per combatre els rosegadors, per exemple:
  - Vuillot i Boutin (1985) i WEF (1996) proposen augmentar, de 15 a 20 cm, el nivell d'aigua de les basses del llacunatge natural, amb l'objectiu d'inundar parcialment els caus dels rosegadors.
  - EPA (1999) i Core Group (2000) proposen disposar una capa de grava o de roques a la part exterior dels discs del SAC. Aquest mantell evita que els

rosegadors construeixen túnels als dics.

- **Tanca perimetral:** és important la inspecció visual de la tanca perimetral amb l'objectiu de verificar si compleix la seva funció d'impedir l'entrada de persones alienes a l'EDAR i d'animals. Es recomana fer una inspecció setmanal i resoldre les mancances en cas d'observar alguna deficiència.

**(taules 4.16 a 4.22)**

#### 4.3.3.4. Manteniment i monitoratge de tractaments intensius

El fonament dels tractaments intensius (Fangs actius) no és cap altre que accelerar el procés biològic que es dona a la natura, és a dir, la degradació, per part d'una població multispecífica de microorganismes, de la matèria orgànica dissolta i dels nutrients presents a l'aigua residual. Aquesta reacció té lloc en uns bioreactors, adequadament airejats i/o homogeneïtzats en cas que el procés sigui aerobi, anòxic o anaerobi. A continuació té lloc la separació de la biomassa i de l'aigua, que habitualment es fa per gravetat mitjançant decantadors secundaris, tot i que també és habitual fer-ho per flotació i darrerament està prenent força l'opció de fer una filtració per aspiració a través de membranes. L'objectiu és assolir una bona separació entre l'aigua tractada i la biomassa present. El sobrenedant, ben clarificat, sol ser abocat directament cap al medi receptor, on segueix el seu cicle natural. En cas que es necessiti reutilitzar aquesta aigua, els requeriments de qualitat són més exigents, i aleshores cal afegir-hi un tractament més avançat, com la desinfecció (per cloració o amb llum ultraviolada), la ultrafiltració, els llits de sorra, l'adsorció en carbó actiu o l'osmosi inversa, per tal de disminuir els nivells dels contaminants encara presents a l'aigua.

La darrera fase de decantació genera una elevada quantitat de sòlids, anomenats *fangs* o *llots*, als quals s'aplica un tractament específic per reduir-ne el volum i el pes, així com modificar-ne les característiques. Aquesta seqüència de processos s'engloba en una nova línia de tractament, la línia de fangs, que sol constar d'un espessiment, una estabilització i digestió anaeròbia, i una deshidratació final (que pot ser mecànica o tèrmica).

A diferència dels tractaments extensius (4.3.3.3. Manteniment i monitoratge de tractaments extensius), els sistemes de fangs actius disposen de múltiples mecanismes, automatismes, controladors en línia, etc. distribuïts al llarg de les línies d'aigua, fangs i gas, així com els serveis generals de l'EDAR. El manteniment necessari per garantir el funcionament d'aquests equips i instal·lacions consisteix a inspeccionar, provar, netejar, lubricar, ajustar i reparar o substituir les parts que s'han deteriorat. La freqüència mínima amb què s'han de portar a terme aquestes tasques varia en funció de si l'equip o instal·lació és considerat crític, essencial o general. L'exemple que es presenta a continuació (Taules 4.23, 4.24 i 4.25) s'ha fet seguint les pautes descrites en el Decret 130/2003; no obstant això, la classificació exposada i l'organització dels diferents elements en quatre línies (aigua, fang, gas i serveis generals) es podria fer sobre la base de diferents estàndards segons el gestor de les instal·lacions. D'aquest exemple, cada professional en podria establir la seva classificació i organització en funció de les característiques de cada instal·lació, perquè l'exemple exposat té per objectiu donar unes pautes per guiar el lector a l'hora d'enfocar la planificació del manteniment.

**Taula 4.23.** Llistat d'equips i instal·lacions del sistema de fangs actius classificats com a crítics segons les pautes fixades en el Decret 130/2003

Línia	Sublínia	Equip o instal·lació
Aigua	Tractament biològic	<ul style="list-style-type: none"><li>• Bufadors</li><li>• Altres sistemes d'aeració (turbines, rotors, etc.)</li><li>• Bomba de recirculació interna</li></ul>
	Decantador secundari	<ul style="list-style-type: none"><li>• Ponts decantadors</li></ul>

			<ul style="list-style-type: none"> <li>• Recirculació externa de fangs</li> </ul>
	Desinfecció		<ul style="list-style-type: none"> <li>• Sistemes de desinfecció (UV, cloració, etc.)</li> </ul>
	Purga	/	
	Espessiment		<ul style="list-style-type: none"> <li>• Centrifugadores</li> </ul>
	Digestió		<ul style="list-style-type: none"> <li>• Calderes d'aigua calenta</li> </ul>
Fangs	Deshidratació		<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Sistemes de deshidratació (centrifugadores, filtres banda, filtres premsa, etc.)</li> <li>2. Variadors de freqüència de centrifugadores</li> <li>3. Cargols transportadors de fang deshidratat</li> <li>4. Sistemes d'elevació de fangs (bombes, transportadors, etc.)</li> <li>5. Bombes de dosificació de polielectròlit</li> <li>6. Comporta de la sitja d'emmagatzematge de fangs</li> </ol>
Gas	Gas		<ul style="list-style-type: none"> <li>• Vàlvules de sobrepressió</li> <li>• Apagaflames</li> <li>• Protectors de gas</li> <li>• Vàlvula obertura-tancament de la torxa de gas</li> <li>• Torxa de gas</li> <li>• Gasòmetre</li> </ul>
	Cogeneració		<ul style="list-style-type: none"> <li>• Motors de cogeneració</li> </ul>
Serveis generals	Aigua de servei	/	
	Autòmats SCADA	–	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Autòmats i SCADA</li> </ul>
	Transformadors		<ul style="list-style-type: none"> <li>• Transformadors</li> </ul>
	Altres		<ul style="list-style-type: none"> <li>• Detectores de sulfhídric</li> <li>• Equips de respiració autònoma</li> <li>• Parallamps</li> </ul>

- Quadres elèctrics d'equips crítics
- Detector de gasos portàtil
- Grup electrogen
- Aturadors d'emergència

**Taula 4.24.** Llistat d'equips i instal·lacions del sistema de fangs actius classificats com a essencials segons les pautes fixades en el Decret 130/2003

Línia	Sublínia	Equip o instal·lació
Aigua	Tractament biològic	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Sondes d'oxigen</li> <li>• Sondes redox</li> <li>• Sondes de sòlids</li> <li>• Cabalímetre d'aigua del biològic</li> <li>• Cabalímetre de recirculació de fangs del biològic</li> <li>• Agitadors submergibles</li> <li>• Difusors</li> <li>• Vehiculadors</li> </ul>
	Decantador secundari	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bombes de flotants</li> <li>• Vàlvules PIC flotants</li> <li>• Cabalímetre d'aigua tractada</li> </ul>
	Desinfecció	/
Fangs	Purga	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bombes purga de fangs biològic</li> <li>• Variadors de freqüència</li> </ul>
	Espessiment	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ponts d'espessidors</li> <li>• Equips d'espessiment mecànics (taules d'espessiment, etc.)</li> <li>• Bombes de purga de fang espessit</li> <li>• Compressors d'aire de flotació</li> <li>• Bombes de recirculació de flotació</li> <li>• Vàlvules de purga d'espessiment</li> </ul>
	Digestió	

		<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bombes d'aigua calenta</li> <li>• Bombes de recirculació de fangs</li> <li>• Sistemes d'agitació (mecànics, canyes, rotatoris, etc.)</li> <li>• Descalcificadors</li> <li>• Bescanviadors de calor</li> <li>• Vàlvules de tres vies</li> <li>• Compresors de gas</li> </ul>
	Deshidratació	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Equips de preparació de polielectròlit</li> <li>• Bombes de fangs per deshidratació</li> <li>• Cabalímetres de fangs per deshidratació</li> </ul>
Gas	Gas /	
	Cogeneració	
	Aigua de servei	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bombes d'aigua de serveis</li> <li>• Sistemes de filtració (filtres de sorra, filtres de disc, etc.)</li> </ul>
	Autòmats SCADA - /	
Serveis generals	Transformadors /	
	Altres	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bàscula</li> <li>• Compressor d'aire de serveis</li> <li>• Bateria de condensadors</li> <li>• Quadres elèctrics d'equips essencials</li> </ul>

**Taula 4.25.** Llistat d'equips i instal·lacions del sistema de fangs actius classificats com a generals segons les pautes fixades en el Decret 130/2003

Línia	Sublínia	Equip o instal·lació
Aigua	Tractament biològic	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Vàlvules de regulació d'oxigen</li> <li>• Cabalímetres d'aire</li> <li>• Comportes</li> </ul>

	Decantador secundari	• Comportes
	Desinfecció	/
	Purga	/
Fangs	Espessiment	/
	Digestió	/
	Deshidratació	/
	Gas	/
Gas	Cogeneració	/
	Aigua de servei	/
Serveis generals	Autòmats SCADA	- /
	Transformadors	/
	Altres	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Quadres elèctrics d'equips generals</li> <li>• Bombes d'esgotament</li> </ul>

Una part important de la gestió òptima de les EDAR es fonamenta en la quantitat i la qualitat de la informació que reculli el cap de planta, així com en el seu processament correcte. Disposar de poques dades implica fer un seguiment incomplet i incert del procés. Per contra, quan es recull massa informació, a part de les possibles redundàncies i/o divergències, es produeix una saturació de dades que difícilment poden ser assimilades correctament pel cap de l'EDAR. En cap cas l'operació que es faci del procés resulta del tot eficaç.

Actualment, tot i que els ràpids avenços tecnològics prometen instrumentalitzar d'una manera més completa i barata les EDAR, el nombre de dades que es pot recollir rutinàriament a la planta encara és prou limitat, i depèn bàsicament dels sensors en línia disponibles, de les analítiques fetes al laboratori, d'estudis microscòpics de la biomassa i de tot tipus d'observacions físiques de determinats aspectes de la planta. Si s'estudia d'una manera detallada el tipus de dades corresponents a la línia d'aigües d'una EDAR, es pot establir la classificació següent (Taula 26):

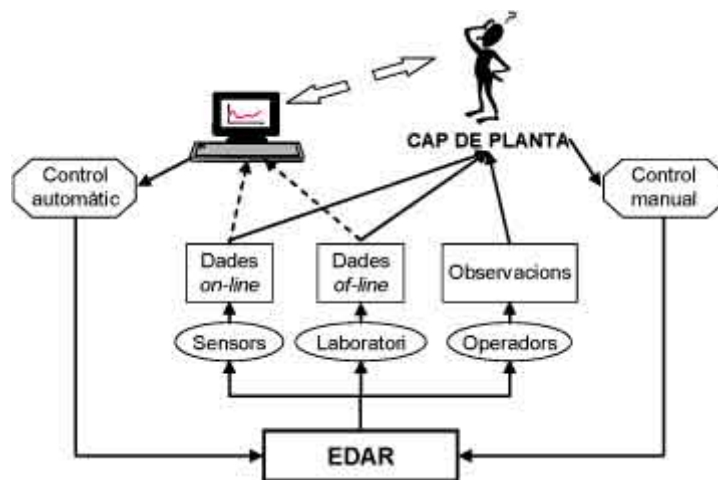
**Taula 26.** Recull habitual d'informació a la línia d'aigües d'una EDAR

<b>On-line<sup>1</sup></b>	<b>Off-line<sup>2</sup></b>	<b>Observacions<sup>3</sup></b>
<b>Mínim</b> Q i OD	<b>Mínim</b> DQO, DBO <sub>5</sub> , SS i V30	<b>Mínim</b> Cap
<b>Màxim</b> pH, conductivitat, <i>redox</i> , T, Q <sub>R</sub> , Q <sub>P</sub> , DQO, NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> i PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	<b>Màxim</b> SSV, nutrients, metalls, MLSS, MLVSS, TOC, toxicitat, etc.	<b>Màxim</b> Microscopi (protozous, filaments), color, aspecte aigua, etc.

**1** Dades en línia procedents de sensors. Tot i que les plantes més antigues només solen disposar dels valors d'Oxigen Dissolt (OD) als bioreactors i el cabal d'entrada (Q), les EDAR més modernes procuren instrumentalitzar força la planta per tal d'instal·lar-hi petits llaços automàtics de control i, en conseqüència, es pot arribar a disposar dels valors en línia de pH, conductivitat, potencial d'oxidació-reducció (*redox*), cabals de purga (QP) i recirculació (QR) i, excepcionalment, Demanda Química d'Oxigen (DQO) i nutrients: amoni (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), nitrats (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), nitrits (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) i fosfats (PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>).

**2** Dades fora de línia, obtingudes al laboratori. En els pitjors casos (plantes petites i poc problemàtiques) es fan analítiques puntuals de l'aigua d'entrada i de sortida de la planta amb una freqüència setmanal, que inclouen els valors de DQO, Demanda Biològica d'Oxigen (DBO5) i Sòlids en Suspensió (SS), a més de l'índex de sedimentabilitat del licor mescla (V30). En plantes més grans el seguiment és més acurat, i inclou l'analítica diària i integrada de DQO, DBO5, SS, Sòlids en Suspensió Volàtils (SSV), NH4+, NO3-, NO2-, NKT i PO4-3 i algun metall pesant a diferents punts de la línia d'aigües de l'EDAR, juntament amb la caracterització del licor mescla dels bioreactors i dels fangs de la recirculació, en què es mesura la V30, la quantitat de sòlids i la seva fracció volàtil (MLSS i MLVSS). També hi ha EDAR que fan, amb certa periodicitat, assaigs de toxicitat i/o inhibició (amb tècniques respiromètriques o amb Microtox).

**3** També són molt importants les observacions que els operaris i el cap de planta fan del procés. Per una banda, hi ha les observacions microbiològiques al microscopi amb contrast de fase, en què s'observa l'aspecte i la mida del flòcul, la biodiversitat, la presència de determinats protozous i l'abundància relativa de bacteris filamentosos, i per l'altra, les observacions directes de les diferents unitats portades a terme d'una manera subjectiva i de les quals poques vegades es guarda un registre en cap mena de suport, com ara certes olors o colors característics de condicions molt determinades del procés, com la septicitat de l'aigua i els abocaments industrials.



**Figura 29.** Adquisició de dades i operació de les EDAR

Amb tota aquesta informació, el cap de planta ha d'establir l'estratègia d'operació que garanteixi la depuració correcta de l'aigua residual. Tot i la complexitat del procés, no són gaires els punts sobre els quals es pot actuar. La Taula 27 proposa les actuacions principals que es poden arribar a aplicar a una EDAR prou automatitzada, flexible i versàtil.

**Taula 27.** Llistat de les accions de control més habituals en una EDAR

- 
- Addició de polielectròlits
  - Addició de nutrients
  - Addició d'alcalinitat
  - Addició de font de carboni
  - Addició de biocides (Cl2, H2O2...)
  - Canvi de configuració del procés
  - Actuacions mecàniques (dutxes, *skimmers*...)
  - Aeració
  - Cabal de recirculació
  - Cabal de purga
  - Recirculacions internes
  - Derivacions
  - Laminació de l'influent
  - Addició de coagulants/floculants
- 

El sistema de fangs actius està format per un conjunt de bioreactors i decantadors secundaris, amb diferents dimensions, característiques i interconnexions en funció de la finalitat del procés (eliminació biològica de matèria orgànica, nitrogen i/o fòsfor). La gestió del decantador secundari és molt similar a la dels primaris, fa èmfasi en les característiques de sedimentabilitat de la biomassa i en l'estratègia fixada de recirculació en funció de la quantitat i concentració de fangs emmagatzemats. Per contra, el

bioreactor sol disposar de diverses sondes de monitoratge dels paràmetres clau del procés biològic, que permeten controlar l'aportació d'aire i les magnituds de les recirculacions internes. Aquest tipus de control funciona correctament quan el sistema es troba en condicions d'operació similars a les de disseny, però no permet fer front a pertorbacions significatives i a alteracions de tipus microbiològic com l'esponjament del fang, la proliferació de bacteris filamentosos i la desnitrificació incontrolada. Els tres llaços de control més habituals al sistema de llots actius són els següents:

— Control de l'OD als bioreactors. Per tal de fixar l'aportació d'OD que permeti l'eliminació de matèria orgànica per part dels microorganismes aerobis dels bioreactors, l'EDAR sol disposar d'un control automàtic de tipus *feed-back*. A partir de la dada del sensor d'OD i del punt de consigna establert com a òptim per al procés —valor que serà diferent segons si la planta desitja nitrificar/desnitrificar o si solament es vol eliminar la matèria orgànica de l'aigua, i també segons el tipus de bioreactor (tanc agitat, carrusel, flux en pistó, Orbal, etc.)—, el llaç de control determina el cabal d'aire que han d'aportar els difusors o la velocitat de gir i/o freqüència de les turbines o rotors. En plantes més antigues que encara disposen d'un llaç de control d'anella oberta, es pot establir una seqüència d'engegada/aturada de les turbines o bufadors i es poden estimar els quilograms d'oxigen aportats en funció dels quilowatts consumits.

— Recirculació. Per tal de mantenir el nivell idoni de biomassa tant al bioreactor com al decantador secundari, sol existir una seqüència diària que determina el nombre de bombes de recirculació engegades en cada moment, o el cabal pot estar definit per la velocitat de gir d'una bomba de cargol o d'Arquímedes, de control majoritàriament manual.

— Purga. Amb la finalitat de determinar l'edat cel·lular adequada pel tipus de procés que es porta a terme, el més habitual és fixar una seqüència diària de la bomba o les bombes encarregades d'eliminar la quantitat de fang en excés. Aquesta seqüència està plenament condicionada per l'estat de la línia de fangs i per l'horari dels operaris de la planta.

Altres llaços de control existents a les EDAR poden ser el que regula l'accés de cabal a la planta (pot estar situat al col·lector o fer un *by-pass* sobre l'influent) i la laminació d'aquest influent, i el que controla la dosificació de coagulants i/o polielectròlits quan la planta complementa el tractament biològic amb l'addició de reactius químics.

#### 4.3.4. Control del procés

##### 4.3.4.1. Definicions bàsiques

Hi ha una sèrie de termes que sovint es fan servir com a sinònims, però que si els analitzem bé són lleugerament diferents. Se sol parlar de control, de gestió i de supervisió de les EDAR com si fossin la mateixa cosa, però no és ben bé així. Segons el *Gran diccionari de la llengua catalana*, tenim que:

— El **control** d'un sistema es defineix com el conjunt d'operacions orientades a supervisar l'estat d'un sistema (vehicle, màquina, procés industrial, etc.) per reduir-ne o anul·lar-ne la desviació. Va lligat als camps de l'automàtica i la cibernètica.

— La **gestió** consisteix en cadascuna de les diligències, sovint de tipus administratiu i entre diverses persones, que hom fa per aconseguir alguna cosa. Sovint s'associa al camp de l'economia i els negocis.

— La **supervisió** es defineix com l'acció d'exercir la inspecció superior en determinats casos.

És a dir, que el control normalment consisteix en unes operacions per mantenir algun component particular, normalment algun aparell o subsistema concret, bàsicament mecànic o elèctric, dins els límits de funcionament correctes. Normalment el control el porta a terme una persona o un ens. La gestió, en canvi, fa referència a un conjunt de diligències, de tot tipus, que sovint engloba aspectes de tipus administratiu, i la sol efectuar un grup de persones que tenen l'encàrrec del funcionament correcte d'un sistema mitjanament gran. La supervisió és un concepte que engloba els dos conceptes precedents, perquè involucra la inspecció que el funcionament d'un sistema sigui l'adequat, en l'aspecte mecànic, elèctric, de gestió, etc.

##### 4.3.4.2. Informació disponible

##### 4.3.4.3. Mètodes de control

Com ja s'ha esmentat anteriorment, el control d'un sistema comporta una sèrie d'operacions orientades a supervisar l'estat del sistema per reduir-ne o anul·lar-ne possibles desviacions. Però no tots els



sistemes que s'han de controlar són iguals. Per a una definició correcta dels sistemes de control és molt important saber si el sistema que cal controlar és un *sistema en temps real* o no. Els sistemes en temps real són més difícils de controlar i sovint exigeixen uns rendiments dels seus sistemes de control superiors als dels altres sistemes. Per tant, abans de fer una anàlisi dels mètodes de control que s'han utilitzat i/o que es poden utilitzar a les EDAR, cal decidir si les EDAR són sistemes en temps real. Per això, en la propera subsecció s'analitza aquesta qüestió.

A grans trets, els mètodes de control utilitzats en una EDAR es poden classificar en:

- [Mètodes clàssics de control](#)
- [Mètodes computacionals de control](#)
- [Mètodes de control basats en intel·ligència artificial](#)

### *Consideracions sobre sistemes en temps real*

Primer de tot, necessitem definir el terme *sistema en temps real* (Allworth i Zobel, 1987; Bennett, 1987; Stankovic, 1988). Hi ha algunes definicions de sistemes en temps real expressades per diversos autors. Així, Young (1982) defineix un sistema en temps real com:

“qualsevol activitat de tractament de la informació o sistema que ha de respondre a estímuls d'entrada externs dins d'un termini previst i finit”.

Burns i Wellings (1990) defineixen un sistema en temps real com:

“una aplicació informàtica, la principal funció de la qual no és el tractament de la informació, però que malgrat això exigeix un cert tractament de la informació per a realitzar la seva funció principal”.

El *Diccionari d'Oxford de computació* dona la definició següent:

*“qualsevol sistema en el qual el temps en què es produeix el resultat és significatiu. Això es produeix normalment perquè l'entrada del sistema correspon a algun moviment en el món físic, i la sortida del sistema s'ha de referir a aquell mateix moviment. El retard entre l'instant en què es capturen les dades d'entrada i l'instant en què es genera la sortida del sistema ha de ser suficientment petit per a una resposta acceptable”.*

Motus (1994) descriu un sistema en temps real com:

*“un conjunt de sistemes dinàmics cooperatius, un dels quals és un sistema informàtic. La cooperació pot, en alguns casos, ser unilateral. En altres casos, els sistemes dinàmics (un dels quals directament interacciona amb l'entorn) veritablement cooperen, i així fan un millor ús de cada una de les instal·lacions per aconseguir els seus objectius. No obstant això, el sistema informàtic sempre pren el paper actiu per coordinar i/o controlar els altres sistemes per tal d'aconseguir el conjunt d'objectius del sistema en temps real. Els dos objectius bàsics són satisfer un conjunt coherent de restriccions temporals (i d'altres tipus) i assegurar un comportament determinista en el temps del sistema, amb la qualitat exigida de funcionament”.*

Sovint en la literatura, els *sistemes en temps real durs (hard real-time systems)* es distingeixen dels *sistemes en temps real suaus (soft real-time systems)*. Els sistemes en temps real durs són aquells en què es necessita que les respostes es donin dins del termini temporal especificat. Els sistemes en temps real suaus són aquells en què els temps de resposta són importants però el sistema encara funcionarà correctament si no se satisfan ocasionalment aquests terminis. Es pot fer una altra distinció: els *sistemes en temps real interactius* són diferents dels sistemes en temps real suaus, en el sentit que no hi ha cap limitació explícita sobre terminis.

En els sistemes en temps real normalment s'interconnecta l'ordinador directament a un equip físic i es controla el funcionament d'aquell equip. El paper de l'ordinador és com un sistema incrustat dins d'un sistema d'enginyeria més gran. Per això, els sistemes en temps real també s'han conegut com *sistemes informàtics incrustats (embedded computer systems)* (Motus, 1990). Altres noms utilitzats per la comunitat científica són *sistemes reactius* (Manna i Pnueli, 1991) i *sistemes híbrids* (Maler, 1992), fent èmfasi en el fet que són sistemes molt acoblats amb l'entorn i que han d'integrar diverses tasques, dominis i subsistemes (coneixement del domini, solució de problemes, raonament, enginyeria de control, adquisició de dades, sensors connectats, interfície d'operador, sistemes físics, etc.).

Alguns exemples de sistemes en temps real són els següents:

— sistemes de control de processos de fabricació

- sistemes de control d'aparells físics com el control de nivells alts/baixos de dipòsits, el control d'engegada/aturada d'electrovàlvules/bombes, etc.
- sistemes de reserva de seients de línies aèries
- sistemes robòtics
- sistemes automàtics de control de cura intensiva de pacients
- sistemes de control del trànsit aeri
- sistemes comptables bancaris remots
- sistemes de control de processos industrials.

Les característiques principals dels sistemes en temps real —que, òbviament, no tenen tots els sistemes en temps real— són les següents (Burns i Wellings, 1990; Sriram, 1992):

- sistemes de control de processos de fabricació
- sistemes de control d'aparells físics com el control de nivells alts/baixos de dipòsits, el control d'engegada/aturada d'electrovàlvules/bombes, etc.
- sistemes de reserva de seients de línies aèries
- sistemes robòtics
- sistemes automàtics de control de cura intensiva de pacients
- sistemes de control del trànsit aeri
- sistemes comptables bancaris remots
- sistemes de control de processos industrials.

Les característiques principals dels sistemes en temps real —que, òbviament, no tenen tots els sistemes en temps real— són les següents (Burns i Wellings, 1990; Sriram, 1992):

- **Informació numèrica.** Es necessita la manipulació de nombres reals implicats en el control d'activitats d'enginyeria (dades d'entrada reals, solució d'equacions diferencials, processos de simulació, convertidors analogicodigitals, etc.).
- **Informació qualitativa.** Aquest tipus d'informació —per exemple, coneixement expert o coneixement experiencial— és molt important per controlar el sistema físic, encara que no sol ser gaire adequada per ser inclosa dins d'un model de control numèric clàssic. No obstant això, el sistema de control en temps real l'ha de poder integrar i gestionar.
- **Incertesa o coneixement aproximat.** Sovint, no es coneixen totalment algunes variables i alguns paràmetres del sistema físic, perquè alguns sensors estan funcionant erròniament o perquè són valors completament desconeguts i no es poden mesurar directament, i han de ser estimats a partir d'uns altres valors. A més, certa informació subjectiva proporcionada pels experts també pot ser incerta.
- **Complexitat.** La majoria de sistemes en temps real són sistemes del món real sotmesos a canvis continus que poden modificar el rendiment dels sistemes. La varietat d'aquests possibles canvis/esdeveniments externs és molt gran.
- **Fiabilitat i seguretat.** Com que els sistemes en temps real normalment controlen processos crucials, el més important és que no fallin. La fallada d'aquests sistemes es pot convertir en un gran desastre i provocar danys a certs equips, i encara pitjor, al medi ambient. Aquests sistemes comporten l'exigència d'un funcionament segur i continuat.
- **Sistemes interactius.** Com que els sistemes en temps real controlen sistemes del món real, estan pensats per interaccionar amb sistemes físics, per exemple, sensors de monitoratge i elements actuadors de control.
- **Gestió en temps real.** Un requisit essencial dels sistemes en temps real és que el temps de resposta estigui dins els intervals de temps predefinits. En aquests dominis dinàmics i imprevistos, també han de saber resoldre esdeveniments asíncrons o excepcions.
- **Implementació eficaç.** L'alt rendiment és més important en sistemes en temps real que en altres tipus de sistemes, a causa de les difícils restriccions que s'han de satisfer, ja siguin temporals o d'un altre tipus.

- **Components d'un sistema concurrent.** Hi ha tot un conjunt d'elements o processos que coexisteixen en un sistema en temps real. Tots aquests subsistemes actuen al mateix temps, en paral·lel o en execució concurrent. Encara que amb ordinadors d'alta velocitat, aquest paral·lelisme es pot implementar d'una manera seqüencial, hi ha sistemes en els quals això no es pot fer així, a causa de les difícils restriccions temporals o al processament de subsistemes realment distribuïts.

*Són les EDAR sistemes en temps real?*

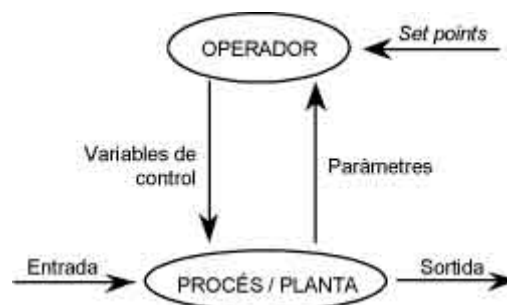
A més a més dels trets citats anteriorment, les EDAR són dominis mal estructurats, en què les relacions entre els diferents elements del procés no es coneixen prou bé i la dinàmica de processos bioquímics implicats no està estudiada completament, com s'ha descrit en apartats anteriors.

Tenint presents aquests trets i els de les EDAR descrits en apartats anteriors, es pot sostenir que els sistemes de gestió/supervisió/control d'EDAR són sistemes en temps real. No són estrictament *sistemes en temps real durs* perquè en les EDAR no hi ha cap restricció temporal forta. Afortunadament, la dinàmica operativa de les EDAR és més lenta que la variabilitat de l'entrada tant en quantitat de flux com en qualitat i, consegüentment, pot establir aquests canvis continus i les desviacions del sistema. Per això, no és crucial respondre a aquests esdeveniments dins de períodes breus de temps. Però el que és realment important és aconseguir contínuament valors baixos de DQO, DBO, SS a la sortida i que estiguin per sota dels límits que estableixen les lleis ambientals aplicables. Si aquests valors baixos no s'aconsegueixen, llavors el dany que es pot provocar tant a l'entorn com als éssers humans és molt gran. Per tant, podem dir que hi ha restriccions fortes i contínues sobre la qualitat de l'aigua de sortida de les EDAR o fortes restriccions sobre el bon

funcionament de les EDAR. En aquest sentit, es pot dir que les EDAR són *sistemes en temps real durs*.

Mètodes clàssics de control

L'objectiu principal del control de processos és adequar el comportament del sistema sota supervisió a uns bons nivells del funcionament del sistema prefixats (p. ex., punts de referència altrament coneguts com *set-points*). La dinàmica del sistema s'avalua per mitjà d'algunes mesures dels paràmetres del sistema i es controla a través de l'actuació sobre algunes variables del sistema. L'esquema general d'un procés de control es descriu en la Figura 4.30.



**Figura 4.30.** Diagrama del control d'un procés

Aquest esquema és el que segueixen els caps de planta d'una EDAR per mirar de controlar-la d'una manera força manual. És el que podem anomenar *control humà*. El responsable de la planta periòdicament analitza una sèrie de variables de control (DQO, DBO5, SS, V30, Q, etc.) per veure com va el sistema i modifica els paràmetres d'actuació (cabal de recirculació, cabal de purga, oxigen dissolt, etc.) per situar el funcionament de la planta dins dels marges de normalitat, que usualment estan indicats per uns punts de referència (*set-points*).

Les tecnologies informàtiques per al control d'EDAR

Durant l'aparició de problemes a les EDAR, l'èmfasi es fa en l'habilitat de l'operador de planta per identificar de pressa el problema, fer-ne la diagnosi i iniciar les accions de recuperació corresponents. Tanmateix, la fiabilitat de l'acció humana queda afectada de manera adversa en el moment de crisi a causa de factors d'estrès i factors psicològics. S'espera que la disponibilitat de suport operacional capaç de controlar l'estat de la planta i la rapidesa en identificar la desviació d'operació normal, millorin significativament la fiabilitat de les decisions preses per l'operador. Reaccionar de pressa i de manera adequada en instal·lacions d'aigües residuals de fang actius implica la utilització òptima de fonts de dades múltiples i heterogènies.

En sistemes d'aigües residuals, les entrades són imprevisibles i sovint canvien dràsticament (tant en qualitat com en quantitat), la cinètica de les variables és complexa, les variables importants del procés són difícils de mesurar en temps real, hi ha interaccions clares entre diverses unitats de procés i el disseny de les instal·lacions s'ha fet tradicionalment en règim permanent (Vitasovic, 2001). Els avenços en les tecnologies de la informació, incloent-hi l'adquisició automàtica, l'emmagatzematge, la manipulació, la gestió, el moviment, el control, la visualització, la commutació, l'intercanvi, la transmissió o la recepció de dades o informació (Wikipedia, 2005), han facilitat la gestió de processos complexos, com les EDAR. Segons Olsson *et al.* (2003), la capacitat dels ordinadors per extreure informació útil, tanmateix, rarament s'utilitza més enllà de simples usos de visualització gràfica. La utilització de les tecnologies de la informació per recollir coneixement del procés (p. ex., coneixement sobre com funciona el procés i com dirigir-lo millor) és extremadament important en la gestió de processos complexos. Si el coneixement del procés pot ser capturat, llavors no solament es reté, sinó que l'ordinador pot ajudar a prendre decisions i a controlar el funcionament de la planta.

En aquesta secció, es descriu un resum de la contribució de les tecnologies de la informació al control i ajut en la presa de decisions en l'operació d'EDAR, incloent-hi els avenços en adquisició de dades, en instrumentació i control de processos i en modelització matemàtica.

— Adquisició de dades, instrumentació i control de processos: el progrés en la instrumentació, en la tecnologia de control i en la informàtica ha permès un nombre creixent de variables mesurades i millores del control automàtic. Actualment, moltes instal·lacions d'aigües residuals es proveeixen amb sistemes d'adquisició de control i de dades automàtics capaços de monitorar les condicions de la planta mitjançant la recuperació de dades numèriques de sistemes de gestió de bases de dades (per exemple, oxigen dissolt, fluxos, etc.) i de controlar l'equip operacional i els aspectes essencials a través d'una xarxa de controladors lògics programables (PLC, per la sigla en anglès de *Programmable Logic Controller*). Segons els resultats d'una ressenya elaborada per Jeppson *et al.* (2002) sobre l'estatus i les tendències futures de l'ICA (Instrumentació, Control i Automatització) en la depuració d'aigües residuals, es pot dir que la majoria d'EDAR d'Europa (> 10.000 h.e.) estan equipades amb sistemes SCADA. La funció general d'un sistema SCADA és l'extracció de dades en temps real del procés, per exemple, l'oxigen dissolt, els fluxos i el control d'estat de certs equips, que permet als operadors de la planta la supervisió del procés. Normalment incorpora un sistema d'alarmes que també alerta els operadors de la planta de possibles fracassos o condicions anormals dins del procés. Segons Jeppson *et al.* (2002), però, les possibilitats dels sistemes SCADA com a sistemes de control se subestimen i normalment el seu ús general es limita a l'adquisició de dades i al monitoratge del procés.

En quant a les millores en la instrumentació, avui podem mesurar variables físiques com el cabal, la temperatura, el pH, el potencial redox, la conductivitat, la terbolesa i el nivell del fang. De la mateixa manera, podem mesurar en temps real concentracions d'oxigen dissolt, fang, amoni, nitrat, fosfat i matèria orgànica. Tanmateix, encara s'utilitzen molt poques dades en temps real en esquemes de control de bucle tancats (Olsson, 2005).

Sovint en les revistes científiques es proposen sistemes nous i sofisticats per a ICA, però pocs s'apliquen alguna vegada en plantes reals. La barrera més important per a una major acceptació és, a part de la inversió econòmica exigida, la manca d'actuadors flexibles, que fa que aquestes instal·lacions no estiguin preparades per al control en temps real (Jeppson *et al.*, 2002). Segons Olsson (2005), encara hi ha moltes oportunitats de promoure l'aplicació de tècniques ICA, però sovint hi ha una manca d'entrenament i d'educació dels operadors de planta per utilitzar les eines adequades.

— Modelització matemàtica: normalment, la transició de dades a informació exigeix una aplicació apropiada d'algorismes sobre dades, i generalment necessita que hi doni suport un model apropiat o teoria del domini d'aplicació. De la mateixa manera, pot ser que els models s'hagin de calibrar, que els algorismes s'hagin de parametritzar, etc. Aquestes tasques són molt exigents i requereixen un processament de coneixement massiu i la disponibilitat d'una base de models apropiada (Cortés *et al.*, 2000).

La modelització matemàtica es pot considerar una eina molt útil en l'estudi d'ecosistemes complexos com els sistemes de fang activats, on hi ha molts paràmetres, processos i reaccions implicats. En les darreres dècades, l'augment significatiu en el coneixement de fonaments de procés i el desenvolupament enorme de potència de càlcul, incloent-hi millores en la caracterització de substrats d'aigües residuals com a soluble i partícula, biodegradable i imbiodegradable, permet el desenvolupament de models capaços de donar una representació matemàtica més fiable dels sistemes biològics. Alguns models disponibles actualment, com ara els models de fang activats (ASM 1, 2, 2D i 3), desenvolupats per Henze *et al.* (1987, 1995, 1999) i Gujer *et al.* (1999), i el model de tancs de decantació desenvolupat per Takács *et al.* (1991), s'han utilitzat àmpliament per estudiar la dinàmica de població, la predicció de càrregues d'efluents o els paràmetres de qualitat dels efluents en sistemes de

fang activats. Una de les utilitats més valuoses dels models és que, una vegada que un model *ben* validat està disponible, es poden simular nombroses variacions d'escenaris per estudiar, per exemple, l'efecte de condicions de procés diferents o l'eficiència d'algunes estratègies de control en el sistema de fang activat. Això fa que el modelatge matemàtic sigui una eina important per simular o estudiar situacions diferents a costos significativament més baixos i en una escala de temps més curta que els estudis experimentals corresponents.

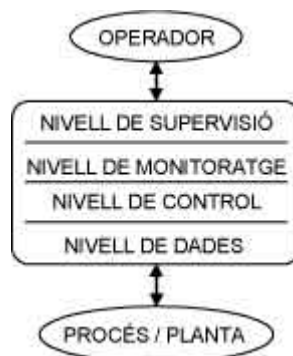
Malgrat tots els avenços importants en la modelització matemàtica, encara no s'ha desenvolupat, per exemple, un model fiable capaç de simular el creixement de bacteris filamentosos ni la predicció d'uns altres problemes de separacions de sòlids. Per tant, la supervisió i control d'EDAR basat exclusivament en el desenvolupament de models matemàtics és, ara per ara, prou fiable.

#### Mètodes computacionals de control

El control de processos automàtic apareix quan se situa un ordinador entre l'operador i el procés sota control. La inclusió d'un ordinador proporciona a tot el sistema les característiques següents, que fan més fàcil el treball de l'operador: velocitat de supervisió més ràpida, algorismes informatitzats de control numèric, interfície gràfica, manipulacions numèriques (els gràfics de les variables, anàlisis estadístiques, etc.), capacitats de simulació, velocitat de resposta més ràpida. L'esquema d'un procés de control automàtic es mostra a la Figura 4.31.



Avui dia, la majoria de les arquitectures de control automàtic de processos supervisat estan compostes per diferents nivells de control entre el procés i l'operador humà (Figura 4.32). (Aguilar, 1990; Aguilar *et al.*, 1992). En el primer nivell (*nivell de dades*) hi ha la interfície de sensors i actuadors amb aparells físics per recollir alguns valors del procés i per actualitzar algunes variables. El segon nivell (*nivell de control*) està format per unes quantes tècniques de control clàssiques (reguladors, optimitzadors, PLC, identificació de paràmetres, control de realimentació, etc.). El tercer nivell mostra el *monitoratge* (base de dades evolutiva) del procés a través de la visualització. Finalment, el quart nivell (*nivell de supervisió*) proporciona el diàleg entre el sistema informàtic i l'operador.



**Figura 4.32.** Arquitectura de control automàtic supervisat de processos

Durant la seva operació, una EDAR ha de satisfer diversos requisits imposats per les condicions genèriques, tècniques, econòmiques i socials sota la presència de les contínues influències externes. Tots aquests requisits imposen la necessitat d'un monitoratge continu del funcionament de la planta i de la intervenció externa (control) dels operadors o caps de planta, per garantir la satisfacció dels objectius operacionals. Això s'acompleix a través d'un conjunt d'equips (aparells de mesura, vàlvules,

controladors, ordinadors, etc.) i de la intervenció humana (dissenyadors de planta, operadors de planta, etc.), que tots junts constitueixen el sistema de control.

Hi ha tres classes genèriques de necessitats que un sistema de control hauria de satisfer:

- suprimir la influència de les pertorbacions externes
- assegurar l'estabilitat del procés
- optimitzar el rendiment del procés.

Hi ha diversos tipus de control automàtic computacional que s'han fet servir a la pràctica. Els tipus de control automàtic següents són alguns exemples de configuracions diferents de control que s'han aplicat a diverses EDAR i que estan descrites a la literatura:

— **Control de realimentació (*feedback*):** aquest tipus de control utilitza mesures directes de les variables controlades per ajustar els valors de les variables manipulades o paràmetres de control. L'objectiu és mantenir les variables controlades en uns nivells desitjats que estan marcats per uns punts de referència (*set-points*). Normalment s'utilitza per controlar el nivell d'oxigen dissolt als tancs d'aeració i també s'ha estudiat per controlar substrat i biomassa (Marsilli-Libeli, 1982). Un controlador de realimentació reacciona només després que hagi detectat una desviació en el valor de sortida del punt de referència desitjat. Aquest esquema genèric de control està descrit a la Figura 4.33.

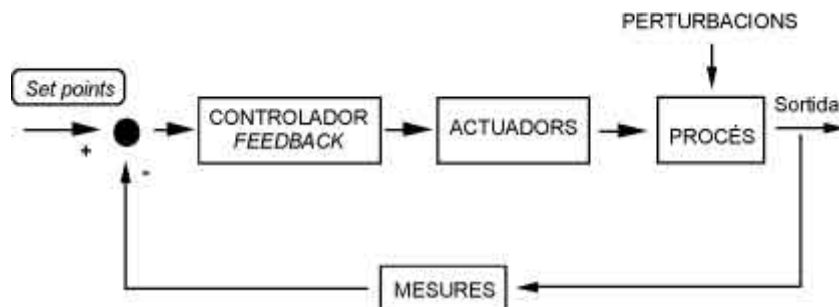


Figura 4.33. Esquema de control de realimentació (*feedback*)

— **Control anticipatiu (*feedforward*):** a diferència dels sistemes de realimentació, un control anticipatiu utilitza mesures directes de les pertorbacions per ajustar els valors de les variables manipulades. Un exemple de configuració de control anticipatiu es va implementar a l'EDAR de Luggage Point (Corder i Lee, 1986). L'esquema general d'un control anticipatiu està descrit a la Figura 4.34.

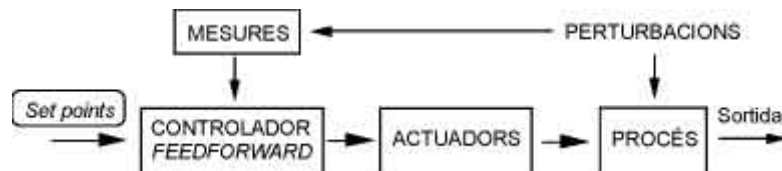


Figura. 4.34. Esquema de control anticipatiu (*feedforward*)

— **Control adaptatiu:** un sistema de control s'anomena *adaptatiu* quan pot ajustar els seus paràmetres a les característiques del procés que controla. Hi ha dues raons principals per utilitzar un controlador adaptatiu en una EDAR. Primer, el procés és no lineal i provoca que, quan l'operació desitjada de l'estat estacionari del procés canvia, els valors adequats dels paràmetres del controlador canvien. Segon, el procés és no estacionari i canvia amb el temps. Diferents configuracions de control adaptatiu s'han proposat a Ko *et al.* (1982) i Dochain (1991). A la Figura 4.35 hi ha un esquema general d'un control adaptatiu.

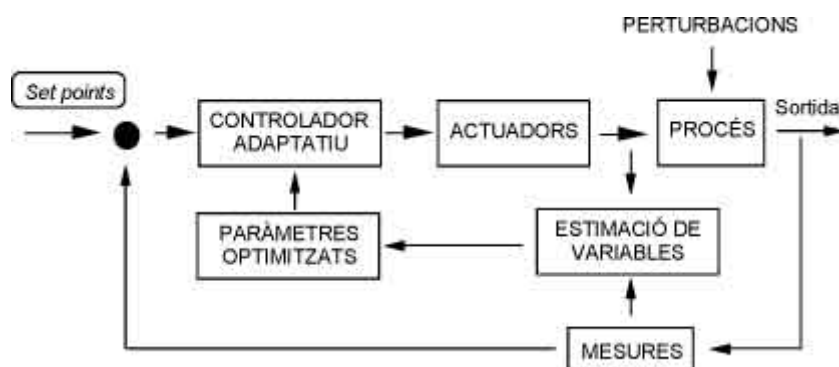


Figura 4.35. Esquema de control adaptatiu

— El **control òptim** (Beck, 1986) i el **control predictiu** (Clarke *et al.*, 1987a i 1987b; Moreno *et al.*, 1992) són altres tipus de control computacional automàtic que s'han utilitzat a les EDAR. El control predictiu intenta predir els canvis de certs paràmetres del procés, per poder actuar convenientment sobre les variables de control. El control òptim intenta trobar els valors que fan que una certa funció-objectiu (maximització de la qualitat de l'efluent i minimització de costos, per exemple) assoleixi els seus valors màxims o mínims, cosa que depèn tant dels paràmetres del sistema com de les variables de control. L'esquema genèric del control òptim es pot veure a la Figura 4.36.

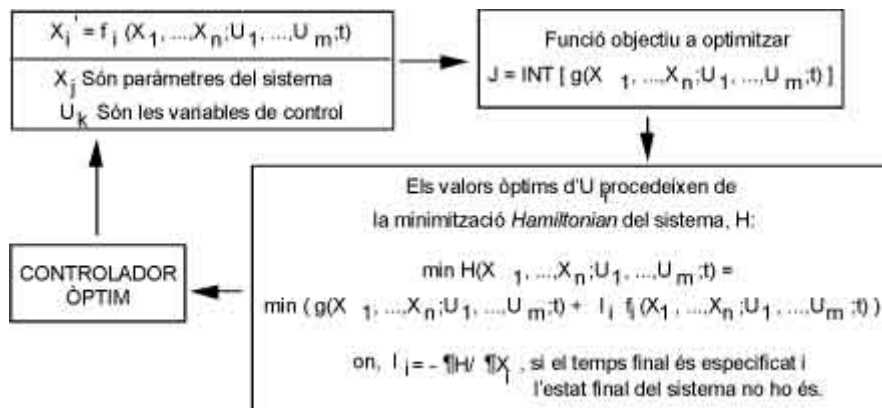


Figura 4.36. Esquema de control òptim

La investigació i els avenços en la instrumentació, la tecnologia de control, la modelització i la tecnologia informàtica també han permès millorar el control automàtic de processos. Les tendències clàssiques de control actuals inclouen la integració de mecanismes d'instrumentació i *control distribuït*, *control multivariant*, *control de capacitat hidràulica* i *control òptim*. Gairebé totes les aplicacions se centren a controlar variables amb dinàmica de resposta ràpida com fluxos de cabals o oxigen dissolt, que, de bon tros, són el tipus més comú de control en temps real aplicat que es basa en mesures en línia (*feedback*). Unes altres variables de procés secundàries, com ara el temps de residència de fang (SRT, per la sigla en anglès de *Sludge Retention Time*), MLSS i OUR (per la sigla en anglès d'*Oxygen Uptake Rate*), també es controlen, però molt poques aplicacions controlen els objectius reals del procés (qualitat de l'efluent), la qual cosa considera variables amb dinàmica de resposta lenta. La majoria de les aplicacions recents intenten controlar variables amb dinàmica de resposta mitjana, com ara la DQO de sortida i concentracions de nutrients (especialment amoníac i nitrats).

La complexitat del procés, que està compost per diferents unitats operacionals, fa difícil l'aplicació d'un control automàtic sobre una EDAR. Hi ha molts factors que influeixen en el sistema i la majoria no es poden controlar, per exemple, la temperatura de l'aigua, les variacions de flux, les sobrecàrregues i les càrregues tòxiques. A més, el domini no està ben estructurat perquè hi ha una manca de comprensió dels veritables mecanismes dels processos bioquímics implicats en les EDAR, i les relacions entre fenòmens diferents que caracteritzen el sistema no són prou conegudes, encara que s'han presentat diferents models matemàtics per descriure-les.

Molta informació no és numèrica ni està quantificada. La informació qualitativa no es pot utilitzar en el context d'un model de control convencional, per exemple, la informació microbiològica, l'olor de l'aigua i l'aspecte o l'estat del flocul durant el procés de sedimentació. Aquesta classe d'informació és essencial per a l'operador de la planta, però no és gaire adequada per ser inclosa en el context d'un model de control clàssic numèric. Una altra dificultat afegida és la incertesa o coneixement aproximat. Les variables que descriuen el procés són globals i la majoria no es poden obtenir en temps real.

Finalment, el sistema és dinàmic. El sistema està sota canvis continus que poden modificar directament el rendiment del procés. L'EDAR mai no està treballant en condicions d'estat estacionari i, a més a més, un sistema de control automàtic de procés, com ara un control de realimentació, un control anticipatiu o un control adaptatiu, no pot funcionar quan hi ha alguna fallada mecànica (p. ex., a les turbines, al pont del clarificador, etc.) o bé quan la informació està disponible però és incompleta o pertorbada.

#### Mètodes de control basats en intel·ligència artificial

— **Ús de tècniques d'intel·ligència artificial:** la intel·ligència artificial pot cooperar amb els sistemes de control automàtics i sistemes en temps real clàssics per aconseguir un *sistema de control intel·ligent en temps real*, capaç d'enfrontar-se a qualsevol tipus de restriccions estrictes ja siguin en temps real o d'altres tipus, o en dominis poc estructurats o en alguns trets no adequats per ser integrats en sistemes de control clàssics, com ara aprenentatge, raonament, modelització de l'expertesa, informació qualitativa, incertesa, etc.

Què és la intel·ligència artificial? No és fàcil definir aquest terme complex, i àmpliament utilitzat. Rich i Knight (1991) el defineixen de la manera següent:

*“La intel·ligència artificial és l'estudi de com fer que els ordinadors facin coses que, de moment, la gent fa millor. Aquesta definició és, naturalment, una mica efímera a causa de la seva referència a l'estat actual de la informàtica. I no inclou algunes àrees d'impacte potencialment molt gran, per exemple, problemes que actualment no poden ser resolts satisfactòriament ni per cap ordinador ni per la gent. Però proporciona un bona idea de què constitueix l'àrea de la intel·ligència artificial i evita els objectius filosòfics que estan al darrere d'intentar definir el significat tant de la paraula artificial com de la paraula intel·ligència.”*

Charniak i McDermott (1985) la defineixen com:

*“La intel·ligència artificial és l'estudi de les facultats mentals mitjançant l'ús de models computacionals. L'aparició de la paraula intel·ligència en el nom d'aquest camp és enganyosa. En parlar de què fa una altra gent, tendim a reservar aquesta paraula per a proeses mentals de creativitat inusual o llestesa. Com a conseqüència, sembla com si la intel·ligència artificial fos una tècnica per produir una abundància d'idees llestes. De fet, el més interessant per a la intel·ligència artificial sorgeix en intents d'emular les facultats mentals de gent ordinària.”*

El laboratori d'intel·ligència artificial de la VUB (Steels, 1985; VUB AI Lab, 1993) descriu la intel·ligència artificial com:

*“La intel·ligència artificial és un camp de recerca científic que s'ocupa del comportament intel·ligent. Els investigadors en intel·ligència artificial volen desenvolupar models explícits i precisos de les estructures i processos que originen el comportament intel·ligent i apliquen les seves idees a les construccions d'artefactes que són útils per a la gent. Aquests artefactes s'estenen des de sistemes basats en el coneixement, que donen suport a activitats de resolució de problemes, per exemple, planificar, fins a robots mòbils autònoms, els quals ajuden en feines que poden ser perilloses o pesades per als humans. El que fa la intel·ligència artificial única, comparada a altres ciències que també estudien la intel·ligència, com ara la psicologia i la neurofisiologia, és el fort èmfasi en la construcció de sistemes artificials com una manera de provar les teories o hipòtesis.”*

Potser una definició més àmplia podria integrar tots els punts de vista: la *intel·ligència artificial* és l'estudi dels mecanismes possibles o existents —en éssers humans o altres éssers— que proporcionen un comportament en ells que pot ser considerat com a intel·ligència, i l'emulació d'aquests mecanismes —normalment anomenats *tasques cognitives*— en un ordinador mitjançant la programació de l'ordinador.

Les suposicions essencials que assumeix el paradigma simbòlic clàssic d'intel·ligència artificial es basen en aquests fets:

- El que el cervell fa pot ser pensat, en algun nivell, com un tipus de càlcul.
- La *hipòtesi de sistemes de símbols físics* (Newell i Simon, 1976). Un sistema de símbols físics té els mitjans necessaris i suficients per a l'acció intel·ligent general.
- La *hipòtesi de nivell de coneixement* (Newell, 1982). Existeix un nivell de sistema informàtic diferenciat, que és immediatament damunt del nivell de símbols, que es caracteritza pel *coneixement* com el mitjà i el *principi de racionalitat* com la llei de comportament.
- El *principi de racionalitat* (Newell, 1982). Si un agent té coneixement que una de les seves accions satisfarà un dels seus objectius, l'agent seleccionarà aquella acció.

Aquestes *tasques cognitives*, començant per les tasques de percepció d'estímuls, passant per algunes tasques cognitives internes i acabant amb les tasques d'acció de resposta, són: visió, llenguatge natural, adquisició de coneixement, representació de coneixement, raonament, cerca, planificació, explicació, aprenentatge, moviment (robòtica) i parla. Per això, cada una d'aquestes tasques té els seus propis problemes específics i ha desenvolupat les seves pròpies metodologies.

Un sistema computacional es pot considerar un *sistema intel·ligent* si exhibeix algunes, o millor, totes les característiques de la intel·ligència humana llistades per (Newell, 1990):

- Comportament flexible en funció de l'entorn.
- Exhibició de comportament adaptable (racional, orientat a objectius).
- Operació en temps real.
- Operació en un entorn complex i detallat (percepció d'una quantitat immensa de detalls que canvien, utilització de grans quantitats de coneixement, control d'un



- sistema motor de molts graus de llibertat).
- Ús de símbols i abstraccions.
- Utilització de llenguatge, tant natural com artificial.
- Aprenentatge de l'entorn i de l'experiència.
- Adquisició de capacitats durant el desenvolupament.
- Operació autònoma, però dins d'una comunitat social.
- Ser autoconscient i tenir sentit d'un mateix.
- Ser implementable com un sistema neuronal.
- Ser construït per un procés de creixement embriològic.
- Sorgir a través de l'evolució.

Des del començament de la recerca en intel·ligència artificial, s'han proposat una gran varietat de paradigmes o aproximacions de resolució de problemes per emular la intel·ligència humana: paradigma lògic, paradigma basat en la cerca heurística, paradigma de planificació, paradigma basat en el coneixement, paradigma basat en models, paradigma basat en l'experiència, paradigma connexionista i paradigma evolutiu.

Com s'ha esmentat abans, els resultats de proves analítiques de la qualitat de les aigües residuals i el fang i, de manera especial, la informació microbiològica del fang activat (p. ex., abundància de filaments) o les observacions qualitatives sobre l'estat de procés (p. ex., presència de bombolles en la prova de sedimentació) proporcionen un tipus d'informació que, una vegada processada i interpretada per l'operador, pot ajudar a controlar i fins i tot evitar problemes a l'EDAR. Tanmateix, no és una tasca fàcil per a operadors de planta i enginyers de procés adquirir, integrar i entendre tota aquesta quantitat sempre creixent de dades recollides que inclouen informació tant quantitativa com qualitativa. A més, les accions que han de d'emprendre per resoldre el problema depenen en gran part de les característiques específiques de la planta de tractament. És necessària una aproximació més detallada per superar les capacitats limitades de la modelització matemàtica i de les tècniques de control automàtiques convencionals a l'hora de tractar situacions anormals de sistemes complexos, com els problemes que es presenten a les EDAR, i per proporcionar el nivell i la qualitat de control necessaris per satisfer sempre les normatives ambientals. La clau és incorporar totes aquestes fonts heterogènies de dades i coneixement i, el més important, raonar per establir les accions de control basades en tota la informació acumulada.

Un mètode automàtic basat en els principis de raonament humà o control intel·ligent pot ajudar en aquesta tasca. Per resoldre aquests problemes, el *control intel·ligent* semblava un camp prometedori i tenia un impacte significatiu en la indústria de procés (Beltramini i Motard, 1988). El terme *control intel·ligent* s'aplica a un sistema de control que utilitza una aproximació basada en el coneixement, principalment sistemes experts, o en l'experiència, raonament basat en casos i/o tècniques de *soft computing*, principalment lògica difusa i xarxes neuronals, tal com es defineixen més avall. Segons Stephanopoulos i Han (1996), els controladors intel·ligents tenen els trets següents:

- A més a més d'algorismes numèrics, també utilitzen lògica, classificació, raonament i/o heurística.
- Són essencialment controladors no lineals amb una autonomia que és més àmplia que la dels controladors convencionals.
- Per exercir la seva funcionalitat expandida, confien en formes de representació i procediments de presa de decisions, que emulen els dels sistemes humans i/o biològics.

— **Control intel·ligent de processos:** en el nivell de supervisió (Figura 4.31) d'un sistema automàtic de control supervisat de processos, és on es poden integrar algunes tècniques d'intel·ligència artificial per millorar el rendiment d'un sistema de control automàtic (Laffey *et al.*, 1988; Stock, 1989; Rao, 1992): controlant situacions anormals, uniformitzant les solucions donades per operadors diferents, millorant la velocitat d'execució del cicle de supervisió, proporcionant ajuda assistida per l'ordinador als operadors, etc. Hi ha alguns trets característics de diversos processos que apunten cap a aquesta aproximació, que normalment s'anomena *sistemes de control avançats* *sistemes intel·ligents de control*:

- raonament incert o aproximat
- representació no analítica
- procés dirigit per les dades
- informació qualitativa
- capacitat d'automodificació
- no determinisme
- capacitat de justificació i d'explicació
- algorismes de cerca

- aprenentatge
- utilització de l'experiència, dels judicis i de l'expertesa humana.

Des d'un punt de vista històric, es poden distingir algunes fites en el desenvolupament de sistemes intel·ligents de control:

- El treball de K. S. Fu sobre reguladors (Fu, 1971; Meystel, 1985a).
- Desenvolupaments teòrics fets per grups de recerca d'universitat, relacionats amb la integració de la intel·ligència artificial, la teoria del control i els sistemes jeràrquics (Meystel, 1985b; Saridis, 1985; Åström *et al.*, 1986; Tzafestas i Ligeza, 1989).
- L'aplicació de sistemes experts a sistemes reals (Intellicorp, 1986; Shirley, 1987; Bernard, 1988; Brajnik, 1989; Bonissone, 1993).
- L'aparició d'eines específiques per donar suport fiable al desenvolupament de sistemes de control intel·ligents, per exemple RTworks de Talarian Corporation, G2 (Gensym, 1990 i 1992), PAMELA-C (Barachini i Theuretzbacher, 1988), HEXSCON (Wright, 1986), PICON (Moore *et al.*, 1984), etc.
- Alguns projectes de recerca que intentaven millorar els sistemes intel·ligents de control proporcionant un funcionament en temps real fiable i una aplicabilitat més àmplia (Voss, 1988; Cavanna *et al.*, 1989).

Les tècniques intel·ligents de control principalment aplicades a la supervisió de processos han estat (Kuhn, 1971; Sánchez-Marrè *et al.*, 1996):

- **Control basat en el coneixement** (Beck *et al.*, 1978; Flanagan, 1980; Gall i Patry, 1989; Beck *et al.*, 1990; Huang *et al.* 1991; Serra *et al.* 1994;).
- **Control difús.** Hi ha uns quants treballs sobre l'aplicació de la teoria de conjunts difusos (Zadeh, 1979 i 1983) en sistemes de control, com els de Sugeno (1985), Tagaki (1985), Czoagala i Rawlik (1989), Bouslama (1992), Piskunov (1992) i Bonissone (1994).
- **Control basat en models** com els treballs de Rich i Venkatasubramanian (1987) i Ramparany (1994).
- **Control basat en xarxes neurals artificials.** Alguns treballs són Narendra i Parthasarathy (1990), Capodaglio *et al.* (1991), Hunt *et al.* (1992); Kosko (1992) i Kraft *et al.* (1992).
- **Control genètic**, com el treball de Karr *et al.* (1989) i Karr (1991).

Les tècniques intel·ligents de control es poden dividir en tècniques de computació basades en el coneixement i tècniques de *soft computing*. Els sistemes basats en el coneixement (KBS, per la sigla en anglès de *Knowledge-Based System*) comprenen diverses tècniques d'intel·ligència artificial, que impliquen raonar amb alguna classe de coneixement (heurístic sobre sistemes experts, experiència en sistemes basats en casos, etc.) per resoldre un problema. En quant a la seva aplicació a objectius ambientals, els KBS reben diferents denominacions, com ara sistemes d'ajuda a la presa de decisions (DSS, per la sigla en anglès de *Decision Support System*), sistemes d'ajuda a la presa de decisions basats en el coneixement (KBDSS, per la sigla en anglès de *Knowledge-Based Decision Support System*), sistemes d'ajuda a la presa de decisions ambientals (EDSS, per la sigla en anglès d'*Environmental Decision Support System*), sistemes intel·ligents d'ajuda a la presa de decisions ambientals (IEDSS, per la sigla en anglès d'*Intelligent Environmental Decision Support System*) i sistemes d'ajuda a la presa de decisions amb objectius múltiples (MODSS, per la sigla en anglès de *Multi-Objective Decision Support System*) (Cortés *et al.*, 2000). Entre tots els noms possibles, des d'aquí nosaltres decidim utilitzar el de *sistemes intel·ligents d'ajuda a la presa de decisions ambientals* (IEDSS).

Alguns dels problemes amb sistemes de control convencionals han estat el focus, durant els darrers anys, de molt de l'esforç de recerca en intel·ligència artificial, especialment en IEDSS. Els IEDSS han mostrat resultats prometedors a causa de les seves capacitats per representar raonament heurístic i per treballar amb quantitats grans de dades simbòliques, incertes i inexactes, i informació qualitativa que els operadors humans comprenen millor. També permeten l'aplicació d'estratègies de control de l'estil que fan servir els humans. Els mètodes de control convencionals o clàssics no poden fer front a aquestes tasques.

Els *sistemes experts* (ES, per la sigla en anglès *Expert System*) són el cor d'aquesta classe de sistemes intel·ligents basats en el coneixement. Els ES són programes informàtics que intenten emular el procés de raonament d'experts que prenen decisions per resoldre un problema (Jackson, 1990). Utilitzen regles lingüístiques o les declaracions condicionals extretes d'experts humans per codificar l'expertesa (per això, també es coneixen com *sistemes basats en regles*), que quan s'encadenen en

seqüències lògiques poden explorar fàcilment una situació i arribar a algunes conclusions (p. ex., si F/M està disminuint i SVI està augmentant *llavors* el risc de *bulking* és veritable). La utilització potencial d'ES en la indústria d'aigües residuals es va introduir en els anys setanta i vuitanta (p. ex., Beck *et al.*, 1978; Johnston, 1985; Geselbracht *et al.*, 1986; Berthouex *et al.*, 1987). Els primers prototips es basaven en arbres de decisió simplificats, que només incloïen coneixement general disponible en llibres de text, i aplicaven un algoritme llarg i tediós, basat en una sèrie de preguntes i respostes entre l'ordinador i l'operador per inferir la solució. Durant els anys noranta, en la literatura es descriuen més ES sofisticats i realistes en el camp de depuració d'aigües residuals, que s'aplicaven per processar la diagnosi de les condicions (p. ex., Gall i Patry, 1989; Lapointe *et al.*, 1989; Krichten *et al.*, 1991; Bergh i Olsson, 1996), el disseny de procés (p. ex., Hudson *et al.*, 1997), l'ajut a la decisió (p. ex., Maeda, 1989; Patry i Chapman, 1989; Chan i Koe, 1991; Ohtsuki *et al.*, 1998), la selecció de procés (p. ex., Okubo *et al.*, 1994; Yang i Kao, 1996), l'optimització de procés (Huang *et al.*, 1991) i l'operació i control (p. ex., Ladiges i Kayser, 1993; Ozgur i Stenstrom, 1994; Zhu i Simpson, 1996; Serra *et al.*, 1997; Furukawa *et al.*, 1998; Ashraf Islam *et al.*, 1999; Vouros *et al.*, 2000; Puñal *et al.*, 2002; Baeza *et al.*, 2002).

Olsson *et al.* (1998) va assenyalar que aquestes aplicacions realment no tenien mai èxit perquè eren massa complexes, i el coneixement disponible no es podia captar en models fiables i sistemes consultius. De fet, una avaluació realista i rigorosa d'aquests sistemes experts sota les condicions operacionals de la planta dia a dia no es podia fer perquè gran part d'aquestes aplicacions no s'instal·laven en sistemes reals, sinó que es feien sota resolucions de problemes hipotètics simulats que es presentaven com estudis de casos simplificats, o supervisant els experiments específics fets en plantes pilot.

La segona tècnica de control intel·ligent basada en el coneixement àmpliament utilitzada és la del raonament basat en casos o en l'experiència. Els sistemes de raonament basats en casos (CBRS, per la sigla en anglès de *Case-Based Reasoning System*), o simplement sistemes basats en casos, són programes informàtics que utilitzen experiències passades per resoldre problemes nous que sorgeixen en el procés. Automàticament identifiquen similituds de condició de procés (un cas) amb condicions prèvies i resultats de reutilització i experiència de situacions particulars prèvies, que han afectat el rendiment del procés, per resoldre el problema actual. Així, utilitzant aquesta tècnica és possible resoldre situacions noves similars a situacions prèvies amb menys esforç que amb uns altres mètodes, els quals comencen a construir solucions des de zero sense el benefici de casos resolts previs de naturalesa similar (Kolodner, 1993; Aamodt i Plaza, 1994). A causa dels seus resultats òptims i del seu desenvolupament relativament fàcil, els CBRS s'han utilitzat últimament en uns quants camps, com la diagnosi de fallades, la diagnosi mèdica, la selecció d'equips (Kraslawski *et al.*, 1995), l'extracció de la informació des de bases de dades meteorològiques històriques (Jones i Roydhouse, 1995), la planificació de la lluita contra els incendis forestals (Avesani *et al.*, 2000), la predicció per suggerir la gestió de plagues (Branting *et al.*, 1997) i el disseny per a l'enginyeria de processos (Surma i Brauschweig, 1996). Els sistemes CBRS també s'han proposat com a eines de suport en el procés de fang activats (Krovvidy *et al.*, 1991; Krovvidy i Wee, 1993; Rodríguez-Roda *et al.*, 1999; Sánchez-Marré *et al.*, 1999).

Finalment, l'altre grup important dins del control intel·ligent és el grup de tècniques de *soft computing*. Segons Zadeh (1965), la computació suau difereix de la computació convencional (dura) perquè, a diferència de la computació dura, aquestes tècniques són tolerants a la imprecisió, a la incertesa i a la veritat parcial. De fet, el model del rol per a la computació suau és la ment humana. Les tècniques de computació suau principals que s'han aplicat generalment en la supervisió de processos d'aigües residuals són la lògica difusa i les xarxes neurals artificials (ANN, per la sigla en anglès *Artificial Neural Networks*), també mal anomenades *xarxes neuronals* (NN, per la sigla en anglès *Neural Networks*).

El control basat en la lògica difusa és, en essència, un control basat en regles, però sense la fragilitat dels controladors basats en ES. Aplica una classe de lògica que reconeix més enllà dels valors de veritat i falsedat simples. Amb la lògica difusa, les proposicions es poden representar amb graus de sinceritat i falsedat. Per exemple, la declaració "Allà està escumejant" podria ser 100 % veritable si el reactor es cobreix plenament, un 80 % veritable si hi ha molta escuma, un 50 % veritable si hi ha una mica d'escuma i un 0 % veritable si no hi ha gens d'escuma. En el control basat en la lògica difusa, el coneixement de les equacions que descriuen la dinàmica de procés no és essencial. De fet, el control difús per a la indústria de ciment va ser el primer sistema de control intel·ligent implementat i, avui en dia, aquests tipus de control difús s'apliquen per controlar centenars de plantes industrials a escala mundial. La seva aplicació en la indústria de procés ha comportat millores significatives en la qualitat del producte, en la productivitat i en la conservació d'energia. En el domini de la depuració d'aigües residuals, el control difús s'ha aplicat eficaçment en instal·lacions reals per controlar diferents paràmetres de procés, com ara l'aeració, el flux de recirculació de fang (RAS, per la sigla en anglès

*Return Activated Sludge*) i l'addició de productes químics (Manesis *et al.*, 1998; Rammacher i Hansen, 2000; Chen *et al.*, 2001; Bongards, 2001; Fiter *et al.*, 2005).

D'altra banda, les ANN són sistemes de *soft computing* constituïts per un nombre simple però altament interconnectat de nusos, que processen la informació per la seva resposta dinàmica d'estat a les entrades externes (Hertz *et al.*, 1991). Se sap que les ANN són molt eficaces a l'hora de captar la relació no lineal que existeix entre variables en sistemes complexos, i que són força resistents al soroll. Una limitació de la tecnologia de les ANN és que actuen com una caixa negra (p. ex., la sortida és una funció de l'entrada i del conjunt de vectors ponderats d'interconnexions de neurones). No poden ajudar a millorar la comprensió heurística dels problemes operacionals. Conseqüentment, és difícil que l'usuari introdueixi el seu coneixement a la xarxa i pugui trobar una explicació intuïtiva dels seus resultats. Alguns exemples de controladors basats en ANN i eines de predicció a les EDAR es poden trobar a Hunt *et al.* (1992), Côte *et al.* (1995), Steyer *et al.* (1997), Zhao *et al.* (1999) i Hong *et al.* (2003). Algunes aplicacions s'han desenvolupat en el domini de problemes de separació de sòlids (Capodaglio *et al.*, 1991; Belanche *et al.*, 2000). Malgrat aquestes aplicacions prometedores, els experts temen que les ANN no arribaran a tenir gaire èxit en el control de depuració d'aigües residuals a causa de la manca d'una interpretació física dels seus paràmetres (Olsson *et al.*, 1998).

L'aplicació d'un sol mètode convencional, d'un sol mètode basat en el coneixement o d'una sola tècnica de computació suau encara pot presentar algunes limitacions perquè els problemes reals són massa complexos o arriscats per ser resolts per mètodes individuals, per això són limitats resolent problemes del món real. Així doncs, la majoria dels problemes del món real exigeixen interdisciplinarietat. Emergeix una generació nova de sistemes de control intel·ligent amb arquitectures híbrides que combinen sistemes basats en el coneixement amb computació suau i altres tècniques convencionals. Aquests programes informàtics, anomenats IEDSS, redueixen el temps en què es prenen decisions i milloren la consistència i qualitat de les decisions que garanteixen la qualitat de l'efluent tractat de la planta (Wen i Vassiliadis, 1998). Simulen el comportament de resolució de problemes d'un grup d'experts que apliquen diverses metodologies de solució al mateix problema i la seva experiència en relació amb un problema formulat concret. Els IEDSS assignen l'enginyeria detallada a càlculs numèrics i deleguen l'anàlisi lògica i el raonament als sistemes intel·ligents supervisors (Stephanopoulos i Han, 1996).

Es necessita una aproximació més acurada per obtenir una gestió d'EDAR òptima, perquè la utilització dels sistemes intel·ligents individuals citats a dalt resol només certs aspectes del procés de gestió de l'EDAR global. L'aplicació d'un IEDSS a la supervisió de problemes de les EDAR pot proporcionar un estudi de cas típic de problema ambiental que pot mostrar eficaçment els seus avantatges. Alguns exemples de sistemes intel·ligents integrats aplicats a les plantes de depuració d'aigües residuals ja es poden trobar a la literatura (Sánchez-Marrè *et al.*, 1996; Rao *et al.*, 1998; Ohtsuki *et al.*, 1998; Ashraf Islam *et al.*, 1999; Rodríguez-Roda *et al.*, 2002).

## 4.4 COSTOS ASSOCIATS

### 4.4.1 Introducció

S'entén per cost d'explotació d'una EDAR el conjunt de despeses derivades del funcionament de les instal·lacions que permeten el sanejament de les aigües residuals. Així doncs, el cost d'explotació d'una EDAR inclou el cost de:

- La mà d'obra i la seva formació contínua
- Les activitats de manteniment de les instal·lacions
- L'energia elèctrica
- Els reactius
- Les analítiques i els serveis contractats
- La gestió de subproductes i de residus

En aquest punt es plantegen tres grans capítols per concretar els costos d'explotació d'una EDAR:

- En primer lloc, es comparen els costos d'explotació de diferents tractaments en el cas de petites depuradores —d'entre 400 i 2000 h.e.
- A continuació s'analitza el desglossament dels costos d'explotació (parts fixes i parts variables) de depuradores de fangs activats de 800, 2000, 4000 i 30000 m<sup>3</sup>/d.
- Finalment s'exposen aspectes de repercussió singular en el cost d'explotació de depuradores (per exemple, l'existència de digestió anaeròbia).

### 4.4.2 Comparació de costos d'explotació de depuradores petites

Les tecnologies de sanejament per a les depuradores petites són diverses i poden ser tant tractaments convencionals (Fangs actius (aeració prolongada), SBR, Filtre percolador i Biodiscos) com tractaments tous (Llacunatge natural, Sistemes d'aiguamolls construïts, Infiltració-percolació, Filtres de sorra soterrats i Filtres verds). El cost d'explotació de les depuradores petites depèn de la tecnologia de sanejament i de les dimensions de l'EDAR.

A continuació es facilita el cost d'explotació tractament a tractament. La informació subministrada es basa en moltes experiències de depuradores petites a França (Alexandre *et al.*, 1998) i en l'experiència aportada pel Programa de sanejament d'aigües residuals urbanes 2002 (PSARU, 2002) (Agència Catalana de l'Aigua, 2002), aprovat per l'Agència Catalana de l'Aigua de la Generalitat de Catalunya.

Consideracions prèvies

Els tractaments estan compostos de manera genèrica per:

- Pou de grollers a l'entrada a planta.
- Estació de bombament per donar a l'aigua l'alçada necessària per salvar en gravetat la resta del tractament.
- Pretractament, que almenys prevegi un tamís rotatori autonetejant.
- El tractament d'aigua residual pròpiament dit.
- Espessidor i sitja de fangs (quan calgui).

Per tant, la part del tractament associada a la gestió dels fangs no està inclosa en els costos d'explotació que es faciliten tot seguit. No s'hi inclou perquè suposa un cost diferent depenent de si es pot aplicar el fang directament a l'agricultura, de si ha de ser transportat en forma líquida fins a altres depuradores per ser deshidratat, o de si es deshidrata a la mateixa planta (Digestió anaeròbia, Emmagatzematge de fangs i Assecatges tèrmics).

Costos

Per donar la informació més concreta possible se subministra el cost per habitant equivalent per a una sèrie de dimensionaments fixats (400, 1000 i 2000 h. e.). En els casos intermedis només cal interpolar per treure'n la ràtio corresponent. Per als casos que queden "fora dels extrems" no és aplicable l'extrapolació perquè dona errors molt significatius, així que caldrà recórrer a casos coneguts de dimensió semblant.

Tots els costos d'explotació són anuals, amb l'IVA exclòs i actualitzats a l'any 2005.

**Fangs actius (aeració prolongada):** la Taula 4.28 facilita els costos d'explotació associats a l'aeració prolongada. Aquests imports són també aplicables (perquè són molt semblants) en el cas de tractaments de tipus SBR.

**Taula 4.28.** Costos d'explotació associats a l'aeració prolongada (o a SBR).

Dimensió EDAR (h. e.)	Cost explotació (€/h.e./any)
400	31,13
1000	19,35
2000	16,83

**Filtre percolador:** la Taula 4.29 resumeix els costos d'explotació associats al filtre percolador. En aquests imports s'inclou l'explotació d'un tanc Imhoff o decantador primari previ al tractament biològic.

**Taula 4.29.** Costos d'explotació associats al llit bacterià.

Dimensió EDAR (h. e.)	Cost explotació (€/h.e./any)
400	25,24
1000	14,14
2000	12,28

**Biodiscos:** la Taula 4.30 recull els costos d'explotació associats als biodiscos. En aquests imports s'inclou l'explotació d'un tanc Imhoff o decantador primari previ al tractament biològic.

**Taula 4.30.** Costos d'explotació associats als biodiscos.

Dimensió EDAR (h. e.)	Cost explotació (€/h.e./any)
400	24,15
1000	13,97
2000	12,16

**Llits d'infiltració-percolació:** la Taula 4.31 facilita els costos d'explotació associats a la infiltració-percolació. En aquests imports s'inclou l'explotació d'un tanc Imhoff previ al tractament biològic. En els costos facilitats no hi ha la gestió de l'espessidor i sitja de fangs, perquè no existeixen.

**Taula 4.31.** Costos d'explotació associats a la infiltració-percolació.

Dimensió EDAR (h. e.)	Cost explotació (€/h.e./any)
400	22,30
1000	13,29
2000	11,57

**Llacunatge airejat:** la Taula 4.32 resumeix els costos d'explotació associats al llacunatge airejat. En els costos facilitats no apareix la gestió de l'espessidor i sitja de fangs, perquè no existeixen.

**Taula 4.32.** Costos d'explotació associats al llacunatge airejat.

Dimensió EDAR (h. e.)	Cost explotació (€/h.e./any)
400	21,04
1000	13,29
2000	11,57

**Llacunatge natural:** la Taula 4.33 recull els costos d'explotació associats al llacunatge natural. Es considera llacunatge natural, sense impermeabilitzar, sense estació de bombament de capçalera i sense energia elèctrica. En els costos facilitats no hi ha la gestió de l'espessor i sitja de fangs, perquè no existeixen.

**Taula 4.33.** Costos d'explotació associats al llacunatge natural

Dimensió EDAR (h. e.)	Cost explotació (€/h.e./any)
400	13,88
1000	8,67
2000	7,53

**Sistema d'aiguamolls construïts:** la Taula 4.34 facilita els costos d'explotació associats al sistema d'aiguamolls construïts. En aquests imports s'inclou l'explotació d'un tanc Imhoff previ al tractament biològic. En els costos recollits no hi ha la gestió de l'espessor i sitja de fangs, perquè no existeixen.

**Taula 4.34.** Costos d'explotació associats als aiguamolls construïts

Dimensió EDAR (h. e.)	Cost explotació (€/h.e./any)
400	19,77
1000	12,03
2000	10,48

**Filtres de sorra soterrats:** la Taula 4.35 resumeix els costos d'explotació associats als filtres de sorra soterrats i impermeabilitzats. En aquests imports s'inclou l'explotació d'un pou de grollers i una estació de bombeig. Per a sistemes de 100 h.e. també s'inclouen les despeses d'explotació d'una fossa sèptica, així com per a sistemes de 400 h.e. es preveuen els costos d'explotació d'un tanc Imhoff i una reixa manual.

**Taula 4.35.** Costos d'exploració associats als filtres de sorres soterrats (impermeabilitzats).

Dimensió EDAR (h. e.)	Cost explotació (€/h.e./any)
400	57,00
1000	17,00

**Filtres verds:** la Taula 4.36 recull els costos d'exploració associats als filtres verds ( $K = 10$  mm/h). Com en el cas dels filtres de sorra soterrats i impermeabilitzats, en aquests imports s'inclou l'exploració d'un pou de grollers i una estació de bombeig, així com una fossa sèptica —per a sistemes de 100 h. e.— o un tanc Imhoff i una reixa manual —per sistemes de 400 h.e.

**Taula 4.36.** Costos d'exploració associats als filtres de sorra soterrats i impermeabilitzats

Dimensió EDAR (h. e.)	Cost explotació (€/h.e./any)
400	40,00
1000	13,00

#### 4.4.3 Desglossament de costos d'exploració de fangs activats

El tractament d'aigües residuals utilitzat més àmpliament en depuradores grosses és el de fangs activats. Així doncs, a continuació, i per tractar els costos d'exploració de grans EDAR s'analitza el desglossament dels costos d'exploració ([parts fixes](#) i [parts variables](#)) de depuradores de fangs activats de 800, 2000, 4000 i 30000 m<sup>3</sup>/d. Aquests sistemes poden estar associats, aproximadament, a 5.000, 12000, 25000 i 190000 h. e., respectivament.

Les conclusions que es presenten són conseqüència de l'anàlisi de les dades d'exploració subministrades per Àngel Freixó i Rey, tècnic del Consorci per a la Defensa de la Conca del Riu Besòs, entitat delegada per al sanejament en l'àmbit del riu Besòs. Les 10 EDAR analitzades de la conca del Besòs disposen de tractament de fangs activats. Totes les instal·lacions estan dotades de sistemes de deshidratació de fang i les de 30.000 m<sup>3</sup>/dia disposen de digestió anaeròbia del fang. Tots els imports expressats són sense IVA i corresponen a l'any 2005. Tant els imports com els percentatges han de ser presos com a "ordres de magnitud", perquè cada planta de tractament té les seves particularitats que introdueixen certa dispersió a les dades globals.

La part fixa de l'exploració la considerarem constituïda per:

- Personal
- Manteniment
- Analítica, serveis i materials

La part variable es divideix en:

- Reactius
- Residus
- Fangs
- Energia elèctrica



A continuació es presenta un quadre amb la proporció de despeses fixes i variables en funció de la dimensió de l'EDAR, així com una orientació del cost per habitant equivalent (Taula 4.37).

**Taula 4.37.** Costos d'explotació associats a uns fangs actius

Dimensió EDAR (m <sup>3</sup> /dia)	Cost explotació (€/h. e./any)	Part fixa (%)	Part variable (%)
800	28	70	30
2000	18	65	35
4000	13	60	40
30000	8	50	50

Com a afinament de les dades anteriors, a continuació s'exposa un nou quadre (Taula 4.38) en el qual es matisen els diferents conceptes que configuren tant la part fixa com la part variable. Aquests percentatges han de ser presos també com a "ordres de magnitud".

Entre 800, 2000 i 4000 m<sup>3</sup>/d s'observen clarament les tendències, creixents o decreixents, segons el concepte, però en passar als 30000 m<sup>3</sup>/dia aquesta tendència no continua. Té lògica perquè les plantes grosses són conceptualment molt diferents amb la introducció de la digestió anaeròbia i amb un factor d'escala que modifica els paràmetres.

**Taula 4.38.** Costos d'explotació associats a uns fangs actius desglossats

Dimensió EDAR (m <sup>3</sup> /dia)	Cost d'explotació (€/h. e./any)	Part fixa		Part variable					
		Personal (%)	Manteniment (%)	Analítica, serveis i materials (%)	Altres despeses (%)	Reactius (%)	Residus (%)	Fang (%)	Energia elèctrica (%)
800	28	32	16	17	5	1	2	8	19
2000	18	34	12	14	5	2	2	17	14
4000	13	35	10	10	5	3	2	22	13
30000	8	25	11	9	5	7	3	19	21

#### 4.4.4 Aspectes singulars en l'explotació d'EDAR

Val la pena assenyalar certs aspectes singulars que tenen gran incidència en el cost de l'explotació de depuradores. Aquestes dades són producte de l'experiència de molts anys d'explotació d'Àngel Freixó i Rey, tècnic del Consorci per a la Defensa de la Conca del Riu Besòs, entitat delegada per al sanejament a l'àmbit del riu Besòs.

## Reducció de nitrogen

Quina diferència de cost d'explotació hi ha entre dues plantes de fangs actius (no aeració prolongada) de la mateixa mida, una amb reducció de nutrients (nitrogen) i l'altra sense?

Amb la reducció de nitrogen, d'una banda, s'incrementa el cost d'energia elèctrica en un 10-15 % i, de l'altra, es redueix el cost de gestió del fang en un 10-15 %. Globalment, la reducció de nitrogen implica un increment d'un 3-4 % en el cost de l'explotació de l'EDAR.

Si la instal·lació és d'aeració prolongada, no es produeix l'estalvi en la gestió del fang perquè ja està mineralitzat. Per tant, la reducció de nitrogen implica un increment del 10-15 % del cost de l'energia elèctrica.

## Reducció de fòsfor

La reducció de fòsfor per via química (la tècnica habitual) implica un increment entre un 10 i un 15 % del cost de l'eliminació dels fangs.

## Digestió anaeròbica

En plantes de més de 10.000 m<sup>3</sup>/dia, la incorporació de la digestió anaeròbica suposa un estalvi del 25 % del cost de l'eliminació dels fangs. Per tant, es tracta d'una inversió que s'acaba convertint en rendible econòmicament.

## Emmagatzematge de fangs

Un aspecte que pot semblar poc transcendent en el cost d'explotació de depuradores són les sitges per emmagatzemar fang. Sorprenentment, la implantació de sitges permet abaratir un 25 % el cost de la gestió del fang perquè s'optimitza la despesa de transport.

## Assecatges tèrmics

La implantació d'assecatges tèrmics no implica un estalvi econòmic, malgrat que, ecològicament, minimitza els residus.

## Cost de l'energia elèctrica

El cost de contractació de l'energia elèctrica fa canviar radicalment el balanç econòmic d'una explotació. Una instal·lació que no té el cost negociat pot pagar al voltant de 5,5 cèntims d'euro/kWh. En canvi, negociant amb les companyies com a "gran client" es pot aconseguir rebaixar fins a uns 3,5 cèntims d'euro.

## 4.5. BIBLIOGRAFIA

Aamodt A. i Plaza E. (1994). Case-based reasoning: Foundational issues, methodological variations and system approaches. *AI Communications*, 7(1), 39-59.

Agència Catalana de l'Aigua. Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya (2002). *Programa de Sanejament d'Aigües Residuals Urbanes 2002*. [http://mediambient.gencat.net/aca/documents/ca/planificacio/psaru/psaru\\_document.pdf](http://mediambient.gencat.net/aca/documents/ca/planificacio/psaru/psaru_document.pdf) (Data consulta: 17/05/05).

Aguilar J. (1990). Knowledge-based systems for the supervision of real-time control process. *IV International Symposium on Knowledge Engineering*, Barcelona.

Aguilar J., Delgado A. i De La Rosa J.L. (1992). Principles of knowledge-based control systems. *V International Symposium on Knowledge Engineering*, Sevilla, 298-303.

Alexandre O., Boutin C., Duchène P., Lagrange C., Lakel A., Liénard A. i Orditz D. (1998). *Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités*. Document technique FNDAE n° 22. Cemagref Editions, Lion (França).

Allworth S.T. i Zobel R.N. (1987). *Introduction to real-time system design*. Macmillan, London.

Ashraf Islam K., Newell B. i Lant P. (1999). Advanced process control for biological nutrient removal. *Water Science and Technology*, 39(6), 97-103.

- Åström K.J., Anton J.J. i Årzén K.E. (1986). Expert control. *Automatica* 22, 277-286.
- Avesani P., Perini A. i Ricci F. (2000). Interactive case-based planning for forest fire management. *Applied Intelligence*, 13(1).
- Baeza J.A., Gabriel D. i Lafuente J. (2002). Improving the nitrogen removal efficiency of an A2/O based WWTP by using an on-line knowledge based expert system. *Water Research*, 36(8), 2109-2123.
- Barachini F. i Theuretzbacher N. (1988). The challenge of real-time process control for production systems. *AAAI Conference (AAAI-88)*, 705-709.
- Beck M.B., Latten A. i Tong R.M. (1978). *Modelling and operational control of the activated sludge process in wastewater treatment*. Professional Paper PP-78-10, International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria,.
- Beck M.B. (1986). Identification, estimation and control of biological waste-water treatment processes. *IEEE Proceedings*, 133, 254-264.
- Beck M.B., Lambers J.P., Mackenzie H.E.C. i Jowitt P.W. (1990). A prototype expert system for operational control of the activated sludge process. Internal Report. Imperial College, Dept. of Civil Engineering, London. (Prèviament publicat en francès com Un prototype de système expert pour le contrôle d'un procédé de boues activées. *Sciences et Techniques de l'Eau*, 23 (2), 161-167.
- Belanche Ll., Valdés J.J., Comas J., R.-Roda I. i Poch M. (2000). A soft computing techniques study in wastewater treatment plants. *Artificial Intelligence in Engineering*, 14(4), 307-317.
- Beltramini L. i Motard R.L. (1988). Expert systems in chemical engineering. *Chemical and Biochemical Engineering Q.*, 2 (3), 119-126.
- Bennett S. (1987). *Real-time computer control: An Introduction*. Prentice-Hall, Hemel Hempstead.
- Bergh S.G. i Olsson G. (1996). Knowledge based diagnosis of solids-liquid separation problems. *Water Science and Technology*, 33(2), 219-226.
- Bernard J.A. (1988). Use of a rule-based system for process control. *IEEE Control Systems Magazine*, October, 3-13.
- Berthuex P.M., Lai M. i Darjatmoko (1987). A Statistics-based information and expert system for plant control and improvement. *5th National Conference on Microcomputers in Civil Engineering*, (W.E. Carrol, editor), Orlando, Florida, 146-150.
- Bongards M. (2001). Improving the efficiency of a wastewater treatment plant by fuzzy control and neural networks. *Water Science and Technology*, 43(11), 189-196.
- Bonissone P. (1993). Knowledge representation and inference in first generation knowledge based systems. *Advances in Expert Systems for Management* Vol. 1, 59-86, Wallace and Grabowski, editors, JAI Press, Greenwich.
- Bonissone P. (1994). Fuzzy logic controllers: an industrial reality. *Computational Intelligence Imitating Life* (J.M. Zurada, R.J. Marks II and C.J. Robinson, editors). IEEE Press.
- Bousslama F. (1992). Fuzzy control and their natural control laws. *Fuzzy Sets and Systems*, 48, 65-86.
- Brajnik G. (1989). Epistemology, organization and use of functional knowledge for reasoning about physical systems. *10th International Workshop on Experts Systems and their Applications*, 53-66.
- Branting L.K., Hastings J.D. i Lockwood J.A. (1997). Integrating cases and models for prediction in biological systems. *AI Applications*, 11 (1), 29-48.
- Burns A. i Wellings A. (1990). *Real-time systems and their programming languages*. Addison-Wesley Publishing Company.
- Capodaglio A.G., Jones H.V., Novotny V. i Feng X. (1991). Sludge bulking analysis and forecasting: application of system identification and artificial neural computing technologies. *Water Research*, 25(10), 1217-1224.

- Cavanna A., Chautard J.C., Honorat C., Levin M. i Klausen B. (1989). QUIC Toolkit Demonstrator Applications. *CIM Europe*.
- Chan W.T. i Koe L.C.C. (1991). A knowledge based framework for the diagnosis of sludge bulking in the activated sludge process. *Water Science and Technology*, 23, 847-855.
- Charniak E. i McDermott D. (1985). *Introduction to artificial intelligence*. Addison-Wesley.
- Chen W. C., Chang N-B. i Shieh, W. K. (2001). Advanced hybrid fuzzy-neural controller for industrial wastewater treatment. *Journal of Environmental Engineering*, 127(11), 1048-1059.
- Clarke D.W., Mothad C. i Tuffs P.S. (1987 a). Generalized predictive control – Part I: The basic algorithm. *Automatica*, 23, 137-148.
- Clarke D.W., Mothad C. i Tuffs P.S. (1987 b). Generalized predictive control – Part II: Extensions and interpretations. *Automatica*, 23, 149-160.
- Corder G.D. i Lee P.L. (1986). Feedforward control of a wastewater plant. *Water Research*, 20, 301-309.
- Core Group (2000). *A handbook of constructed wetlands. A guide to creating wetlands for: agricultural wastewater, domestic wastewater, coal mine drainage and stormwater in the Mid-Atlantic Region*. Volume 1. General Considerations. U.S. Government Printing Office, Washington DC. ISBN: 0-16-052999-9.  
<http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/hand.pdf>  
(Data consulta: 08/10/03).
- Cortés U., Sànchez-Marrè M., Ceccaroni L., R-Roda I. i Poch M. (2000). Artificial intelligence and environmental decision support systems. *Applied Intelligence*, 13(1),77-91.
- Côte M., Grandjean B.P.A., Lessard P. i Thibault J. (1995). Dynamic modelling of the activated sludge process: improving prediction using neural networks, *Water Research*, 29(4), 995-1004.
- Czoagala E. i Rawlik T. (1989). Modelling of a fuzzy controller with application to the control of biological processes. *Fuzzy Sets and Systems*, 31, 13-22.
- Decret 130/2003, de 13 de maig de 2003. *Reglament dels serveis públics de sanejament*. DOGC núm. 3894, 29-05-2003.
- Directiva 91/271, de 21 de maig de 1991. Tractament d'aigües residuals urbanes. Diari Oficial núm. L 135, 30-05-1991
- Dochain D. (1991). Design of adaptive controllers for non-linear stirred tank bioreactors: extension to the MIMO situation. *Journal of Process Control*, 1, 41-48.
- EPA (1999). *Manual. Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters*. EPA/625/R-99/010  
<http://www.epa.gov/ordntrnt/ORD/NRMRL/Pubs/2001/wetlands/625r99010.pdf>  
(Data consulta: 08/10/03).
- Fiter M., Güell D., Comas J., Colprim J., Poch M. i Rodríguez-Roda I. (2005). Energy saving in a wastewater treatment process: an application of fuzzy logic control, *Environmental Technology*, 26 (11), 1263-1270.
- Flanagan M.J. (1980). On the application of approximate reasoning to the control of activated sludge process. *Joint Automatic Control Conference*, ASME, San Francisco, CA.
- Fu K.S. (1971). Learning control systems and intelligent control systems: an Intersection of artificial intelligence and automatic control. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 16(1), 70-72.
- Furukawa S., Tokimori K., Hirotsuji J. i Shiono S. (1998). New oOperational support system for high nitrogen removal in oxidation ditch process. *Water Science and Technology*, 37(12), 63-68.
- Gall R. i Patry G. (1989). Knowledge-based system for the diagnosis of an activated sludge plant. *Dynamic Modelling and Expert Systems in Wastewater Engineering*. (G. Patry and D. Chapman editors), Chelsea, MI. Lewis Publishers.
- Gensym G2 (1990). *Reference manual*. Gensym Corporation, Cambridge, MA.

- Gensym G2 (1992). *Reference Manual, version 3.0*. Gensym Corporation. Cambridge, MA.
- Geselbracht J.J., Brill E.D. i Pfeffer J.T. (1986). Incorporating a rule-based model of judgement into a wastewater treatment plant design optimization model. *Water Resources Center, research report No. 199*, University of Illinois at Urbana-Champaign.
- Gujer W., Henze M., Mino T. i van Loosdrecht M.C.M. (1999). Activated Sludge Model No.3, ASM2D, *Water Science and Technology*, 39(1), 183-193.
- Henze M., Grady Jr C.P.L, Gujer W., Marais G.v.R i Matsuo T. (1987). Activated Sludge Model No.1, *IAWPRC Scientific and Technical Report no.1*. London: IAWPRC.
- Henze M., Gujer W., Mino T., Matsuo T. i Wentzel M.C. (1995). Activated Sludge Model No.2, *IAWQ Scientific and Technical Report no.3*. London: IAWQ.
- Henze M., Gujer W., Mino T., Matsuo T., Wentzel M.C., Marais G.v.R. i van Loosdrecht M.C.M. (1999). Activated Sludge Model No.2D, ASM2D, *Water Science and Technology*, 39(1), 165-182.
- Hertz J., Krogh A. i Palmer R.G. (1991). *Introduction to the theory of neural computation*, Addison-Wesley, Redwood City.
- Hong Y.T., Rosen M.R. i Bhamidimarri R. (2003). Analysis of a municipal wastewater treatment plant using a neural network-based pattern analysis. *Water Research*, 37(7), 1608-1618.
- Huang Y.L., Sundar G. i Fan L.T. (1991). Min-Cyanide: an expert system for cyanide waste minimization in electroplating plants. *Environmental progress*, 10(2), 89-95.
- Hudson A.D., Sanders D.A., Golding H., Tewkesbury G.E. i Cawte H. (1997). Aspects of an expert design system for the wastewater treatment industry, *Journal of System Architecture*, 43, 59-65.
- Hunt K.J., Sbarbaro D., Zbikowski R. i Gawthrop P.J. (1992). Neural networks for control systems—A survey. *Automatica*, 28(6), 1083-1112.
- Intellicorp (1986). Model-based reasoning in the KEE and SimKit systems. *Intellinews*, 2(2)
- Jackson P. (1990). *Introduction to expert systems*. Addison Wesley Longman Publishing Co. Inc. Boston, segona edició, USA.
- Jeppson U., Alex J., Pons M.N., Spanjers H. i Vanrolleghem P.A. (2002). Status and future trends of ICA in wastewater treatment - A European perspective. *Water Science and Technology*, 45(4-5), 485-495.
- Johnston D.M. (1985). Diagnosis of wastewater treatment processes. *Computer Applications in Water Resources*, ASCE, New York, 31-38.
- Jones E. i Roydhouse A. (1995). Retrieving structured spatial information from large databases: a progress report. *IJCAI Workshop on Artificial Intelligence and the Environment*, Montréal, 49-57.
- Karr C.L., Freeman L.M. i Meredith D.L. (1989). Improved fuzzy process control of spacecraft autonomous rendezvous using genetic algorithm. *SPIE Intelligent and Adaptive Systems Conference*, Philadelphia, 274-288.
- Karr C.L. (1991). Genetic algorithms for fuzzy controllers. *AI Expert*, 6 (2), 26-31.
- Ko K.Y.J, McInnis B.C. i Goodwin G.C. (1982). Adaptive control and identification of the dissolved oxygen process. *Automatica*, 18, 727-730.
- Kolodner J. (1993). *Case-based reasoning*. Morgan Kaufmann, Sant Mateo, California, USA.
- Kosko B. (1992). *Neural networks and fuzzy systems: A dynamical systems approach to machine intelligence*. Prentice Hall, USA.
- Kraft L.G., Miller W.T. i Dietz D. (1992). Development and application of CMAC neural network-based control. *Handbook of Intelligence Control*, (D.A. White and D.A. Sofge, editors) Van Nostrand Reinhold, New York.
- Kraslawski A., Koironen T. i Nystrom L. (1995). Case-based reasoning system for mixing equipment selection. *Computers and Chemical Engineering*, 19(Suppl.), 821-826.

- Krichen D.J., Wilson K.D. i Tracy K.D. (1991). Expert systems guide biological phosphorus removal. *Water Environmental Technology*, 60-64.
- Krovvidy S., Wee W.G., Summers R.S. i Coleman J.J. (1991). An AI approach for wastewater treatment systems. *Applied Intelligence*, 1(3), 247-261.
- Krovvidy S. i Wee W.G. (1993). Wastewater treatment systems from case-based reasoning. *Machine Learning*, 10, 341-363.
- Kuhn T.S. (1971). *La estructura de las revoluciones científicas*. Fondo de Cultura Económica.
- Ladiges G. i Kayser R. (1993). On-line and offline expert systems for the operation of wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 28(11-12), 315-323.
- Laffey T.J., Cox P.A., Schmidt J.L., Kao S.M. i Read J.Y. (1988). Real-time knowledge-based systems. *AI Magazine*, 9(1), 27-45.
- Lapointe J., Marcos B., Veillette M., Laflamme G. i Dumontier M. (1989). Bioexpert – an expert system for wastewater treatment process diagnosis. *Computers & Chemical Engineering*, 13(6), 619-630.
- Maeda K. (1989). A knowledge-based system for the wastewater treatment plant. *Future Generation Computer Systems*, 5, 29-32, North Holland.
- Maler O. (1992). Hybrid systems and real world computations. *Workshop on Theory of Hybrid Systems*, Technical University of Denmark, Denmark.
- Manesis S.A., Sapidis D.J. i King R.E. (1998). Intelligent control of wastewater treatment plants. *Artificial Intelligence in Engineering*, 12, 275-281.
- Manna Z. i Pnueli A. (1991). *The temporal logic of reactive and concurrent systems: Specifications*. Springer-Verlag, New York.
- Marsilli-Libeli S. (1982). Optimal control strategies for biological wastewater treatment. *Environmental Systems Analysis and Management*, S. Rinaldi (editor). North-Holland Publishing Co., 279-287.
- Meystel A. (1985 a). King Sun Fu: a life devoted to the new frontier of science. *IEEE Worksop on Intelligent Control*, iii-vi.
- Meystel A. (1985 b). Intelligent control: Issues and perspectives. *IEEE Worksop on Intelligent Control*, 1-15.
- Moore R.L., Hawkinson L.B., Knickerbocker C.G. i Churchman L.M. (1984). A real time expert system for process control. *IEEE Conference on Artificial Intelligence for Applications (CAIA-84)*, 569-576.
- Moreno R., de Prada C., Lafuente J., Poch M. i Montague G. (1992). Non-linear predictive control of dissolved oxygen in the activated sludge process. *ICCAFT 5 / IFAC-BIO 2 Conference*, Keystone (CO), USA.
- Motus L. (1990). *Dynamics of embedded software*. Valgus, Tallinn, Estonia.
- Motus L. (1994). Trends in artificial intelligence applications for real-time control (a speculative study). *2nd IFAC/IFIP/IMACS Symposium on Artificial Intelligence in Real Time Control (AIRTC'94)*, València, 36-45.
- Narendra K.S. i Parthasarathy K. (1990). Identification and control of dynamic systems using neural networks. *IEEE Transactions on Neural Networks*, 1(1), 4-27.
- Newell A. i Simon H.A. (1976). Computer science as empirical inquiry: Symbols and search. *Communications of the ACM*, 19(3), 113-126.
- Newell A. (1982). The knowledge level. *Artificial Intelligence*, 18(1), 87-127.
- Newell A. (1990). *Unified theories of cognition*. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Ohtsuki T., Kawazoe T. i Masui T. (1998). Intelligent control system based on blackboard concept for wastewater treatment processes, *Water Science and Technology*, 37(12), 77-85.

- Okubo T., Kubo K., Hosomi M. i Murakami A. (1994). A knowledge-based decision support system for selecting small-scale wastewater treatment processes. *Water Science and Technology*, 30(2), 175-184.
- Olsson G., Aspergren H. i Nielsen M.K. (1998). Operation and control of wastewater treatment - A Scandinavian perspective over 20 years. *Water Science and Technology*, 37(12), 1-13.
- Olsson G., Newell B., Rosen C. i Ingildsen P. (2003). Application of information technology to decision support in treatment plant operation. *Water Science and Technology*, 47(12), 35-42.
- Olsson G. (2005). Instrumentation, control and automation in the water industry-state-of-the-art and new challenges. *IWA Conference on Instrumentation, Control and Automation*, May 29-June 2, Busan, Korea, 19-31.
- Ozgun N.H. i Stenstrom M.K. (1994). Development of a knowledge-based expert system for process control of nitrification in the activated sludge process. *Journal of Environmental Engineering-ASCE*, 120, 87-107.
- Patry G. i Chapman D. (1989). *Dynamic modelling and expert systems in wastewater engineering*. Chelsea, MI. Lewis Publishers.
- Piskunov A. (1992). Fuzzy implication in fuzzy systems control. *Fuzzy Sets and Systems*, 45, 25-35.
- Puñal A., Roca E. i Lema J. M. (2002). An expert system for monitoring and diagnosis of anaerobic wastewater treatment plants. *Water Research*, 36(10), 2656-2666.
- Rammacher J. i Hansen J. (2000). Control of nutrient removal based on simple measurement values. *Water Science and Technology*, 41(1), 29-32.
- Ramparany F. (1994). Model-based control with large temporal delays. *2nd IFAC/IFIP/ IMACS Symposium on Artificial Intelligence in Real Time Control (AIRTIC'94)*, València, 473-478.
- Rao M. (1992). *Integrated systems for intelligent control*. Springer-Verlag.
- Rao M., Yang H. i Yang H. (1998). Integrated distributed intelligent system architecture for incidents and diagnosis. *Computers in Industry*, 37, 143-151.
- Rich E. i Knight K. (1991). *Artificial intelligence*. McGraw-Hill, segona edició, New York, USA.
- Rich S.H. i Venkatasubramanian V. (1987). Model-based reasoning in diagnostic expert systems for chemical process plants. *Computers & Chemical Engineering*, 11, 111-122.
- R-Roda I., Poch M., Sànchez-Marrè M., Cortés U. i Lafuente J. (1999). Consider a case-based system for control of complex processes. *Chemical Engineering Progress*, 95(6), 39-48.
- Rodríguez-Roda I., Comas J., Colprim J., Poch M., Sànchez-Marrè M., Cortés U., Baeza J. i Lafuente J. (2002). A hybrid supervisory system to support wastewater treatment plant operation: implementation and validation. *Water Science & Technology*, 45(4-5), 289-297.
- Sànchez-Marrè M., Cortés U., Lafuente J., R-Roda I. i Poch M. (1996). DAI-DEPUR: a distributed architecture for wastewater treatment plants. *Artificial Intelligence in Engineering*, 10(3), 275-285.
- Sànchez-Marrè M., Cortés U., R-Roda I. i Poch M. (1999). Sustainable case learning for continuous domains. *Environmental Modelling & Software*, 14, 349-357.
- Saridis G.N. (1985). Foundations of the theory of intelligent control. *IEEE Workshop on Intelligent Control*.
- Serra P., Sànchez M., Lafuente J., Cortés U. i Poch M. (1994). DEPUR: a knowledge based tool for wastewater treatment plants. *Engineering Applications of Artificial Intelligence*, 7(1), 23-30.
- Serra P., Sànchez M., Lafuente J., Cortés U. i Poch M. (1997). ISCWAP: A knowledge-based system for supervising activated sludge processes. *Computers and Chemical Engineering*, 21(2), 211-221.
- Shirley R.T. (1987). Some lessons learned using expert systems for process control. *IEEE Control Systems Magazine*, 7(6), 11-15.

- Sriram D. (1992). Real time AI systems. *Inteligencia artificial y control en tiempo real*, Ingeniería del Conocimiento–Repsol S.A., 57-96.
- Stankovic J.A. (1988). Misconceptions about real-time computing: a serious problem for next generation systems. *IEEE Computer*, 21(10), 10-19.
- Steels L. (1985). Second generation expert systems. *Future Generation Computer Systems*, 1(4), 213-221.
- Stephanopoulos G. i Han C. (1996). Intelligent systems in process engineering: a review. *Computers and Chemical Engineering*, 20(6-7), 743-791.
- Steyer J.P., Rolland D., Bouvier J.C. i Moletta R. (1997). Hybrid fuzzy neural network for diagnosis–application to the anaerobic treatment of wine distillery wastewater in a fluidized bed reactor. *Water Science and Technology*, 36(6-7), 209-217.
- Stock M. (1989). *Artificial intelligence in process control*. McGraw-Hill, New York.
- Sugeno M. (1985). An introductory survey of fuzzy control. *Information Science*, 36(1), 59-83.
- Surma J. i Brauschweig B. (1996). Case-based retrieval in process engineering: supporting design by reusing flowsheets. *Engineering Applications of Artificial Intelligence* 9 (4), 385–391.
- Tagaki H. (1985). Fuzzy identification of systems and its application to modelling and control. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics*, 15(1), 116-132.
- Takács I., Patry G.G. i Nolasco D. (1991). A dynamic model of the clarification-thickening process. *Water Research*, 25(10), 1263-1271.
- Tzafestas S. i Ligeza A. (1989). A framework for knowledge based control. *Intelligent and Robotic Systems*, 1(4), 407-426.
- Vitasovic C. (2001). Specific challenges for automation of wastewater facilities. WEFTEC 2001, Seminar #105 *Implementing Instrumentation, Control, and Information Technology in Activated Sludge Systems*, Water Environment Federation, Alexandria (USA).
- Voss H. (1988). Architectural issues for expert systems in real time control. *IFAC Worksop on Artificial Intelligence in Real Time Control*. Swansea, UK.
- Vouros G.A., Pantelakis I.S. i Lekkas T.D. (2000). Knowledge representation in an activated sludge plant diagnosis system. *Expert Systems*, 17(5), 226-240.
- VUB AI Lab (1993). *VUB Artificial Intelligence Laboratory, 10 years*. Vrije Universiteit Brussel.
- Vuillot M. i Boutin C. (1985). *L'exploitation des lagunages naturels. Guide techniques à l'usage des petites collectivités*. Ministère de l'Agriculture; Division Qualité des Eaux, Pêche et Pisciculture du CEMAGREF; Groupement de Lyon; Fonds National pour le Développement des Adductions d'Eaux Rurales (FNDAE).  
[http://www.cemagref.fr/FNDAE/active/numero\\_1.htm](http://www.cemagref.fr/FNDAE/active/numero_1.htm)  
(Data consulta: 07/04/03)
- WEF (Water Environment Federation) (1996). *Operation of municipal wastewater treatment plants. Manual of practice*. 5a edició. Volum 2. Ed. Water Environment Federation, Alexandria (EUA). ISBN: 1-57278-040-1.
- Wen C. i Vassiliadis C.A. (1998). Applying hybrid artificial intelligence techniques in wastewater treatment. *Engineering, Applications of Artificial Intelligence*, 11, 685-705.
- Wikipedia (2005). <http://www.wikipedia.org>
- Wright M.L. (1986). HEXSCON: A hybrid microcomputer-based expert system for real-time control applications. *IEEE Western Conference on Knowledge Engineering and Expert Systems*, 49-54.
- Yang C.T. i Kao J. (1996). An expert-system for selecting and sequencing waste-water treatment processes, *Water Science and Technology*, 34(3-4), 347-353.
- Young S.J. (1982). *Real time languages: Design and development*. Ellis Horwood, Chichester.



Zadeh L.A. (1965). Fuzzy sets. *Information and Control*, 8, 338-353.

Zadeh L.A. (1979). A theory of approximate reasoning. *Machine Intelligence*, 9, 149-194.

Zadeh L.A. (1983). The role of fuzzy logic in the management of uncertainty in expert systems. *Fuzzy Sets and Systems*, 11,199-277.

Zhao H., Hao O.J. i McAvoy T.J. (1999). Approaches to modeling nutrient dynamics: ASM2, simplified Model and Neural Nets, *Water Science and Technology*, 39(1), 227-234.

Zhu X.X. i Simpson A.R. (1996). Expert system for water treatment plant operation. *Journal of Environmental Engineering*, 122(9), 822-829.

Problemática de los vertidos de aguas residuales en los sectores de Metalurgia y Artes Gráficas en la Mancomunidad de la Comarca de Pamplona. Nuria Teruel y Luis A. Gómez.

Tratamiento y aprovechamiento de los residuos de la Industria Cárnica. Consorcio del Besos. Manel Isnard y Jaume Mur.

Industria Cárnica, Láctea, Fabricación de Bebidas Alcohólicas, Lavandería Industrial y Centros Sanitarios. Jesús Hernandez Martín. Canal de Isabel II.

Aderezo y Envasado de Aceitunas, Plantas de Embotellado de Bebidas no Alcohólicas. Carlos Terán Díaz. EMASESA.

Estudio de las aguas residuales del sector farmacéutico y del sector tensioactivos. Manel Isnard. Cosorcio del Besos.

Problemática industrial en relación al vertido de aguas residuales de la Industria Química. Amalio Garrido escudero. EMUASA.

Problemática industrial en relación al vertido de aguas residuales de la Industria Alimentaria. Juan C. Torres Rojo. EMUASA.

Problemática industrial en relación al vertido de aguas residuales de Lavaderos de Cisternas, Petroquímica y minería. Jon López de Sandaliano. ACIdEKA.

Problemática industrial en relación al vertido de aguas residuales de la Industria de Fabricación de Precocinados de Patatas, Automóvil, Talleres mecánicos de reparación de vehículos y Curtidos. José A. Rodríguez García. Aguas de Burgos.

Aguas residuales procedentes de la Industria del Textil - Hogar, Cerámica , Madera y Mueble. Mariso Montes. Generalitat de Valencia.

La industria papelera en el Area Metropolitana de Barcelona. M<sup>a</sup> Angels Orús. EMSHTR.

La industria de Tratamiento de Superficies en el Area Metropolitana de Barcelona. Rafael Mantecón Pascual. EMSHTR.

**UNE-EN 25667-1:1995.** Calidad del agua. Muestreo. Parte 1: Guía para el diseño de los programas de muestreo (ISO 5667 - 1:1980).

**UNE-EN 25667-2:1995.** Calidad del agua. Muestreo. Parte 2: *Guía para las técnicas de muestreo* (ISO 5667-2:1991).

**UNE-EN 25667-3:1996.** Calidad del agua. Muestreo. Parte 3: Guía para la conservación y manipulación de muestras (ISO 5667-3:1994).

**UNE-EN ISO 5667 – 3: 1996** Calidad del agua. Muestreo. Parte 3. Guía para la conservación y la manipulación de muestras **Procedimientos para la toma de muestras de aguas residuales.** Ministerio de Medio Ambiente octubre 1998

**ISO 5667-10:1992.** Water quality. Sampling. Part 10. *Guidance on sampling of waste waters.*

**ISO 1438/1** Water flow measurement in open channels using weirs and venturi flumes.

**CLESCERI, L.S., GREENBERG, A.E. & TRUSSELL, R.R. (Edit.).** (1989) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. APHA-AWWA-WPCF.* 17a Edición. Baltimore.

**PGUGC007** Procedimiento General para la Toma de Muestras. EMASESA

---

# Capítol 5

## Control de sistemes

---

### 5.1. Introducció

### 5.2. Àmbit i escales de control

### 5.3. Control i reutilització d'aigües

### 5.4. Usos ambientals i medis receptors

### 5.5. Risc de reutilització de l'aigua

### 5.6. Costos control mediambiental

### 5.7 Bibliografia

---

#### **AUTORS**

**Jordi Catalan, Eugènia Martí, Ma Àngels Puig i Marc Ventura** (Departament d'Ecologia Continental, CEAB-CSIC)

**Dani Boix, Stéphanie Gascón, Jordi Sala, Sergi Sabater i Xavier Quintana** (Institut d'Ecologia Aquàtica – Universitat de Girona)

**Maria Deocón, Montserrat Folch, Esther Huertas, Miquel Salgot, Antonina Torrens** (Laboratori Edafologia – Universitat de Barcelona)

**Anna Arreciado, Gervasi Benito, Lluís X. Godé, Antoni Muné** (Agència Catalana de l'Aigua)

**Marina Aboal i Nicolás Ubero-Pascal** (Facultad de Biología – Universitat de Murcia)

**Julián Alonso** (Laboratori de Sensors i Biosensors – Universitat Autònoma de Barcelona)

**Alba Pascual** (Departament de Salut, Generalitat de Catalunya)

**Josep Carbó** (Ajuntament de Sabadell)

**Claudia Campos** (Departamento de Microbiología, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá)

### **5.1. Introducció: De la qualitat fisicoquímica a l'estat ecològic**

#### **5.1.1 La influència de l'activitat humana en la qualitat de les aigües**

Les masses d'aigua existents al planeta són el medi natural en què viuen infinitat d'éssers vius dependents íntimament els uns dels altres per a la seva existència. Alhora, les condicions de les aigües naturals determinen el tipus d'éssers que les habiten.

Sense la intervenció humana, els ecosistemes també pateixen desastres ecològics naturals, com mortaldat de peixos provocades per sequeres perllongades, pluges molt intenses, etc., de manera que l'ecosistema no conté sempre la mateixa comunitat.

De sempre l'home ha estat relacionat amb les aigües i hi ha incidit com un factor més en l'ecosistema, tal com és, si bé molts anys enrere l'acció de l'home no era gaire diferent de la d'altres animals semblants. Així, en un primer estadi la capacitat de l'home per modificar la qualitat de l'aigua era reduïda i es limitava pràcticament a les seves dejeccions, que podien ser integrades i assimilades pel mateix ecosistema.

La concentració humana en nuclis cada cop més grans, el desenvolupament tecnològic que va provocar la producció massiva de béns, els descobriments de nous productes utilitzats en totes les activitats, el creixement de la població sobre el planeta, etc. han provocat un desequilibri dels ecosistemes. Les alteracions que l'activitat humana ha generat sobre l'aigua es poden analitzar tant des del punt de vista quantitatiu com qualitatiu. Així, pel que fa a la quantitat, d'una banda hi ha diversos usos (abastament, industrial, agrícola) que han implicat un augment creixent i a vegades desmesurat de les demandes, de manera que, en algunes àrees i en determinades èpoques, la disponibilitat del recurs no és suficient per atendre-les satisfactòriament, la qual cosa provoca situacions fins i tot de clara penúria.

Aquestes aigües, un cop ja utilitzades, tornen al medi, però ja no amb la qualitat original, sinó en alguns casos amb una qualitat molt pitjor. Es aquí que apareix el concepte de *contaminació*. Així, la contaminació de les aigües fa que es degradi la qualitat de les reserves naturals, de manera que, a més de l'impacte ecològic, es destrueixen els recursos per a usos posteriors, la qual cosa agreuja encara més la manca d'aigua.

L'aigua és un recurs natural que fins no fa gaire es considerava com un bé que es podia utilitzar sense limitació i a un cost pràcticament nul. La situació actual l'ha convertit en un recurs escàs que té un preu cada dia més elevat, de manera que als costos tradicionals de l'aigua (captació, condicionament, transport i distribució) s'afegeixen els necessaris per tornar-la al medi en condicions adequades, costos que cada vegada representen un percentatge més elevat.

Podem concloure, en resum, que la qualitat natural de l'aigua queda artificialment alterada per allò que anomenem contaminació i que prové fonamentalment de les següents activitats controlades per l'home:

- Activitats industrials.
- Nuclis de població.
- Activitats agrícoles i ramaderes.

Neix així la necessitat de controlar no solament la quantitat del recurs, com primerament ja es va constatar, sinó també la qualitat, atès que aquella ha de ser suficient per als diferents usos o per a la seva funció ecològica.

### **5.1.2. La salubritat de les aigües**

Les primeres preocupacions que van sorgir sobre les alteracions de la qualitat de les aigües tenien a veure amb la possibilitat que aquestes es poguessin convertir en agent transmissor de malalties diverses. Així, quan l'aigua dels rius o aqüífers es posa en contacte amb dejeccions o aigües residuals, pot incorporar agents biològics que poden sobreviure, difondre's àmpliament i incorporar-se al cos humà per diferents vies.

En aquest sentit, malalties com el paludisme, la disenteria, les febres tifoides, el còlera i l'hepatitis A tenen en el medi hídric el seu medi de transmissió. Algunes d'aquestes malalties es coneixen des de fa força temps i la majoria actualment són pròpies de reductes en països subdesenvolupats i lligades a greus mancances en els sistemes de sanejament i les mesures higiènic-sanitàries generals.

### **5.1.3. La qualitat fisicoquímica**

Més modernament, i ja al segle XIX i especialment al XX i en relació fonamentalment amb el desenvolupament d'activitats industrials i ramaderes i agrícoles intensives, es pren consciència de les fortes afeccions a la qualitat de les aigües que es poden produir. En aquest temps es pren consciència que aquestes alteracions artificials o antròpiques de la qualitat, és a dir, contaminacions, poden posar en perill usos diversos de l'aigua que cal protegir. D'acord amb això, es tenia una visió utilitarista de l'aigua i no pas ecosistèmica. És a dir, l'aigua havia de tenir una qualitat fisicoquímica adient que permetés usos posteriors, sense tenir en compte encara la seva funcionalitat ecològica.

Des d'un punt de vista normatiu, la qualitat de les aigües tenia a Europa un enfocament totalment en la línia del que s'ha dit i així hi havia normes que exigien qualitats fisicoquímiques per als usos següents:

- Aigües superficials destinades a producció d'aigua potable.
- Aigües aptes per a la vida dels peixos.
- Aigües aptes per al bany.
- Aigües aptes per a la cria de mol·luscs.

Les taules de paràmetres i valors corresponents a aquestes normes transcrites al dret espanyol i provinents de directives europees van quedar reflectides dins del Reglament del domini públic hidràulic (BOE núm. 209, de 31 d'agost de 1988, annexos 1-4) ([Taules 5.1 - 5.4](#)).

Cal indicar que, quan es parla d'aigües aptes per a la vida dels peixos, no és tant per garantir la salut de l'ecosistema aquàtic sinó la d'activitats econòmiques vinculades a la població piscícola.

Els índexs biològics, malgrat que alguns ja s'havien formulat al primer terç del segle XX, durant molts anys no han tingut suport normatiu i estaven més restringits a l'àmbit científic i de recerca que no pas al de la gestió. Així, i especialment des del punt de vista dels gestors de la política de l'aigua, durant una llarga època s'assimilava qualitat fisicoquímica a qualitat de l'aigua.

#### 5.1.4. Evolució dels indicadors fisicoquímics: paràmetres convencionals i generals

Mentre els problemes de contaminació de les aigües no es percebien tant com ara, la caracterització de la qualitat se centrava en aquells paràmetres vinculats a les característiques intrínseques naturals i a la seva possible destinació per a l'abastament i que intervenen en l'equilibri iònic.

Així, es tenien en compte fonamentalment els indicadors següents:

- Físics

Temperatura	Color
Olor	Terbolesa
pH	Conductivitat
Residu a 110 °C	

- Químics. Generals:

Salinitat total	Alcalinitat
Duresa	Matèria orgànica (oxidabilitat al permanganat)

- Químics. Anions:

Carbonats	Bicarbonats
Sulfats	Clorurs
Nitrats	Nitrits

- Químics. Cations:

Calci	Magnesi
Sodi	Potassi

És evident que molts cops només s'utilitzaven alguns d'aquests paràmetres i que altres vegades s'hi podien incorporar altres analítiques, però la tendència general era emprar aquest tipus d'indicadors.

A mesura que es va anar prenent consciència dels problemes de contaminació, es van anar incorporant o substituint paràmetres i així es va començar a utilitzar indicadors relacionats amb el problema de l'eutrofització, degradació de matèria orgànica i estat general, com ara:

- Oxigen dissolt (en mg/l i % de saturació)
- DBO (Demanda Bioquímica d'Oxigen)
- DQO (Demanda Química d'Oxigen), només utilitzada en rius molt contaminats i en abocaments.
- TOC (carboni orgànic total), utilitzat més recentment i monitoritzable en continu.
- Absorció a l'ultraviolat, menys utilitzat però monitoritzable en continu. Dóna informació complementària sobre contaminants amb dobles enllaços i colorants. També és relativament recent.
- Nitrogen total
- Amoni
- Fosfats
- Fòsfor total

### 5.1.5. Índexs fisicoquímics de qualitat

La cada vegada més llarga llista de paràmetres analítics que es poden utilitzar i la complexa interpretació pels no experts va fer que ja a mitjans del segle XX es formulessin índexs de qualitat l'objectiu dels quals era integrar els valors dels diferents indicadors individuals en un únic valor que pogués ser considerat representatiu a fi de facilitar-ne la comprensió i la comparació. Un bon índex fisicoquímic de qualitat de les aigües, perquè sigui realment útil, ha de ser fàcil de calcular, reproduïble, comprensible i amb capacitat d'integració, amb la menor pèrdua d'informació possible.

D'acord amb això, la majoria d'índexs d'aquest tipus no inclouen gaires paràmetres, són fàcilment analitzables i el seu valor oscil·la entre 0 i 100 o entre 0 i 10 i responen a fórmules del tipus:

$$I = S Q_i P_i, \text{ on:}$$

$Q_i$  és una funció característica de cada paràmetre.

$P_i$  és un factor que pondera la importància del paràmetre.

Aquests tipus d'índexs van començar a desenvolupar-se cap al 1970. Un dels primers índexs coneguts va ser el WQI (*Water Quality Index*), formulat per la Fundació de Sanitat Nacional (NSF) dels Estats Units, per la qual cosa estava bastant esbiaixat cap a la utilització de l'aigua per al consum humà.

A Espanya l'introduïdor d'aquests tipus d'índex va ser Gamaliel Martínez de Bascaran, que el 1975 va presentar l'índex de qualitat de l'aigua (ICA), que es basava en els paràmetres següents:

- Oxigen dissolt
- Coliformes
- pH
- Oxidabilitat
- Amoni
- Clorurs
- Temperatura
- Conductivitat
- Detergents
- Contaminació aparent

Posteriorment, el 1977 J. García Gómez, basant-se en un índex anterior elaborat per Sánchez Crespo, va formular l'índex de qualitat general (ICG), que va ser emprat per les Confederacions Hidrogràfiques i que arriba a utilitzar fins a 23 paràmetres, dels quals 9 són bàsics i els 14 restants complementaris.

A Catalunya s'ha utilitzat l'índex simplificat de qualitat de les aigües (ISQA), establert per Ramon Queralt el 1982, que té el gran avantatge d'utilitzar només cinc paràmetres, que són de determinació senzilla i econòmica.

L'ISQA respon a la fórmula:

$$ISQA = T(A + B + C + D), \text{ on els factors es dedueixen a partir de:}$$

$T$  = temperatura

- A = oxidabilitat al permanganat
- B = MES (matèria en suspensió)
- C = oxigen dissolt en mg/l
- D = conductivitat

Si estíem la MES a partir de la terbolesa i l'oxidabilitat a partir del TOC, l'ISQA es pot convertir en IAQA (Índex Automatitzat de la Qualitat de l'Aigua), que és possible calcular a partir de mesures en continu i en temps real ([mediambient.gencat.net/aca/ca/xarxes\\_de\\_control.jsp/](http://mediambient.gencat.net/aca/ca/xarxes_de_control.jsp/)).

En aquest índex, però, no s'inclouen els nutrients i tenen massa incidència variacions que en molts casos són atribuïdes a fenòmens naturals (MES en avingudes i la temperatura).

Tots aquests índexs, doncs, presenten com a avantatge la possibilitat d'oferir una visió ràpida de l'estat de la qualitat fisicoquímica de l'aigua i poder-la comparar de manera senzilla i intuïtiva amb el d'altres rius o analitzar l'evolució del mateix punt al llarg del temps. Per contra, la simplicitat que representa la integració en un sol índex fa que un mateix valor d'índex, i per tant teòricament de qualitat, es doni per a combinacions molt diferents dels paràmetres que el formen, amb connotacions també força diferents, i que variacions degudes a paràmetres no recollits en l'índex no es detectin. Així, tot i la clara utilitat dels índexs, no han de substituir-se mai les analítiques individualitzades que els estudis més profunds de qualitat de les aigües requereixen.

#### 5.1.6. Substàncies perilloses i prioritàries

A poc a poc i al llarg del temps, i a mesura que avançaven els coneixements tècnics i científics, la sensibilitat davant la problemàtica de la contaminació, a les tècniques analítiques i les normatives es van anar afegint altres paràmetres, sobretot aquells que, per la seva toxicitat, persistència o bioacumulació, es consideraven nocius.

En aquest sentit, va tenir gran rellevància la promulgació de la Directiva 76/464/CEE i derivades, sobre substàncies perilloses abocades al medi aquàtic, en la qual s'establien objectius de qualitat i normes d'emissió d'un conjunt de dissolvents organoclorats, pesticides i metalls pesants que es detallen a continuació.

- Mercuri
- Cadmi
- Aldrín
- Dieldrín
- Endrín
- Isodrín
- DDT
- Hexaclorociclohexà
- Pentaclorofenol
- Tetraclorur de carboni
- Hexaclorobenzè
- Hexaclorobutadiè
- Cloroform
- 1,2 dicloroetà
- Tricloroetilè
- Percloroetilè
- Tricoloroetilè

Així mateix, s'havia redactat una llista de 132 substàncies, que inclou les anteriors, que convenia regular ([Taula 5.5](#)).

També s'esmentaven altres substàncies que s'haurien de limitar en els abocaments i que després es van recollir en els annexos del Reglament del Domini Públic Hidràulic de 1986 i entre les quals, a més de les ja esmentades anteriorment, podríem destacar:

- Zinc
- Crom
- Plom
- Cianurs

- Níquel

- Fluorurs

Finalment, la Decisió núm. 2455/2001/CE del Parlament Europeu i del Consell aprovava una llista de substàncies prioritàries en l'àmbit de la política d'aigües, d'acord amb la Directiva 2000/60/CE (Directiva Marc de l'Aigua), de la qual es parlarà diverses vegades ([Taula 5.6](#)).

### 5.1.7. Contaminants emergents

En els últims anys diversos treballs i investigacions han alertat de la presència als medis aquàtics de nombroses substàncies relacionades amb productes d'ús freqüent farmacèutic, veterinari, cosmètic, de neteja de la llar o, en tot cas, quotidians en la vida domèstica.

Destaquem els treballs realitzats per l'USGS (Servei Geològic dels Estats Units) i l'EPA (Agència de Protecció de la Contaminació als Estats Units, [www.epa.gov/waterscience/criteria/](http://www.epa.gov/waterscience/criteria/)), per l'Institut holandès RIZA i a Catalunya molt especialment per l'equip de l'IQAB-CSIC, dirigit per el Dr. Barceló.

Entre aquestes substàncies podríem destacar les següents:

- **Antibiòtics d'ús humà i veterinari**

**Tetraciclines**

**Macròlids**

**Fluoroquinolones**

**Sulforanides**

- **Altres medicaments**

**Amb prescripció:**

**Metformina**

**Cinetidina**

**Ranitidina**

**Sense prescripció:**

**Cafeïna**

**Codeïna**

**Ibuprofè**

- **Insecticides domèstics**

**Diazinon**

**Cloropirifós**

**Clordà**

**Lindà**

**Metilparatíó**

**Metabòlits de detergents**

**Nonilfenol**

**Octilfenol**

**Retardants de flama**

**Trifosfats**

**Plastificants**

**Ftalats**

**Antioxidants**

**Derivats butílics**

**Hormones sexuals i esteroides**

**Biogènics:**

- Estradiols
- Testosterona
- Progesterona

**Anticonceptius:**

- Etinilestradiol
- Mestranol

**Esteroides:**

- Colesterol



D'algunes d'aquestes substàncies hi ha constància del seu poder carcinogen, mutagènic o disruptor endocrí, però és evident que encara hi ha molts dubtes sobre els seus efectes reals en el medi aquàtic.

### 5.1.8. Dels controls manuals i puntuals als continus i en temps real

Al llarg del temps no solament han anat canviant els paràmetres indicadors que s'han d'utilitzar, sinó que també ho ha fet el mateix sistema de control. Així, si en principi els mostreigs es feien manualment, és a dir, es desplaçava una persona i prenia la mostra per analitzar-la tot seguit al laboratori, posteriorment s'han anat introduint modificacions diverses en aquest procés.

Pel que fa al mostreig pròpiament dit, de seguida van començar a sorgir mecanismes que permetien fer-ho de manera automàtica, encara que amb evidents limitacions. Així, ja als anys trenta es disposava a les conques del Llobregat i del Cardener d'unes casetes dotades d'un enginyós sistema que permetia agafar automàticament mostres diàries representatives durant tota una setmana a través d'un temporitzador que actuava sobre el bombament i un sistema de repartiment sobre els dipòsits corresponents a cada dia.

Posteriorment van començar a sorgir sistemes ja més automatitzats, que permetien agafar mostres amb diversos requeriments de freqüència o d'integració, fins a arribar a les actuals i sofisticades estacions de control automatitzat i en continu de la XACQA (Xarxa Automatitzada de Control de Qualitat de les Aigües) o SAICA (Sistema Automatizado de Información de Calidad de las Aguas), que a més permeten ser telecomandades.

Així mateix, s'ha anat produint una gran evolució en els sistemes d'anàlisi posteriors al mostreig, de manera que, si bé al principi es requeria el trasllat al laboratori, de seguida van sortir tècniques que possibilitaven fer determinades determinacions ja *in situ*, les quals van créixer fins a permetre fer actualment un bon nombre de paràmetres, fins a arribar als sistemes que incorporen les esmentades estacions automatitzades, que permeten el mostreig, l'anàlisi i la visualització del resultat en continu i en temps real.



**Figura 5.1.** Visualització en pantalla del diagrama de l'organització d'una estació de la XACQA.

Aquestes estacions automatitzades i en continu són molt útils per a la detecció i seguiment d'episodis de contaminació (abocaments urbans o industrials inadequats, sobreeximents de sistemes de sanejament, trencaments de col·lectors, etc.) o de fenòmens lligats a l'eutrofització i la fotosíntesi, així com en l'estudi dels cicles temporals de l'evolució de la qualitat de les aigües.

### 5.1.9. L'estat ecològic

En l'actualitat el concepte de qualitat de l'aigua està experimentant una important revisió, de manera que, sense deixar d'utilitzar els paràmetres fisicoquímics, ara ens hem de centrar en aspectes biològics. Així, el que hem de determinar és l'estat de les masses d'aigua, el qual, d'acord amb la Directiva Marc de l'Aigua 2000/60/CE, és determinat pel pitjor valor del seu estat ecològic i el del seu estat químic. L'estat ecològic, sempre d'acord amb aquesta important directiva, és una expressió de la qualitat de l'estructura i el funcionament dels ecosistemes aquàtics. Així, ja no n'hi ha prou que no hi hagi una presència significativa de contaminants —els quals, d'altra banda, incorporen els recollits en la llista de substàncies prioritàries ja vista anteriorment—, sinó que hi ha d'haver una bona estructura i un bon funcionament dels ecosistemes aquàtics, i això es valora mitjançant indicadors biològics i hidromorfològics.

Així, i per exemple pel que fa als rius ([mediambient.gencat.net/aca/ca//planificacio/directiva](http://mediambient.gencat.net/aca/ca//planificacio/directiva)), que és una de les anomenades categories de les aigües, com també ho són en les epicontinentals els llacs i les masses d'aigua superficial artificial i molt modificades, els indicadors de qualitat per a la classificació de l'estat ecològic, d'acord amb la Directiva esmentada, serien:

- Indicadors biològics:
  - Composició i abundància de la flora aquàtica.
  - Composició i abundància de la fauna bentònica d'invertebrats.
  - Composició, abundància i estructura d'edats de la fauna ictiològica.
- Indicadors hidromorfològics que afecten els indicadors biològics:
  - Règim hidrològic.
  - Continuïtat del riu.
  - Condicions morfològiques.
- Indicadors químics i fisicoquímics que afecten els indicadors biològics:
  - Generals (condicions tèrmiques, d'oxigenació, salinitat, pH, nutrients).
  - Contaminants específics (produïts per l'abocament de substàncies, prioritàries o d'altres, observat en la massa d'aigua concreta).

Així mateix, en les masses d'aigua classificades com a artificials —masses d'aigua superficial creades per l'activitat humana—, l'objectiu és assolir el “bon potencial ecològic”, que implica la mateixa qualitat fisicoquímica i la qualitat biològica tan semblant com sigui possible a la corresponent a masses d'aigua comparables.

D'acord amb la directiva, l'estat ecològic de qualsevol massa d'aigua s'ha classificat en les cinc categories següents:

- Molt bo
- Bo
- Mediocre
- Deficient
- Dolent

#### 5.1.10. La massa d'aigua com a nucli dels programes de control

D'acord amb la Directiva Marc de l'Aigua, s'hauran d'establir programes de seguiment i control de l'estat de les aigües en cada demarcació hidrogràfica en què caldrà tenir en compte aquests nous conceptes, que van molt més enllà dels simples paràmetres fisicoquímics, com s'ha vist anteriorment.

El centre d'aquests programes de control, quant a la localització dels mostreigs, han de ser les masses d'aigua que hagin estat definides prèviament dins dels treballs exigits per la Directiva d'anàlisi de les característiques de la demarcació hidrogràfica i de les repercussions de l'activitat humana en l'estat de les aigües. Aquestes masses d'aigua han de ser coherents pel que fa a les seves característiques i a les pressions i impactes de l'activitat humana, de manera que esdevinguin unitats de gestió adients per a l'aplicació dels programes de mesures tendents a assolir el bon estat ecològic, i han d'estar incloses en els diferents tipus i subtipus segons els treballs d'ecoregionalització previs. El nombre de masses d'aigua no ha de ser tan petit perquè aquestes siguin de mida excessiva i dins seu es donin diferències significatives de característiques, pressions o impactes, ni tan gran perquè la seva implantació sigui de viabilitat difícil.

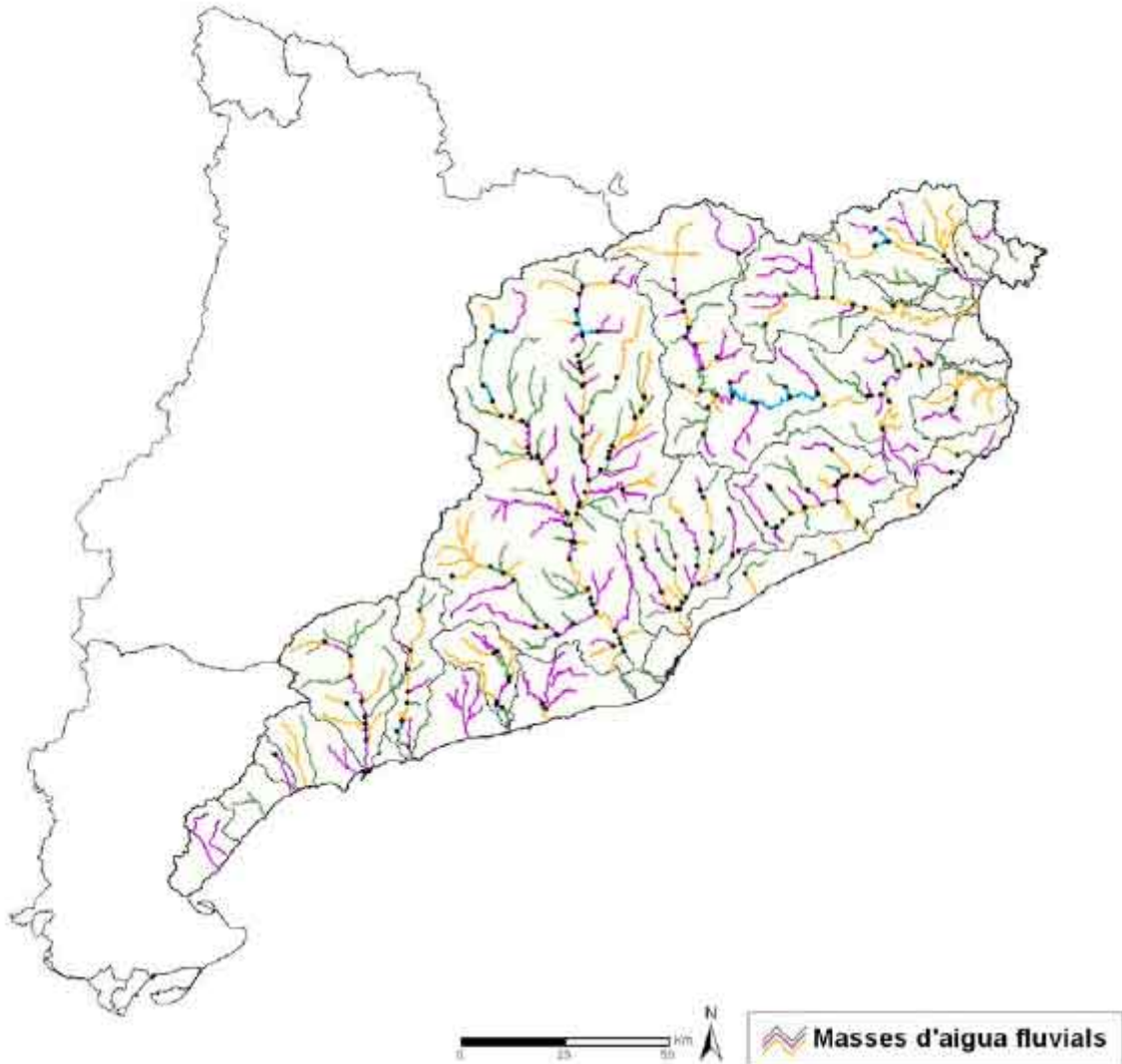
Es posa com a exemple un mapa on es pot observar la delimitació de masses d'aigua fluvials a les conques internes de Catalunya i s'indiquen els criteris aplicats (Fig. 5.2). Cal dir que en aquest cas la longitud mitjana d'una massa d'aigua és d'uns 15 km.

**Taula 5.8.** Nombre de masses d'aigua fluvials resultants de l'aplicació dels diferents criteris.

Criteri aplicat	Masses d'aigua generades
Canvi de tipologia fluvial	130
Elements geogràfics i hidromorfològics:	22*
• artificials	23
• naturals (tributaris)	
Àrees protegides	21

\*13 d'aquestes 22 masses d'aigua corresponen a embassaments

Així doncs, caldrà seleccionar bé els punts de mostreig, de manera que s'intenti que donin informació tan representativa com sigui possible de l'estat de la massa d'aigua en què s'inclou.



**Figura 5.2.** Delimitació de les masses d'aigua fluvials a les conques internes de Catalunya.

Si bé és evident que continuaran fent-se programes de mostreig amb finalitats de recerca o de detecció d'episodis puntuals de contaminació que es fonamentaran en altres escales de treball, s'insisteix que la massa d'aigua serà la que emmarcarà els programes de control derivats de la Directiva Marc de l'Aigua.

## 5.2. ÀMBIT I ESCALES DE CONTROL

### 5.2.1. Àmbit de control

La secció precedent ens ha permès veure l'evolució de la perspectiva cultural envers l'aigua que necessitem: des de considerar-la només com un recurs per al nostre ús on els sistemes aquàtics continentals que la contenen són només receptacles (estanyes, llacunes, zones humides, aqüífers) i mitjans de distribució i transport (rius) dels quals extraïem l'aigua que ens cal i on aboquem les aigües brutes residuals que generen les nostres activitats, fins a la perspectiva actual, que pretén conciliar l'ús de l'aigua per a les diferents activitats antròpiques amb la preservació dels ecosistemes aquàtics dels quals l'extraïem i on fem els nostres abocaments, els quals han de tenir suficient qualitat per no degradar els medis receptors i les seves comunitats. Al mateix temps, es vol incorporar el criteri de gestió sostenible de l'aigua, especialment davant el repte de la reducció de recursos com a escenari possible de l'impacte del canvi climàtic global, tal com prediuen els models actuals per a casa nostra

(vegeu l'informe *Climate change, rivers and rainfall* a [www.metoffice.gov.uk](http://www.metoffice.gov.uk)). Aquesta gestió sostenible implica produir aigües regenerades per ser reutilitzades com una de les alternatives possibles necessàries.

Com que el nucli central d'aquest llibre és la gestió i el tractament d'aigües residuals, l'àmbit de control inclou des de les d'aigües que han de ser tractades i entren als diferents sistemes de tractament i depuració fins a la reutilització de les aigües regenerades, així com el seu impacte en el medi receptor. En aquest capítol parlarem del control associat a la reutilització de les aigües (5.4), del seu ús ambiental i de l'impacte dels abocaments de les EDAR en el medi receptor (5.5).

De fet, el control de les entrades als sistemes de tractament i depuració ja s'ha descrit en el capítol 4 ([4.3.1. Manteniment de la xarxa de clavegueram](#); [4.3.2. Abocaments industrials a la xarxa de clavegueram](#)). Per la seva banda, el control del bon funcionament dels sistemes de tractament s'ha analitzat en profunditat a la secció [4.3.3 \(Manteniment i monitoratge de l'EDAR\)](#), tant per tractaments durs ([4.3.3.4 Manteniment i monitoratge de tractaments intensius](#)) com tous ([4.3.3.5. Manteniment i monitoratge de tractaments tous](#)). Tot i així, volem aprofundir en els problemes de la generació de males olors i la proliferació de mosquits associats als diferents sistemes de tractament, en relació amb el seu impacte en la població humana establerta a prop del sistema de tractament de les aigües residuals.

#### 5.2.1.1. Control de males olors i proliferació de mosquits

La formació de males olors és deguda normalment al funcionament incorrecte dels sistemes de tractament o a les arribades d'un afluent de baixa qualitat, que provoca el mal funcionament del sistema de tractament. En general les males olors es produeixen quan s'acumulen materials de tipus orgànic que es podreixen, quan s'acumulen escumes i quan es genera turbulència en els sistemes de tractament, de manera que s'afavoreix l'alliberament d'olors.

Per prevenir i eliminar les males olors s'han d'incloure certs criteris en el disseny dels sistemes de tractament —com ara sistemes de detecció d'afluents tòxics i d'afluents amb sobrecàrrega orgànica, perquè sigui possible evitar que entrin en el sistema de tractament— o bé ha d'existir un sistema d'emmagatzemament dels afluents amb sobrecàrrega que permeti la seva posterior entrada en el sistema de tractament mitjançant la barreja amb altres efluents o amb aigües pluvials quan l'EDAR disposi de basses de retenció d'aigües pluvials. Com que les males olors les detecta i pateix la població propera a les plantes i sistemes de tractament, cal incloure en el seu disseny criteris de distància mínima necessària dels nuclis de població més propers. Cal triar també la situació de la planta tenint en compte les direccions predominants del vent a la zona, per evitar el transport de les males olors. Igualment, convé considerar els plans de desenvolupament municipals, que han de preveure la ubicació dels sistemes i plantes de tractament existents, de manera que no es construeixi prop dels sistemes de depuració. Si finalment les plantes de tractament queden dins de l'entramat urbà, aleshores cal recobrir les fases, especialment d'entrada i tractament primari, o soterrar-les (l'EDAR de la zona del Fòrum de Barcelona pot ser un exemple).

Els principals mètodes recomanats per al tractament de les males olors a les EDAR, segons l'EPA (Metcalf i Eddy, 2003), són:

- Mètodes físics:
  - Adsorció en carboni activat
  - Adsorció en sorra o llits de compost
  - Dilució amb aire lliure d'olors
  - Aplicació de substàncies que emmascarin les males olors
  - Injecció d'oxigen
  - Torres de neteja
- Mètodes químics:
  - Oxidació química
  - Precipitació química
  - Agents neutralitzants
  - Neteja amb diferents àlcalis
  - Oxidació tèrmica
- Mètodes biològics:
  - Tancs d'aeració de fangs activats
  - Biofiltres de flux
  - Filtres de compost
  - Filtres de sorra i sòl

En relació amb la proliferació de mosquits, volem fer un parell de recomanacions. La primera és evitar l'existència de làmines d'aigua somes i sense corrent durant períodes de temps superiors a set dies, en àrees on estiguin catalogades espècies de mosquits molt molestes o que siguin vectors potencials de malalties que puguin afectar l'home, així com en àrees que puguin ser colonitzades per aquests tipus d'espècie. Pensem en el problema actual del mosquit tigre a la Península Ibèrica, per exemple. El període màxim de set dies d'existència d'aquestes masses el donem com a recomanació tenint en compte que els cicles de vida dels mosquits a l'estiu duren de 10 a 14 dies en funció de les temperatures que s'assoleixin.

La segona recomanació seria l'ús de tractaments tous sense flux superficial, sempre que sigui possible, en aquestes àrees sensibles a la presència d'espècies vectorials de malalties humanes.

### 5.2.2. Escales de control

Són tres els àmbits de control que preveurem finalment en aquest capítol:

1. El punt d'entrega de les aigües depurades, que és el lloc on el titular de l'autorització d'abocament d'aigües residuals entrega les aigües depurades en les condicions de qualitat exigides en l'autorització de l'abocament.
2. El punt d'entrega de les aigües regenerades, que és el lloc on el titular de la concessió o autorització de reutilització d'aigües entrega a un usuari les aigües regenerades, en les condicions de qualitat segons el seu ús previst.
3. El medi receptor que pot rebre l'abocament de les aigües depurades que no es regenerin, o aigües regenerades per a usos ambientals dins de programes i actuacions de recuperació del medi receptor.

Dos d'aquests llocs són llocs puntuals que requereixen control de la qualitat exigida en cada cas per complir les condicions finals corresponents. La periodicitat de les mesures dels diferents paràmetres establerts com a indicadors de la qualitat de les aigües regenerades depèn de l'ús a què es destinin, així com els paràmetres que cal tenir en compte, de manera que s'inclourà tota la informació amb detall posteriorment ([5.3.3 Anàlisi de mostres](#)).

Normalment l'abocament de les aigües depurades té programes de control de la qualitat de l'efluent a la sortida del sistema de tractament, amb periodicitats curtes i diverses mesures diàries, que inclouen: pH, conductivitat, temperatura, sòlids en suspensió, oxigen dissolt, DBO5, DQO, compostos de nitrogen, fosfats. També es mesura el cabal de l'abocament i es fan mesures microbiològiques en certs casos. Bona part dels compostos es detecten mitjançant sensors ([annex 5.1 sensors i biosensors](#)); per a altres es fan servir els mateixos mètodes ja descrits a la taula 4.5, dins de la secció [4.3.2.3 Mètodes analítics](#). El cabal de l'abocament, per la seva banda, es mesura amb alguna de les tècniques d'aforament de cabals descrites a la secció 4.3.2.5.

En canvi, per al medi receptor fins ara només era necessari fer un seguiment aigües avall d'un abocament, en un tram de 100 a 500 metres segons la seva incidència, per comprovar que l'impacte de l'abocament deixava de detectar-se al final d'aquest tram. Es mesuraven per al cas d'una EDAR els mateixos paràmetres que a la sortida de l'abocament; posteriorment es comparaven amb les concentracions enregistrades aigües amunt de l'abocament. La periodicitat del mostreig era com a màxim mensual, sent normal períodes més llargs de temps entre mostreigs. També en molts països s'inclouïa l'estimació de la qualitat d'algun dels components de les comunitats pròpies del medi receptor, com els macroinvertebrats als rius o el plàncton als llacs, per exemple. Per a aquests components de la comunitat es fan 1 o 2 mostreigs anuals, segons la variabilitat de les comunitats i del període en què l'impacte pot ser més important.

Actualment, però, cal avaluar l'estat ecològic del medi receptor, que inclou la qualitat fisicoquímica, la qualitat hidromorfològica i la qualitat biològica. Tot i això, a l'hora d'establir els programes de control cal triar l'escala més adient; per exemple, si hem de fer una planificació de gestió de l'aigua d'un riu preveient tots els usos, així com la conservació i la restauració dels ecosistemes fluvials, serà necessari que treballem a nivell de conca o subconca de drenatge, ja que les diferents actuacions i impactes existents o futurs estendran el seu efecte aigües avall de les zones i punts afectats directament. Els punts de control, però, es fixaran a una escala espacial més petita, ja que cal tenir una xarxa que ens permeti esbrinar el possible impacte dels abocaments d'EDAR o de l'ús de l'aigua regenerada amb fins correctors ambientals. Aquesta unitat de control espacial a partir de la qual es fixaran els punts de control i de seguiment de l'estat ecològic és la massa d'aigua, considerada com a unitat de treball per la

Directiva Marc de l'Aigua (DMA). A continuació hem inclòs les principals definicions associades que es fan a la DMA:

- Massa d'aigua superficial: una part diferenciada i significativa d'aigua superficial, com un llac, un embassament, un corrent, un riu o canal, part d'un corrent, riu o canal, unes aigües de transició o un tram d'aigües costaneres.
- Massa d'aigua subterrània: un volum clarament diferenciat d'aigües subterrànies en un aqüífer o aqüífers.
- Aqüífer: una o més capes subterrànies de roca o d'altres estrats geològics que tenen la suficient porositat i permeabilitat per permetre ja sigui un flux significatiu d'aigües subterrànies, ja sigui l'extracció de quantitats significatives d'aigües subterrànies.
- Massa d'aigua artificial: una massa d'aigua superficial creada per l'activitat humana.
- Massa d'aigua molt modificada: una massa d'aigua superficial que, com a conseqüència d'alteracions físiques produïdes per l'activitat humana, ha experimentat un canvi substancial en la seva naturalesa, designada com a tal per l'Estat membre segons el que es disposa a l'annex II de la DMA.
- Aigües de transició: masses d'aigua superficials pròximes a la desembocadura dels rius i que són parcialment salines com a conseqüència de la seva proximitat a les aigües costaneres, però que reben una notable influència de fluxos d'aigua dolça.
- Aigües costaneres: les aigües superficials situades cap a terra des d'una línia tots els punts de la qual es troben a una distància d'una milla nàutica mar endins des del punt més pròxim de la línia de base que serveix per mesurar l'amplària de les aigües territorials i que s'estenen, si s'escau, fins al límit exterior de les aigües de transició.

Definir un llac o un embassament com una massa d'aigua és fàcil, però per fragmentar els rius cal tenir en compte diferents criteris. Els principals criteris previstos a la guia per a la identificació de les masses d'aigua de la Comissió Europea són:

- Canvi de tipologia fluvial
- Elements geogràfics i hidromorfològics:
  - artificials (embassaments)
  - naturals (confluència de tributaris)
- Àrees protegides:
  - per a abastament
  - per la legislació ambiental europea
  - per a activitats econòmiques i usos recreatius
- Canvis de qualitat:
  - qualitat biològica i físicoquímica
  - qualitat hidromorfològica

En relació amb les tipologies de les masses d'aigua, la DMA obliga a definir-ne per a les diferents masses d'aigua previstes segons el tipus d'ecosistema al qual pertanyen. De fet, primer cal definir les regions ecològiques i després els tipus de masses d'aigua associats. Els criteris i la manera com es defineixen les regions ecològiques i els tipus de masses d'aigua, així com la periodicitat recomanada per fer el control de l'estat ecològic, es descriuen acuradament dins dels apartats corresponents als diferents medis receptors ([5.4.2. Estat ecològic del medi receptor](#)).

### 5.3. CONTROL DE LA REUTILITZACIÓ DE L'AIGUA DEPURADA

La situació actual, amb un desenvolupament insostenible, especialment en relació amb l'aigua, té com a símptomes:

- La manca d'aigua per a usos humans per sobreexplotació de les aigües continentals i subterrànies.
- La demanda ecològica per millores ambientals i sosteniment dels ecosistemes aquàtics.
- La necessitat de reemplaçar algunes fonts d'aigua.
- La necessitat de millorar el desenvolupament econòmic sense augmentar els dèficits.

Si unim aquesta situació al fet que tenim la suficient capacitat tecnològica i econòmica per mantenir i gestionar les eines de regeneració de l'aigua i limitar els perills sanitaris, fins a un cert nivell, i que l'aigua no constitueix un recurs completament renovable, i comptant amb una voluntat política i social adient, aleshores es donen totes les condicions necessàries per afavorir i planificar la reutilització de les aigües depurades mitjançant la seva regeneració.

En la nostra legislació trobem ja una de les mesures per al desenvolupament rural sostenible: l'aprofitament per a reg de les aigües regenerades (Llei 45/2007, de 13 de desembre, per al desenvolupament sostenible del medi rural).

També s'ha desplegat el marc jurídic per a la reutilització d'aigües depurades (RD 1620/2007, de 7 de desembre, pel qual s'estableix el règim jurídic de la reutilització de les aigües depurades), que canvia i completa la part del Reglament del Domini Públic Hidràulic dedicada a la reutilització de les aigües (RD 849/1986, BOE núm. 103, de 30 d'abril). També afecta la Llei d'aigües (RD 1/2001, de 20 de juliol) i desenvolupa la Llei 10/2001, de 5 de juliol, del Pla Hidrològic Nacional.

Aquest marc jurídic ha de respectar o es complementa amb les mesures requerides en les directives i lleis següents:

- Directiva Marc de l'Aigua (2000/60/CE)
- Directiva relativa a les aigües de bany (76/160/CEE)
- Directiva relativa a les aus silvestres (79/409/CEE)
- Directiva relativa al tractament d'aigües residuals urbanes (91/271/CEE)
- Reglament dels serveis públics de sanejament (Decret 130/2003, DOGC 3894-29/05/2003)
- Directiva relativa a les aigües destinades al consum humà (80/778/CEE), RD 140/2003, pel qual s'estableixen els criteris sanitaris de la qualitat de l'aigua de consum humà (BOE 25, de 21 de febrer de 2003)
- Directiva relativa a la comercialització de productes fitosanitaris (91/414/CEE)
- Directiva relativa als nitrats (91/676/CEE)
- Directiva relativa als hàbitats naturals (92/43/CEE)
- Directiva relativa a la prevenció i al control integrats de la contaminació (96/61/CE)

Convé reflectir aquí algunes de les definicions que inclou el Reial Decret per a la reutilització d'aigües depurades:

- Reutilització de les aigües: aplicació, abans del seu retorn al domini públic hidràulic i al maritimoterrestre, per a un nou ús privatiu de les aigües que, havent estat utilitzades per qui les va derivar, s'han sotmès al procés o processos de depuració establerts en la corresponent autorització d'abocament i als necessaris per obtenir la qualitat requerida en funció dels usos a què es destinaran.
- Aigües depurades: aigües residuals que han estat sotmeses a un procés de tractament que permeti adequar la seva qualitat a la normativa d'abocaments aplicable.
- Aigües regenerades: aigües residuals depurades que si ha calgut han estat sotmeses a un procés de tractament addicional o complementari que permet adequar la seva qualitat a l'ús a què es destinaran.

És a dir: les aigües depurades, per ser aigües regenerades, hauran de ser sotmeses a tractaments posteriors, principalment tractaments terciaris i processos de desinfecció. Els processos de desinfecció que es podran fer servir dependran de l'ús que es doni a les aigües regenerades; per exemple, la cloració no és recomanable per al reg de vegetació, ja siguin jardins privats, zones verdes urbanes o determinats cultius. L'ozonització i la desinfecció amb llum ultraviolada són més cares, però tenen menys contraindicacions. Els processos de desinfecció s'han de tornar a fer per a l'entrega, si les aigües regenerades s'emmagatzemen abans de la seva distribució.

### **5.3.1 Usos possibles de l'aigua regenerada**

L'aigua regenerada es pot utilitzar per a cinc usos principals: urbans, agrícoles, industrials, recreatius i ambientals, amb diferents nivells de qualitat segons l'ús concret dins de cada un dels grups principals (taula 5.9). No obstant això, queden expressament prohibits els usos següents:

- Per al consum humà, menys situacions de declaració de catàstrofe, en què l'autoritat sanitària especificarà els nivells de qualitat exigits a aquestes aigües.
- Per als usos propis de la indústria alimentària.
- Per a ús en instal·lacions hospitalàries i altres usos similars.
- Per al cultiu de mol·luscs filtradors en aqüicultura.
- Per a ús recreatiu com a aigües de bany.
- Per a ús en torres de refrigeració i condensadors evaporatius, excepte allò previst per a ús industrial (Taula 5.9, qualitat 3.2).

- Per a ús en fonts i làmines ornamentals en espais públics o interiors d'edificis públics.
- Per a qualsevol altre ús que l'autoritat sanitària o ambiental consideri un risc per a la salut de les persones o un perjudici per al medi ambient, sigui quin sigui el moment en què s'apreciï el risc o perjudici esmentats.

Com podem veure, els usos prohibits són tots aquells que poden implicar la ingesta directa o indirecta de patògens, paràsits o substàncies tòxiques que poden representar un risc per a la nostra salut. La ingesta directa bevent o empassant aigua es podria produir mitjançant l'aigua de consum humà i les aigües de bany; també podem respirar l'aigua vaporitzada de les fonts o de les torres de refrigeració. En altres usos prohibits ingeriríem aliments contaminats que podrien tenir efectes nocius per a la nostra salut.

**Taula 5.9.** Usos permesos per a l'aigua regenerada segons el RD 1620/2007.

1. ÚS URBÀ		
Qualitat Residencial	1.1	a) Reg de jardins privats. b) Descàrrega d'aparells sanitaris
Qualitat Serveis Urbans	1.2.	a) Reg de zones verdes urbanes (parcs, camps esportius i similars). b) Neteja de carrers. c) Sistemes contra incendis. d) Rentatge industrial de vehicles.
2. ÚS AGRÍCOLA		
Qualitat	2.1.	a) Reg de cultius amb sistema d'aplicació de l'aigua que permet el contacte directe de l'aigua regenerada amb les parts comestibles per a l'alimentació humana en fresc.
Qualitat	2.2.	b) Reg de cultius per a consum humà amb sistema d'aplicació de l'aigua que no impedeix el contacte directe de l'aigua regenerada amb les parts comestibles, però el consum no és en fresc sinó amb un tractament industrial posterior. c) Reg de pastures per a consum d'animals productors de llet o carn. d) Aqüicultura.
Qualitat	2.3.	a) Reg localitzat de cultius llenyosos que impedeix el contacte de l'aigua regenerada amb els fruits que es consumeixen en l'alimentació humana. b) Reg de cultius de flors ornamentals, vivers, hivernacles, sense contacte directe de l'aigua regenerada amb les produccions. c) Reg de cultius industrials, vivers, farratges, ensitjaments, cereals i llavors oleaginoses.
3. ÚS INDUSTRIAL		
Qualitat	3.1.	a) Aigües de procés i neteja, excepte en la indústria alimentària. b) Altres usos industrials. c) Aigües de procés i neteja per a ús en la indústria alimentària.
Qualitat	3.2.	a) Torres de refrigeració i condensadors evaporatius.
4. ÚS RECREATIU		
Qualitat	4.1.	a) Reg de camps de golf.
Qualitat	4.2.	a) Estanys, masses d'aigua i cabals circulants



ornamentals, en els quals està impedit l'accés del públic a l'aigua.

## 5. ÚS AMBIENTAL

Qualitat 5.1.	a) Recàrrega d'aqüífers per percolació localitzada a través del terreny.
Qualitat 5.2.	a) Recàrrega d'aqüífers per injecció directa.
Qualitat 5.3.	a) Reg de boscos, zones verdes i d'altre tipus no accessibles al públic. b) Silvicultura.
Qualitat 5.4.	a) Altres usos ambientals (manteniment de zones humides, cabals mínims i similars).

### 5.3.2 Criteris de qualitat

Atès que l'aigua regenerada s'obté a partir d'aigua depurada, fonamentalment urbana, és clar que cal exigir un nivell de qualitat necessari per evitar problemes, que es podrien traduir en malalties que afectessin a les nostres poblacions, ja sigui directament per usos que impliquen l'aerosolització de les aigües regenerades, per contaminació dels productes en els que es facin servir aquestes aigües o per bioacumulació.

Les aigües depurades, en funció del tractament utilitzat i de la seva eficiència, poden contenir paràsits, microorganismes patògens, excés de carrega orgànica particulada o dissolta i altres tipus de contaminants, com són les substàncies perilloses que hagin pogut entrar amb els afluents d'origen industrial urbà que recull el clavegueram i que no hagin estat completament eliminades.

Evidentment, en funció de l'ús final de l'aigua regenerada caldran criteris de qualitat més o menys estrictes amb els possibles contaminants residuals que puguin restar després dels tractaments complementaris a que hagin estat sotmeses les aigües depurades. Amb l'avinentesa que si estan destinades a més d'un ús, aleshores les condicions necessàries que hauran de complir aquestes aigües seran les més estrictes de totes les exigides per als diferents usos. A continuació, a la Taula 5.10, podem veure els criteris de qualitat proposats pel Reial Decret 1620/2007 (BOE nº 294, 8 de desembre de 2007).

**Taula 5.10.** Criteris de qualitat per a la reutilització de les aigües en funció dels seus usos, segons el RD 1620/2007. S'indica la qualitat requerida per a cada ús (la descripció detallada dels usos es pot consultar a la taula 5.9)

Ús de l'aigua previst	Valor màxim admissible (VMA)			
	Nematodes Intestinals <sup>1</sup>	<i>Escherichia coli</i>	Sòlids en suspensió	Terbolesa Altres criteris
<b>1. ÚS URBA</b>				
Qualitat 1.1: Residencial <sup>2</sup> a) <sup>3</sup> i b) <sup>3</sup>	1 ou/10 L	0 (UFC <sup>4</sup> /100ml)	10 mg/L	2 UNT <sup>5</sup> +Altres contaminants <sup>6</sup> + <i>Legionella</i> spp <sup>7</sup> 100UFC/L
Qualitat 1.2: Serveis urbans. a) <sup>8</sup> , b) <sup>8</sup> , c) <sup>8</sup> i d) <sup>8</sup>	1 ou/10 L	200 UFC/100ml	20 mg/L	10 UNT
<b>2. ÚS AGRICOLA<sup>9</sup></b>				

Qualitat 2.1 <sup>8</sup> a) Reg de cultius amb sistemes d'aplicació de l'aigua que permeti...	1	200	20 mg/L	10 UNT	+Altres contaminants <sup>6</sup> + <i>Legionella spp.</i> <sup>7</sup> 100UFC/L +És obligatori fer la detecció de patògens <sup>11</sup> quan es repeteixi habitualment c=3 per M=1.000
	ou/10 L	UFC/100ml  Tenint en compte un pla de mostreig a 3 classes <sup>10</sup> amb els valors següents: n=10 m=100UFC/100ml M=1.000UFC/100ml c=3			

Qualitat 2.2 a) Reg de productes per a consum humà... b) Reg de pastures per a consum d'animals... c) Aqüicultura	1	1.000	35 mg/L	No es fixa límit	+Altres contaminants <sup>6</sup> + <i>Taenia saginata</i> i <i>Taenia solium</i> : 1 ou/L (si es reguen pastures per a consum d'animals productors de carn) +És obligatori fer la detecció de patògens <sup>11</sup> quan es repeteixi habitualment c=3 per M=1.000
	ou/10 L	UFC/100ml  Tenint en compte un pla de mostreig a 3 classes <sup>10</sup> amb els valors següents: n=10, m=1.000UFC/100ml M=10.000UFC/100ml c=3			

Qualitat 2.3 a) Reg localitzat de cultius llenyosos... b) Reg de cultius de flors ornamentals... c) Reg de cultius industrials.....	1	10.000	35 mg/L	No es fixa límit	+Altres contaminants <sup>6</sup> + <i>Legionella spp.</i> <sup>7</sup> 100UFC/L
	ou/10 L	UFC/100ml			

### 3. ÚS INDUSTRIAL

Qualitat 3.1 <sup>8</sup> a) Aigües de procés i neteja... b) Altres usos industrials	No es fixa límit	10.000	35 mg/L	15 UNT	+Altres contaminants <sup>6</sup> + <i>Legionella spp.</i> <sup>7</sup> 100UFC/L
		UFC/100ml			

Qualitat 3.1 c) Aigües de procés i neteja per a ús en la indústria alimentària	1	1.000	35 mg/L	No es fixa límit	+Altres contaminants <sup>6</sup> + <i>Legionella spp.</i> <sup>7</sup> 100UFC/L +És obligatori fer la detecció de patògens <sup>11</sup> quan es repeteixi habitualment c=3 per M=10.000
	ou/10 L	UFC/100ml  Tenint en compte un pla de mostreig a 3 classes <sup>10</sup> amb els valors següents: n=10, m=1.000UFC/100ml M=10.000UFC/100ml c=3			

Qualitat 3.2 a) Torres de refrigeració i condensadors evaporatius	1	Absència	5 mg/L	1 UNT	+ <i>Legionella spp.</i> Absència UFC/L (veure condicions d'aprovació i ús) <sup>12</sup>
	ou/10 L	UFC/100ml			

### 4. ÚS RECREATIU

Qualitat 4.1 <sup>8</sup> a) Reg camps de golf <sup>13</sup>	1	200	20 mg/L	10 UNT	+Altres contaminants <sup>6</sup> + <i>Legionella spp.</i> <sup>7</sup> 100UFC/L
		UFC/100ml			

ou/10 L

Qualitat 4.2						
a) Estanys, masses d'aigua i cabals ornamentals...	masses circulants	No es fixa límit	10.000 UFC/100ml	35 mg/L	No es fixa límit	+Altres contaminants <sup>6</sup> +P <sub>T</sub> : 2mgP/L (en aigua estancada)

## 5. ÚS AMBIENTAL

Qualitat 5.1						
a) Recarrega aqüífers per percolació...	aqüífers per	No es fixa límit	1.000 UFC/100ml	35 mg/L	No es fixa límit	N <sub>T</sub> 14: 10 mg N/L NO <sub>3</sub> : 25 mg NO <sub>3</sub> /L
Qualitat 5.2						Art.257 a 259 del RD 849/1986
a) Recarrega aqüífers per injecció directa	aqüífers per	1 ou/10 L	0 UFC/100ml	10 mg/L	2 UNT	
Qualitat 5.3						+Altres contaminants <sup>6</sup>
a) Reg de boscos... b) Silvicultura		No es fixa límit	No es fixa límit	35 mg/L	No es fixa límit	
Qualitat 5.4						
a) Altres ambientals....	usos		La qualitat mínima requerida s'estudiarà cas per cas			

<sup>1</sup> Considerar en tots el grups de qualitat al menys els gèneres: *Ancylostoma*, *Trichuris* i *Ascaris*.

<sup>2</sup> Han de sotmetre's a controls que assegurin el correcte manteniment de les instal·lacions.

<sup>3</sup> La seva autorització estarà condicionada a l'obligatorietat de la presència de doble circuit senyalitzat en tots els seus trams fins al punt d'ús.

<sup>4</sup> Unitats Formadores de Colònies (UFC)

<sup>5</sup> Unitats Nefelomètriques de Terbolesa (UNT)

<sup>6</sup> Altres contaminants (veure Annex II RD 849/1986) continguts en l'autorització d'abocament d'aigües residuals: s'haurà de limitar l'entrada d'aquests contaminants al medi ambient. En el cas de substàncies perilloses (veure Annex IV RD 907/2007) s'haurà d'assegurar el respecte de les NCAs (Normes de Qualitat Ambiental segons l'article 245.5 del RD 849/1986m, modificat pel RD 606/2003 del 23 de maig).

<sup>7</sup> El control de les poblacions de *Legionella spp.* es farà quan existeixi risc d'aerosolització.

<sup>8</sup> Quan existeixi un ús amb possibilitat d'aerosolització de l'aigua, és imprescindible seguir les condicions d'ús que assenyali, per a cada cas, l'autoritat sanitària, sense el compliment de les quals els usos no seran autoritzats.

<sup>9</sup> Característiques de l'aigua regenerada que requereixen informació addicional:

- Conductivitat: 3,0 dS/m
- Relació d'Adsorció del Sodi (RAS): 6 meq/L

$$RAS \text{ (meq/L)} = [Na] / \sqrt{([Ca]+[Mg])/2}$$

- Bor: 0,5 mg/L
- Arsènic: 0,1 mg/L
- Beril·li: 0,1 mg/L
- Cadmi: 0,01 mg/L
- Cobalt: 0,05 mg/L
- Crom: 0,1 mg/L
- Coure: 0,2 mg/L
- Manganès: 0,2 mg/L
- Molibdè: 0,01 mg/L
- Níquel: 0,2 mg/L
- Seleni: 0,02 mg/L
- Vanadi: 0,1 mg/L

<sup>10</sup> On  $n = n^{\circ}$  de unitats de la mostra;  $m =$  valor límit admissible pel recompte de bacteris;  $M =$  valor màxim permès pel recompte de bacteris;  $c =$  número màxim d'unitats de mostra que tenen un nombre de bacteris que es situa entre  $m$  i  $M$ .

<sup>11</sup> És obligatori portar a terme la detecció de patògens Presència/Absència (Salmonel·la, etc.) quan es repeteixi habitualment que  $c=3$  per  $M =$  màxim permès.

<sup>12</sup> Per a la seva autorització es requerirà:

- La aprovació, per l'autoritat sanitària, del Programa específic de control de les instal·lacions contemplat en el RD 865/2003, del 4 de juliol, pel qual s'estableixen els criteris higiènic-sanitaris per a la prevenció i control de la legionel·losi.
- Ús exclusivament industrial i en localitzacions que no estiguin ubicades en zones urbanes ni prop de llocs amb activitat pública o comercial.

<sup>13</sup> Si el reg s'aplica directament a la zona del sòl (degoteig, microaspersió) es fixen com a criteris els criteris del grup de qualitat 2.3.

Com podem veure després d'observar la Taula 5.10 els criteris de qualitat exigits per a la utilització d'aigües regenerades són nombrosos, contemplant tant la seguretat dels usos en si mateixos com la de les diferents tecnologies d'aplicació possibles. Des del punt de vista de la seguretat es requereix, en molts casos, que es determini si hi haurà o no accés directe de la població a les instal·lacions on es faran servir les aigües regenerades, la qual cosa implica la necessitat de normes de seguretat veritablement efectives en molts casos.

### 5.3.3 Anàlisi de mostres: paràmetres i tècniques

Els paràmetres seleccionats per a avaluar la qualitat de les aigües regenerades inclouen tota una sèrie de substàncies perilloses, nutrients, matèria orgànica i indicadors de contaminació microbiològica. Alguns d'ells s'han d'analitzar gairebé sempre, com són els indicadors microbiològics i de càrrega de matèria orgànica, d'altres en funció dels contaminants permesos en les autoritzacions originals dels abocaments d'aigües depurades i d'altres només per a usos molt concrets com és el cas dels nutrients.

Dins dels nutrients, s'ha de mesurar la concentració del fòsfor total ( $P_T$ ) en sistemes ornamentals d'aigües calmes (estancades), especialment, amb l'objectiu d'evitar processos d'eutrofització que poden produir el creixement excessiu de certs grups d'algues i cianobacteris amb la conseqüent generació de males olors entre d'altres problemes. Mentre es mesurin la concentració de nitrogen total ( $N_T =$  suma de nitrogen inorgànic i orgànic present) i de nitrats ( $NO_3$ ) quan les aigües regenerades es fan servir per recarregar aqüífers, el sistema emprat no és important. Si ens fixem en el valor de nitrats donat com a límit per a permetre el seu ús per a recarregar aqüífers, veiem que és més baix que la concentració màxima autoritzada per les aigües prepotables (50 mg  $NO_3/L$ ), ja que, de fet, en molts casos el que cal no és només recarregar si no també regenerar l'aqüífer diluint la concentració de nitrats presents. Així l'aigua es podrà emprar/extreure posteriorment dels aqüífers per a aigua de boca. Recordem que gran part de l'aigua que bevem s'extreu dels aqüífers, bona part dels quals es troba sobreexplotada i catalogada en risc de contaminació per nitrats, especialment per contaminacions relacionades amb activitats ramaderes de caràcter intensiu (contaminació per purins, per exemple).

Com a indicadors microbiològics s'han triat els helmints i diferents bacteris. Els helmints són paràsits intestinals humans que tenen formes variades i cicles complexos de reproducció. La seva transmissió es produeix mitjançant els ous i les larves que són eliminades amb els excrements de les persones infectades (malaltes). Els ous presenten un embolcall gruixut que els serveix de protecció i els permet sobreviure uns quants mesos, si l'ambient és humit i tenen temperatures mitjanes de 28°C. Les característiques epidemiològiques que fan dels helmints patògens entèrics causants d'infecció per contacte amb l'aigua que els porta són la seva alta persistència en el medi, la mínima dosis infecciosa necessària, la baixa resposta immune i la capacitat de restar en el sòl per llargs períodes de temps.

Els helmints que amb més freqüència causen malalties en l'home són:

- Cestodes:
  - *Taenia saginata* i *Taenia solium* (Teniasis, cisticercosis)
- Nematodes:
  - *Ascaris lumbricoides* (Ascariasis)
  - *Ancylostoma duodenale* (Anèmia, ancilostomiasis)
  - *Trichuris trichura* (Diarrea)

D'aquest grup cal controlar sempre els tres nematodes (Taula 5.10) i les tenies en determinats usos agrícoles (Qualitat 2.2. a, b i c).

Dins dels bacteris, hi ha diferents tipus de patògens que colonitzen el tracte intestinal i que s'eliminen amb els excrements. Probablement, els bacteris patògens més importants transmesos per l'aigua són *Salmonella typhi*, l'agent etiològic de les febres tifoides, i *Vibrio cholerae*, l'agent etiològic del còlera. Degut a que la seva detecció i recompte a nivell de laboratori són lents i laboriosos, s'ha cercat un grup alternatiu d'indicadors que siguin de més fàcil i ràpida detecció. El grup més emprat com a indicador és el dels bacteris coliforms.

Aquest grup el formen bacteris dels gèneres *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella* i *Enterobacter*. Aquests bacteris són eliminats en les deposicions humanes en una concentració promig de  $10^7$  organismes/g o  $10^9$  organismes/dia. Encara que el conjunt de bacteris coliforms sigui emprat com a indicador de contaminació fecal com a coliforms totals, aquests presenten un problema ja que alguns dels bacteris d'aquest grup no són d'origen fecal i es poden trobar de forma natural tant al sòl com a la vegetació; per tal de no sobrevalorar la contaminació fecal amb l'ús dels coliforms totals com a mesura, s'ha pres com a paràmetre indicador de contaminació fecal només *Escherichia coli*. Per què *E. coli*? Entre d'altres raons per ser exclusiva dels excrements d'animals homeotèrmics, com l'home, per l'existència de tècniques de quantificació i identificació d'aquests bacteris arreu del món, de manera que es disposa avui en dia de mètodes senzills, ràpids (resultats en 7 a 24 hores) i força econòmics. A més *E. coli* es troba en tots els materials i medis amb contaminació fecal recent (aigües residuals, aigües superficials, aigües subterrànies, aigües tractades ja siguin depurades o regenerades, sòls, fangs, aliments, superfícies en general, etc.). Aquest bacteri és l'únic del grup dels coliforms que satisfà totes les condicions que ha de tenir un indicador de contaminació fecal (Yates, 1992). Presenta com a avantatges addicionals característiques bioquímiques que faciliten la seva identificació. En proves de rutina es diferencia *E. coli* dels altres coliforms per la seva capacitat de produir indol i fermentar la glucosa de manera simultània a 44,5°C (Ovrusky, 2000).

Cal tenir en compte que, de totes maneres, s'ha de controlar la presència/absència de la resta de bacteris patògens fecals, especialment de *Salmonella*, quan s'obtenen els valors màxims permesos en totes les mostres analitzades en un mostreig.

També s'ha inclòs la identificació i quantificació de *Legionella spp.* quan les aigües regenerades puguin ser aplicades en aerosol o es produeixi l'aerosolització de les aigües com a conseqüència del sistema emprat en l'aplicació de les aigües regenerades dins d'un ús concret. Aquest bacteri és el causant de la legionel·losi que és una malaltia respiratòria aguda, que pot arribar a ser mortal en alguns casos.

Els mètodes analítics de referència pel conjunt de paràmetres considerats com a criteris de qualitat que es recomanen, encara que es puguin emprar d'altres sempre que estiguin validats i donin resultats comparables als obtinguts pels de referència, es poden trobar a la Taula 5.11. Pel cas de l'anàlisi de contaminants s'hauran d'acomplir els valors d'incertidat i límit de quantificació especificats a la Taula 5.12.

**Taula 5.11.** Paràmetres microbiològics i mètodes o tècniques de referència recomanats.

PARÀMETRE	MÈTODES O TÈCNIQUES ANALÍTIQUES DE REFERÈNCIA
Nematodes intestinals	Mètode Bailinger modificat per Bouhoum i Schwatzbrod. "Analysis of wastewater for use in agriculture" Ayres i Mara O.M.S. (1996)
<i>Escherichia coli</i>	Recompte de bacteris <i>Escherichia coli</i> β-Glururonidasa positiva
<i>Legionella spp.</i>	Norma ISO 11731 part 1: 1998 Qualitat de l'aigua. Detecció i enumeració de <i>Legionella</i> .
<i>Taenia saginata</i>	-----
<i>Taenia solium</i>	-----

**Taula 5.12.** Paràmetres i tècniques de referència recomanats per als diferents contaminants considerats, amb indicació de la incertitud màxima expandida (U) i el límit de quantificació (LC).

PARÀMETRE	TÈCNICA DE REFERÈNCIA	U <sup>1</sup>	LC <sup>2</sup>
Sòlids en suspensió	Gravimetria amb filtre de fibra de vidre	30%	5 mg/L
Terbolesa	Nefelometria	30%	0,5 UNT
Nitrats	Espectroscòpia d'absorció molecular Cromatografia iònica	30%	10 mg NO <sub>3</sub> /L
Nitrogen Total	Suma de Nitrogen Kjendahl, nitrats i nitrits	30%	3 mg N/L
Fòsfor Total	Espectroscòpia d'absorció molecular Espectroscòpia de plasma	30%	0,5 mg P/L
Substàncies perilloses	Cromatografia Espectroscòpia	Metalls: 30% Orgànics: 50%	30% de NCA <sup>3</sup>

<sup>1</sup> Incertitud màxima expandida amb un factor de cobertura de 2

<sup>2</sup> Límit de quantificació, és a dir, concentració mínima d'interès que pot determinar-se amb el nivell de incertitud requerit en la taula.

<sup>3</sup> NCA = Norma de Qualitat Ambiental (veure l'article 245.5 del RD 849/1986, de l'11 d'abril, modificat pel RD 606/2003 del 23 de maig).

### 5.3.4 Freqüència dels mostreigs i avaluació de la qualitat de les aigües regenerades.

La nova legislació per a reutilització d'aigües depurades (RD 1620/2007, del 8 de desembre) estableix un pla amb les freqüències mínimes de mostreig i anàlisi de cada paràmetre proposat (Taula 5.13) a l'hora d'establir els criteris de qualitat que permetin l'ús de les aigües regenerades (veure Taula 5.10). Aquest pla contempla la modificació obligatòria de la freqüència de mostreig en tres supòsits:

- Després d'1 any de control es podrà presentar una sol·licitud raonada per a deduir la freqüència d'anàlisi fins a un 50% per a aquells paràmetres amb presència probable en les aigües regenerades.
- Si el nombre de mostres amb concentració inferior al VMA (Valor Màxim Admissible) de la Taula 5.10, que es correspon amb l'Annex I.A de l'esmentat RD, és inferior al 90% durant els controls d'un trimestre (o fracció, en el cas de períodes d'explotació inferiors), es duplicarà la freqüència de mostreig pel període següent.
- Si el resultat d'un control supera en com a mínim un dels paràmetres els rangs de desviació màxima establerts en l'Annex I.C de l'esmentat RD (veure Taula 5.14), la freqüència de control del paràmetre que superi els rangs de desviació es duplicarà durant el resta del període en curs i el següent.

Els controls analítics del conjunt de paràmetres obligatoris i recomanats per a comprovar que es compleixen els criteris de qualitat de l'aigua regenerada s'han de realitzar a la sortida de la planta de regeneració i en tots els punts d'entrega a l'usuari.

**Taula 5.13.** Freqüències mínimes d'anàlisi de les aigües regenerades proposades per a cadascun dels paràmetres considerats en funció dels usos i nivells de qualitat necessaris.

Ús	Qualitat Nematodes intestinals	<i>Escherichia coli</i>	SS <sup>1</sup>	Terbolesa	N <sub>T</sub> i P <sub>T</sub>	Altres contaminants	Altres Criteris
----	--------------------------------	-------------------------	-----------------	-----------	---------------------------------	---------------------	-----------------

1.- Ús urbà	1.1 i 1.2	Quinzenal	2 cops setmana	Setmanal	2 cops setmana	----	L'Organisme de conca valorarà la freqüència d'anàlisi sobre la base de l'autorització d'abocament i del tractament de regeneració.	Mensual
2. Ús agrari	2.1	Quinzenal	Setmanal	Setmanal	Setmanal	----		Mensual
	2.2	Quinzenal	Setmanal	Setmanal	----	----		Quinzenal
	2.3	Quinzenal	Setmanal	Setmanal	----	----		----
3. Ús industrial	3.1	----	Setmanal	Setmanal	Setmanal	----		Mensual
	3.2	Setmanal	3 cops setmana	Diària	Diària	----		
4. Ús recreatiu	4.1	Quinzenal	2 cops setmana	Setmanal	2 cops setmana	----	----	
	4.2	----	Setmanal	Setmanal	----	Mensual	----	
5. Ús ambiental	5.1	----	2 cops setmana	Setmanal	----	Setmanal	----	
	5.2	Setmanal	3 cops setmana	Diària	Diària	Setmanal	Setmanal	
	5.3	----	----	Setmanal	----	----	----	
	5.4						Freqüència igual a l'ús més similar	

<sup>1</sup> SS= sòlids en suspensió

La qualitat de les aigües regenerades es considerarà adequada a les exigències de l'esmentat reial decret si en els controls analítics d'un trimestre, o fracció quan el període d'explotació sigui inferior, s'acompleixi simultàniament:

- El 90% de les mostres tindran resultats inferiors als VMA en tots els paràmetres especificats en l'Annex I.A. del RD (veure Taula 5.10).
- Les mostres que superin el VMA de l'Annex I.A nos sobrepassin els límits de desviació màxima establerts a continuació (Taula 5.14).
- Per les substàncies perilloses s'haurà d'assegurar el respecte de les Normes de Qualitat Ambiental (NCA en castellà) en el punt d'entrega de les aigües regenerades segons la legislació pròpia d'aplicació.

**Taula 5.14.** Límits de desviació màxima establerts per als paràmetres especificats en la valoració de la qualitat de les aigües regenerades.

PARÀMETRE	LÍMIT DE DESVIACIÓ MÀXIMA*
Nematodes intestinals	100% del VMA
<i>Escherichia coli</i>	1 unitat logarítmica
<i>Legionella spp.</i>	1 unitat logarítmica
<i>Taenia saginata</i>	100% del VMA
<i>Taenia solium</i>	100% del VMA
Sòlids en suspensió	50% del VMA
Terbolesa	100% del VMA
Nitrats	50% del VMA
Nitrogen Total	50% del VMA
Fòsfor Total	50% del VMA

\*S'entén per desviació màxima la diferència entre el valor mesurat i el VMA

L'incompliment dels criteris de qualitat establerts per als diferents usos de les aigües regenerades tindrà com a efecte la suspensió del subministrament de l'aigua regenerada en els casos en els que no compleixin els criteris de conformitat i i iii esmentats en el paràgraf precedent. També es suspendrà el subministrament si en un segon control, fet 24 hores després de detectar-se en el control previ que es superaven en un paràmetre els límits de desviació màxima de la taula anterior (Taula 5.14), encara persisteixi la mateixa situació. El subministrament es podrà reiniciar quan s'hagi pres les mesures oportunes en relació al tractament aplicat per què la incidència no es torni a produir, i s'hagi constatat que l'aigua regenerada aconsegueix els VMA de l'Annex I.A.

#### 5.4. USOS AMBIENTALS DE L'AIGUA REGENERADA I IMPACTE DE L'ABOCAMENT DE L'EFLUENT DEL SISTEMA DE TRACTAMENT AL MEDI RECEPTOR

En l'apartat precedent ha quedat recollida una part dels possibles usos ambientals de l'aigua regenerada i el seu control, com la recarrega d'aqüífers, el reg de boscos i altres zones, siguin naturals o no, com la silvicultura, per exemple, que en realitat és un ús agrari encara que la legislació el consideri ambiental. El que resta per definir respecte dels usos ambientals de l'aigua regenerada són tots aquells on aquesta serà emprada per a la conservació d'ecosistemes aquàtics naturals, ja sigui per a mantenir el nivell d'inundació en les zones humides o els cabals de manteniment dels rius, per exemple.

D'altra banda, actualment s'aboquen directament a les diferents masses d'aigua superficials els efluents que provenen de diferents plantes i sistemes de tractament d'aigües, sense que es faci amb criteri d'ús ambiental, però aquest s'ha d'incloure sempre que un efluente s'aboqui a un medi aquàtic natural, ja que aquest medi ha de mantenir una qualitat i un estat ecològic d'acord amb la proposta que s'hagi fet per a la implantació de la Directiva Marc de l'Aigua (DMA). Així doncs, caldrà fer, com a mínim, un balanç entre el cabal del riu i de l'efluent i les seves carregues de compostos (orgànics, inorgànics, etc.) per tal que l'abocament de l'efluent no canviï les condicions del medi impeding-ne el



manteniment de les comunitats naturals pròpies que hi viurien si l'abocament no s'hagués produït. Això fa que considerem que tots els abocaments que provenen d'una EDAR s'haurien de considerar com a aigües per a ús ambiental i rebre els tractaments necessaris per a complir els requisits de les aigües regenerades destinades específicament a aquests usos.

En tots aquests casos cal que es tingui en consideració la conservació de tot l'ecosistema, pel control del qual s'ha d'emprar indicadors propis dels diferents tipus d'ecosistema. Si tenim en compte què diu la Directiva Marc de l'Aigua (DMA), caldrà cercar el tipus de bioindicador o índex a les comunitats biològiques que els habiten, així com triar les variables del medi que més incideixin en aquestes comunitats (Taula 5.15).

**Taula 5.15.** Indicadors de qualitat per a la classificació de l'estat ecològic de les aigües superficials.

<b>RIUS</b>	<b>LLACS</b>	<b>AIGÜES TRANSICIÓ</b>	<b>DE AIGÜES COSTANERES</b>
<b>Indicadors biològics</b>			
Composició i abundància de la flora aquàtica	Composició, abundància i biomassa del fitoplàncton	Composició, abundància i biomassa del fitoplàncton	Composició, abundància i biomassa del fitoplàncton
Composició i abundància de la fauna bentònica d'invertebrats	Composició i abundància d'altres tipus de flora aquàtica	Composició i abundància d'altres tipus de flora aquàtica	Composició i abundància d'altres tipus de flora aquàtica
Composició, abundància i estructura d'edats de la fauna ictiològica	Composició i abundància de la fauna bentònica d'invertebrats	Composició i abundància de la fauna bentònica d'invertebrats	Composició i abundància de la fauna bentònica d'invertebrats
	Composició, abundància i estructura d'edats de la fauna ictiològica	Composició i abundància de la fauna ictiològica	
<b>Indicadors hidromorfològics que afecten als indicadors biològics</b>			
Règim hidrològic: -cabals i hidrodinàmica del flux de les aigües -connexió amb masses d'aigua subterrània	Règim hidrològic: -volums i hidrodinàmica del llac -temps de permanència -connexió amb aigües subterrànies	Règim de mareas: -flux d'aigua dolça -exposició a l'onatge	Règim de mareas: -direcció dels corrents dominants -exposició a l'onatge
Condicions morfològiques -variació de la profunditat i amplada del riu -estructura i substrat del llit fluvial -estructura de la zona riberenca	Condicions morfològiques -variació de la profunditat del llac -quantitat, estructura i substrat del llit del llac -estructura de la zona riberenca	Condicions morfològiques -variació de la profunditat -quantitat, estructura i substrat del llit -estructura de la zona d'oscil·lació de la marea	Condicions morfològiques -variació de la profunditat -estructura i substrat del llit costaner -estructura de la zona riberenca intermareal
Continuïtat del riu			
<b>Indicadors químics i fisicoquímics que afecten als indicadors biològics</b>			
Generals: -Condicions tèrmiques -Condicions d'oxigenació -Salinitat -Estat d'acidificació -Condicions relatives als nutrients	Generals: -Transparència -Condicions tèrmiques -Condicions d'oxigenació -Salinitat -Estat d'acidificació -Condicions relatives als nutrients	Generals: -Transparència -Condicions tèrmiques -Condicions d'oxigenació -Salinitat -Condicions relatives als nutrients	Generals: -Transparència -Condicions tèrmiques -Condicions d'oxigenació -Salinitat -Condicions relatives als nutrients
Contaminants específics:			

-Contaminació produïda per totes les substàncies prioritàries de les quals s'hagi observat l'abocament a la massa d'aigua.

-Contaminació produïda per d'altres substàncies de les quals s'hagi observat l'abocament en quantitat significatives a la massa d'aigua

---

En aquesta taula no es troben les masses d'aigua superficial artificials com els embassaments, per exemple, ni les masses d'aigua molt modificades. Per a totes elles, els elements a considerar per a avaluar la seva qualitat seran els mateixos que es recomanen per a la categoria de massa d'aigua superficial natural a la que més s'assemblin en cada cas. En el cas esmentat d'un embassament, farem servir els mateixos indicadors que es fan servir pels llacs, encara que es poden desestimar algun dels indicadors biològics com per exemple els tipus de flora aquàtica tret del fitoplàncton, ja que en la major part dels embassaments el nivell del volum d'aigua oscil·la molt i la flora bentònica no és un indicador massa bo en aquests casos.

#### **5.4.1. Eines de control**

Passem ara a veure amb un xic més de profunditat perquè s'ha recomanat determinats bioindicadors i paràmetres del medi pel control de la qualitat i l'estat ecològic de les masses d'aigua continentals. No tractarem les aigües de transició o costaneres, ja que des del punt de vista dels abocaments d'aigües residuals humanes, en el cas de les aigües costaneres es fa servir emissors per a allunyar l'abocament de les platges i el control de l'impacte d'aquests emissors requereix d'un seguiment específic en cada cas. En el cas de les aigües de transició, es fa servir també un emissari marí, normalment, o s'aboca en un sistema continental, ja sigui un riu o una zona humida dins l'àrea mediterrània ibèrica. Volem remarcar també que en aquestes zones de transició continent - mar s'estan emprant aigües regenerades per tal de recarregar els aqüífers amb l'objectiu d'aturar la penetració de la falca salina en els sòls i freàtics continentals.

##### **5.4.1.1 Bioindicadors i índexs biòtics**

Els ecosistemes aquàtics continentals d'aigües superficials tenen dos tipus d'organització. Uns tenen una organització fonamentalment vertical, amb temps llargs de residència de l'aigua com són estanys, embassaments i llacunes somes, on els productors primaris (organismes que realitzen la fotosíntesi) són planctònics i bentònics, alhora que la importància relativa d'ambdós grups depèn bàsicament de la fondària i la concentració de nutrients. I els sistemes fluvials, en totes les seves categories (rius, rieres, torrents, etc.), on el component horitzontal del transport associat al flux de l'aigua condiona tot l'ecosistema, amb taxes elevades de renovació de l'aigua i on els productors primaris són bentònics, fonamentalment. En els rius, el plàncton només apareix en els de grans dimensions que tenen fondàries prou importants i un transcórrer prou lent com per a permetre l'existència i permanència del component fitoplanctònic.

En general els bioindicadors recomanats inclouen totes les comunitats dominants, plàncton, bentos i nècton, així com els diferents estrats tròfics del sistema, productors primaris i consumidors secundaris, ja siguin aquests últims invertebrats o peixos.

##### **5.4.1.1.1 Flora aquàtica**

L'aproximació a la flora aquàtica és molt diferent segons es tracti de fitoplàncton o fitobentos. El fitoplàncton s'aborda a nivell de concentració de pigments fotosintètics com la clorofil·la a total, la clorofil·la a de cianobacteris o les específiques d'altres grups del fitoplàncton. Aquestes concentracions es mesuren mitjançant sondes fluorimètriques que permeten d'obtenir fàcilment les dades corresponents a diferents grups de productors primaris planctònics (cianobacteris, cloròfits, diatomees, etc.) i a diferents profunditats, donant informació pel conjunt de la columna d'aigua. La importància dels diferents grups planctònics també s'obté mitjançant l'estima dels seus percentatges, els quals s'obtenen amb recomptes a partir de mostres fresques o fixades amb lugol, ja sigui directament al microscopi, amb tècniques d'anàlisi d'imatge o amb comptadors de partícules.

La flora bentònica es compon de cianobacteris (algues verd-blaves), rodòfits (algues vermelles), xantòfits (algues marrons), cloròfits (algues verdes), diatomees, briòfits (molses), pteridòfits (falgueres) i fanerògames. El fitobentos es considera un indicador extremadament bo de la qualitat ambiental (Whitton *et al.*, 1991; Pan *et al.*, 2000). Les algues, ja sigui en el seu conjunt o algun grup concret com les diatomees, solen ser els grups més freqüentment emprats com a bioindicadors, especialment pel fet de ser grups presents a tots els ecosistemes i a totes les altituds que permeten generar índexs que inclouin totes les tipologies possibles dels diferents ecosistemes aquàtics. A més, la major part són espècies de cicle ràpid (estrategs de la r) que permeten detectar canvis a curt termini de les condicions

de qualitat dels ecosistemes aquàtics. Així mateix, tant el creixement com la composició de les comunitats d'algues responen de forma previsible davant dels canvis de pH, conductivitat, enriquiment de nutrients, contaminants orgànics, pesticides i altres contaminants específics (Round 1981; Stevenson *et al.*, 1996; Biggs i Kilroy, 2000). Cal tenir en compte que les algues bentòniques, en viure fixades al substrat, quan són exposades a una pertorbació han d'adaptar-se o desapareixen. Per això, les comunitats algals bentòniques d'un lloc concret proporcionen una resposta integrada a la qualitat de l'aigua i a la resta de condicions ambientals.

Al contrari, grups com les molles i les fanerògames, amb cicles anuals, o més llargs, poden donar informació de canvis i pertorbacions per períodes més llargs de temps. Emperò, tenen certs límits, com poden ser limitacions altitudinals en llacs o de substrat present a la llera (grans pels briòfits, sorres i graves per a les fanerògames, p.ex.). Aquest grups aïlladament no permeten el seu ús com a bioindicadors en tots els tipus de masses d'aigua continentals, per la qual cosa solen emprar-se conjuntament amb la resta de productors primaris o bé en certs ecosistemes concrets (llacunes i estanys).

Normalment per a avaluar la qualitat amb el fitobentos, es fa servir índexs de riquesa (número d'espècies presents), d'abundància/composició (cobertura del llit o la llera), de conservació (número d'espècies al·lòctones) i de tolerància/nivell d'eutròfia (sistema dels saprobis, veure Kolwitz i Marsson 1909, p.ex.; índex de diatomees IPS- CEMAGREF, 1962) i valor indicador de qualitat (IVAM, Moreno *et al.*, 2005).

Per a poder fer un bon ús de la flora aquàtica com a bioindicador de qualitat i estat ecològic, el que cal primer és tenir un coneixement ampli i profund de les comunitats florístiques que es vulgui emprar, tan en les seves distribucions en les diferents masses d'aigua com de la seva biologia i ecologia (Leira i Sabater, 2005; Tison *et al.*, 2005). De manera que el primer que cal és aprofundir en l'estructura, composició i dinàmica de les comunitats florístiques dels nostres ecosistemes aquàtics, abans de caure en la temptació de transposar qualsevol índex creat per a una àrea geogràfica europea o americana concreta, a una altra àrea/país on no es té la informació de base necessària per a implementar el seu ús i fer una acurada validació de la seva aplicació.

Donat el fet que l'aplicació de les comunitats d'algues bentòniques com a indicadores de la qualitat ecològica és més complexa en els sistemes fluvials, creiem convenient dedicar un apartat a conèixer el seu estat de desenvolupament i el seu ús actual des de la perspectiva de la DMA.

#### 5.4.1.1.1 Comunitats d'algues com a indicadors de la qualitat ecològica dels sistemes fluvials.

La quantitat i tipologia dels productes que arriben contínuament a les aigües continentals i que potencialment o real, poden afectar a la salut dels ecosistemes aquàtics, no deixa de créixer. Entre aquests productes s'hi troben nutrients i matèria orgànica, però també tòxics que creixen en nombre i diversitat any rere any, tenint efectes desconeguts sobre la biota. Per altra banda, els sistemes aquàtics naturals poden ser degradats per una multitud de raons físiques (alteració de lleres, variació de la coberta vegetal, variacions sobtades de cabal, etc.). Així doncs, ens trobem amb una gran diversitat de pertorbacions, que causen respostes complexes en els ecosistemes i en els organismes que els habiten.

Més enllà de la necessitat òbvia de caracteritzar la naturalesa i el comportament d'aquests elements perturbadors dels sistemes naturals, una manera d'aproximar-se a aquesta anàlisi és a partir de l'ús dels organismes com a indicadors biològics. La utilització dels organismes com a indicadors de la qualitat ecològica de les aigües té precedents il·lustres a Catalunya. En efecte, el professor Ramon Margalef va ser l'iniciador dels estudis en què s'utilitzaven els organismes que habiten les aigües dolces i salabroses continentals per a indicar la "salut ecològica" de les masses d'aigua. Dels anys 1950s i 1960s daten nombroses obres de descoberta de les masses d'aigua, petites i grans, de Catalunya i molts altres indrets de l'Estat Espanyol. Entre elles destaca els "*Organismos Indicadores en la Limnología*", obra cabdal en l'intent de relacionar organismes i qualitat de l'aigua. Aquest estudi incloïa tant algues com d'altres organismes (ciliats, flagel·lats, rotífers, crustacis...). En la pràctica, però, l'ús que s'ha fet de les algues com a indicadores de l'estat ecològic de les aigües continentals ha estat més erràtic que el d'altres organismes, principalment macroinvertebrats o peixos. Aquest panorama ha estat aclarit per la progressiva implementació de la Directiva Marc de l'Aigua, que reclama l'ús complementari de les algues (fitoplàncton i fitobentos), macròfits, macroinvertebrats i peixos com a indicadors de l'estat ecològic de rius, llacs i embassaments, així com d'estuaris i aigües costaneres. La Directiva reconeix, doncs, la capacitat diferenciada i complementària que tenen cadascun d'aquests grups d'organismes per a assenyalar un o altre tipus de pertorbacions.

Les algues són organismes de petita grandària, elevada taxa de renovació i alta especificitat de resposta davant de canvis en els factors ambientals, sobretot els que tenen caràcter químic. Per tal

d'usar adequadament la potencialitat d'aquests organismes, que al capdavant poden ser indicadors de les pertorbacions, autèntic "semàfor" biològic dels efectes transitoris o perdurables sobre la qualitat o l'estat dels ecosistemes, ens cal fer l'adaptació al nivell d'exigència de la situació actual. Això comporta: i) conèixer la seva resposta específica davant la diversitat de pertorbacions que abans esmentàvem, ii) discernir quines són causes naturals i quines les degudes a pertorbacions antropogèniques.

Les comunitats d'algues poden aportar a la diagnosi de l'estat ecològic la detecció primerenca de l'efecte de les pertorbacions sobre la salut dels ecosistemes aquàtics. En totes les polítiques ambientals europees el terme "biodiversitat" ha trobat ressonància, sobretot per les circumstàncies que l'envolten negativament. La destrucció d'hàbitats, la sobreexplotació dels sistemes naturals i els impactes contaminants duen a una constant pèrdua de biodiversitat, que ha de ser avaluada molt estretament. La biodiversitat és un element clau de la integritat ecològica d'un sistema. La integritat ecològica es pot mesurar en funció de la composició, estructura i funció de les espècies natives en un ecosistema, comparada amb les condicions que prevaldrien en condicions d'escassa o nul·la influència humana. Cal, doncs, posar atenció en les diferents dimensions ecològiques, considerant no solament les espècies i comunitats naturals, sinó també els processos ecològics que les impliquen, i que constitueixen les respostes a possibles pertorbacions.

+ Principals pertorbacions que afecten als sistemes fluvials i resposta potencial per part de les comunitats d'algues.

Cap consideració assenyada de l'estat ecològic d'un sistema fluvial pot separar-se de la visió integrada que proporciona la conca. Vegetació, pendent, litologia, hidrologia i usos del sòl es manifesten en l'espai físic de la conca, de la qual el riu representa el sistema nefrític, l'expressió en termes de qualitat de l'aigua i qualitat de l'hàbitat. Aquestes característiques són diferents per als trams alts, migs o baixos. Per tant, les pertorbacions que afecten als sistemes fluvials tindran efectes diferenciats segons el tram que estiguem considerant. Aquestes pertorbacions poden separar-se en:

- Alteracions de l'hàbitat fluvial:
  - alteració de l'estructura i funcionalitat de la vegetació de ribera
  - simplificació del canal fluvial (eliminació de meandres, construcció de defenses)
  - alteració del llit fluvial (retirada de fusta, extracció d'àrids, cimentació del llit)
  - existència d'obstacles (represes, embassaments)
  - retirada d'aigua, afectant la hidrologia i geomorfologia fluvials
  
- Alteracions de la qualitat física i química de l'aigua
  - variacions de la temperatura, associades generalment a l'alteració de la vegetació de ribera o a efluents de major temperatura
  - oscil·lacions marcades d'oxigen dissolt, ja sigui associades a l'alteració de la vegetació de ribera, ja a l'entrada de matèria orgànica
  - abocaments locals de nutrients i matèria orgànica (ja sigui per entrada de xarxes de clavegueram o per causa de depuració incompleta de les aigües)
  - aportacions difoses de nutrients i matèria orgànica, per activitats agrícoles o ramaderes.
  - entrada de tòxics, per causa d'activitats agrícoles, urbanes i industrials.

Aquestes alteracions poden causar un/s efecte/s determinats en les comunitats d'algues del sistema fluvial, que poden detectar (i permeten advertir) l'efecte sobre el sistema (Taula 5.16).

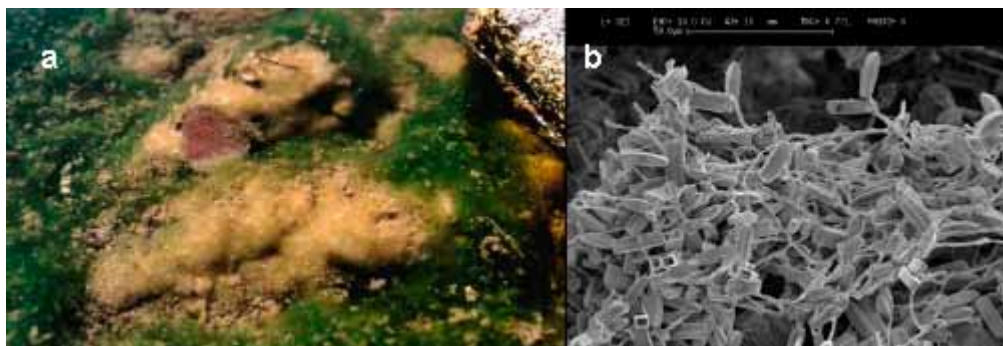
**Taula 5.16.** Principals variables (naturals o amb origen en l'activitat de l'home) que poden afectar a les comunitats algals en els ecosistemes fluvials i resposta esperada per a cada cas.

VARIABLES	CONDICIÓ	RESPOSTA DE LA COMUNITAT D'ALGUES
HIDROLÒGIQUES	Arrossegament per l'aigua i/o abracció per sediments (rius mediterranis) Dessecació	Poca biomassa. Selecció d'espècies resistents a l'arrossegament Adaptacions morfològiques Adaptacions a la dessecació
SUBSTRAT	Substrat mòbil (sorres o llims) dominant Acumulació de sediments	Selecció d'espècies adaptades

		Limitació en la biomassa. Selecció d'espècies adaptades
LLUM	Condicions d'alta o baixa lluminositat Terbolesa de l'aigua elevada	Selecció d'espècies adaptades a les condicions lumíniques de molta llum o poca llum Limitacions a la biomassa algal
QUÍMICA DE L'AIGUA	Condicions de continguts baixos de nutrients Condicions de continguts alts de nutrients Aigües àcides- bàsiques Presència de tòxics	Espècies adaptades a l'oligotròfia, alta diversitat Espècies tolerants a l'eutròfia, baixa diversitat Selecció d'espècies tolerants & Adaptacions fisiològiques Selecció d'espècies & Adaptacions fisiològiques específiques
TEMPERATURA	Variacions diàries Variacions estacionals Variacions a llarg termini (canvi climàtic)	Sense resposta Canvis estacionals en la composició d'espècies Canvi en la composició i estructura de les comunitats
VARIACIONS SALINITAT	DE Gradient de salinitat Variacions estacionals de la salinitat	Selecció d'espècies adaptades Selecció d'espècies & Adaptacions fisiològiques
EFFECTES BIOLÒGICS	Ingestió per herbívors (invertebrats, peixos) Infeccions (bacteris, fongs, virus)	Disminució de la biomassa Selecció d'espècies de mida petita i/o fortament enganxades Espècies resistents a la infecció; Canvis en l'abundància i en la composició

- Ús de les algues com a indicadores: sensibilitat i potencial.

Les algues són organismes microscòpics que estan presents en els diferents compartiments fluvials, i els principals productors primaris que es troben en aquests sistemes. El seu creixement està associat a la disponibilitat de llum i de nutrients. Taxonòmicament, la comunitat de les algues està constituïda per diferents grups, cadascun amb adaptacions específiques. De tots ells, les diatomees representen el 80% de les espècies presents (Fig. 5.4).



**Figura 5.4.** Diatomees: a) aspecte general de la comunitat d'algues bentòniques al riu La Muga, les masses marrons són diatomees i les verdes cloròfits; b) detall al MES d'un biofilm dominat per diatomees.

Les diatomees tenen un exosquelet silícic característic, que proporciona una informació fiable de la seva caracterització taxonòmica. A diferència d'altres grups d'organismes, (com el dels macroinvertebrats, en el que la identificació a nivell de família o gènere permet una diagnosi ambiental correcta), per a les diatomees cal arribar a la determinació a nivell d'espècie per a fer-ne un ús complet

correcte en la diagnosi de l'estat ecològic. Per contra, aquests organismes permeten discernir amb fiolor les possibles variacions en les característiques físiques i químiques del riu.

La resposta de les espècies de diatomees s'expressa en l'afinitat pels nutrients, o en la tolerància a condicions de diferent lluminositat, velocitat del corrent, o presència d'un tòxic, per citar alguns dels factors que poden afectar la seva presència i abundància. Així, algunes espècies de la comunitat es mostraran tolerants, mentre que d'altres no podran sobreviure a aquestes condicions i deixaran pas lliure a les més tolerants. Aquest desenvolupament segueix les regles de la competència interespecífica (Tilman and Kilham, 1976). Per tant, obtenim una expressió a nivell de comunitat, composició d'espècies i abundància relativa de cadascuna.

També l'abundància total de la comunitat d'algues (mesurada sovint com a concentració de clorofil·la) és un indicador rellevant de l'estat ecològic del sistema, i sobretot del seu nivell tròfic. Valors més enllà de 100 mg m<sup>-2</sup> de clorofil·la (en condicions de plena il·luminació) són considerats problemàtics per als sistemes (Biggs 2000).

+ Tractament i interpretació de les dades per tal d'emetre una diagnosi de l'estat ecològic de la massa d'aigua estudiada.

L'ús dels índexs és una de les pràctiques més freqüents per a resumir el valor indicador de les comunitats d'algues. L'ús dels índexs de diatomees és ara molt estès i quasi una qüestió rutinària. En el context internacional i més concretament en l'europeu existeixen actualment més de vint mètodes diferents que avaluen la qualitat de l'aigua dels rius a partir de les diatomees bentòniques. Aquests mètodes es diferencien segons l'objectiu que es persegueix (avaluació de la qualitat general de l'aigua, del nivell tròfic o de l'efecte de la concentració de fòsfor) i la metodologia emprada per a expressar els resultats obtinguts. Això no obstant, no hi ha actualment un únic mètode estandarditzat i que funcioni per a tots els rius d'Europa i cal que els diferents països adequin els índexs existents a les característiques ecològiques dels seus rius.

La major part dels índexs de diatomees estan inspirats en el sistema dels saprobis de Kolkwitz and Marsson (1909). Tanmateix, els índexs de diatomees prenen en consideració l'estructura de la comunitat, és a dir no sols la composició sinó també l'abundància de cadascun dels tàxons. La major part dels índexs estan calculats segons la mètrica desenvolupada per Zelinka & Marvan (1961): Aquesta fórmula considera la suma de l'abundància de les diferents espècies, influïda per la seva *sensibilitat* davant la pertorbació, i pel seu *valor indicador* (i que ve a reflectir el contrari de l'inespecificitat a la situació problema).

$$ID = \frac{\sum_{j=1}^n a_j s_j v_j}{\sum_{j=1}^n a_j s_j}$$

essent

*a*: abundància relativa

*s*: valor de sensibilitat d'una espècie en front del grau de pertorbació (1 a 4).

*v*: valor indicador (bon indicador/mal indicador de 1 a 5).

*n*: nombre d'espècies

Precisament aquests valors de sensibilitat i valor indicador són els que poden variar segons les característiques autoecològiques locals, i així és possible que el seu ús estigui subjecte a lleugeres variacions regionals, cosa que cal tenir en compte en utilitzar-los en sistemes que divergeixin respecte de les condicions en les que han estat descrits.

La major part dels índexs de diatomees són, doncs, variacions respecte de la proposta de Zelinka & Marvan. L'índex de Descy va partir d'una anàlisi multivariant de correspondències, que li va permetre associar les comunitats de diatomees amb les característiques ambientals dels espais on vivien en l'àmbit dels rius atlàntics del centre-nord europeu. Un altre índex usat abastament, "l'Indice de Polluosensibilité" (IPS), ha estat implementat a les Agències de l'Aigua franceses (Cemagref 1982) i és un dels més emprats fins al present. L'IBD ("Indice Biologique des Diatomées") és un índex simplificat que prové de l'anterior. Descy i Coste van provar de fer un índex d'ampla difusió com a estàndard que funcionés en la major part del continent europeu (Descy & Coste, 1991), i així el van nomenar "índex CEE". L'índex era un intent de "manualitzar" l'obtenció dels números mitjançant una graella, però l'aplicació de l'índex no ha estat tan generalitzada com hom esperava.

Finalment, hi ha d'altres índexs dissenyats per a expressar l'impacte d'un factor sobre la comunitat biològica, tal com les variacions del pH o dels fosfats. Entre els primers, hi ha l'índex de Van Dam (1995), formulat a partir de problemes d'acidificació de les aigües d'Holanda. Entre els segons, es pot destacar l'índex de Kelly & Whitton (1995), que ha estat desenvolupat per encàrrec de la National River Authority anglesa, i que s'usa en aquell país per tal de detectar l'efecte de les contaminacions causades pels fosfats (eutrofització). L'aparició del paquet d'índexs OMNIDIA (<http://www.club-internet.fr/perso/clci>) ha facilitat el càlcul dels diferents índexs comentats fins aquí.

+ Potencialitats i limitacions en l'aplicació dels índexs.

Tot i la diversitat dels índexs desenvolupats fins al moment, les possibles complicacions en el seu ús poden aparèixer quan les concentracions de nutrients o de matèria orgànica no són els protagonistes del gradient ambiental. Aquest és un fet freqüent en indrets poc pertorbats, però no tant en sistemes sotmesos a l'acció humana. També s'ha trobat imprecisions quan les influències són degudes a causes molt diverses; aquest és el cas, no gens estrany, de la possible aparició d'alteracions degudes a l'abundància de nutrients, l'alteració de l'hàbitat i l'entrada de tòxics (Sabater, 2000). El valor predictiu dels índexs també pot ser afectat per factors biogeogràfics o biogeoquímics (Potapova and Charles, 2002). Una correcta diagnosi ha de considerar, doncs, quina és la part d'informació subministrada per l'índex que és deguda a la influència de la pertorbació i quina altra és relacionada amb característiques ecorregionals (Douglas and Smol, 1995). En aquest sentit, les tècniques multivariants (ter Braak and Verdonschot, 1995) constitueixen un excel·lent contrapunt a l'ús dels índexs, ja que fan possible una avaluació independent de l'ordenació de les comunitats en relació amb els factors ecològics responsables d'aquesta distribució. La metodologia dels anàlisis multivariants s'ha aplicat arreu i s'ha demostrat útil per a avaluar les causes que afecten les comunitats de diatomees, sobretot quan existeix un gradient de condicions prou ampli (Martínez de Fabricius *et al.*, 2003; Leland & Porter, 2000). En particular, la tècnica de la partició de la variància (Borcard *et al.*, 1992) associada als anàlisis d'ordenació pot fer possible separar els factors regionals dels específics que poden afectar la distribució de les comunitats de diatomees. A tall d'exemple, Leira & Sabater (2005) van determinar que el gradient que definia l'ordenació de les comunitats de diatomees en rius catalans era una barreja de factors fisiogràfics, físics i antropogènics (essent aquests la contaminació orgànica o l'excés de nutrients). Moltes espècies tenien una fracció significativa de la seva variància explicada per factors fisiogràfics.

- Reptes en l'aplicació de les algues com a indicadores de la qualitat ecològica en els sistemes aquàtics.

Amb el benentès que les Administracions faran una implementació progressiva de les directrius de la Directiva Marc de l'Aigua, amb un horitzó final el 2015, el que cal des de les Universitats i centres de recerca és anar polint les eines necessàries per tal de fer realitat aquest objectiu. Els principals reptes a cobrir per a aconseguir l'ús estès i fiable de les algues com a indicadores, passen per ampliar el nostre coneixement en diferents aspectes, que ara passo a detallar.

1. Aprofundir en el coneixement de les espècies.

Es necessari definir correctament l'adscripció taxonòmica de les espècies. Per bé que no tenim dubtes en moltes espècies, que són ben consistents en la seva morfologia, altres tàxons de diatomees (i altres algues) es caracteritzen per una gran variabilitat morfològica, que comporta dubtes sobre la seva identitat. Això ha portat a una certa subjectivitat en l'assignació de les denominacions, i el que és pitjor a una incertesa en la definició de l'espècie, la qual cosa té com a conseqüència una certa confusió taxonòmica. Per a l'ecòleg, i també per al gestor, aquesta confusió comporta una gran complicació a l'hora d'assignar les característiques autoecològiques de les espècies que formen la comunitat, i per tant en el seu ús com a bioindicadores.

Cal, doncs, fer un esforç en el progressiu coneixement de les espècies indicadores en els sistemes continentals del nostre país pel rang de condicions ambientals que s'hi donen, principalment el d'aquelles que són clau per a la diagnosi ambiental, i la imprecisió en la determinació de les quals pot fer errar en la diagnosi. És probable que calgui estudiar en detall les variacions que algunes espècies experimenten al llarg dels gradients ambientals. Alguns experiments en cultius han demostrat que hi ha dubtes que es poden resoldre amb aquesta metodologia, però queda molt camí per recórrer. També és probable que ens puguem beneficiar de l'avenç en les eines genètiques, que poden clarificar les relacions entre els tàxons.

2. Relacionar les característiques de les espècies i de les comunitats de diatomees i altres algues amb les dades ecològiques dels sistemes en què es troben.

En efecte, és essencial poder efectuar l'adequada connexió entre la correcta taxonomia de les espècies amb els caràcters geomorfològics, físics i químics que caracteritzen els ambients en els

quals es troben. Ens cal determinar amb certesa els òptims de distribució de les espècies, així com les seves respostes davant de les variacions ambientals. Ara per ara, el coneixement ecològic dels nostres sistemes és incomplet, tant pel que fa a les condicions de referència (sistemes no pertorbats), com quan es donen alteracions per causes humanes.

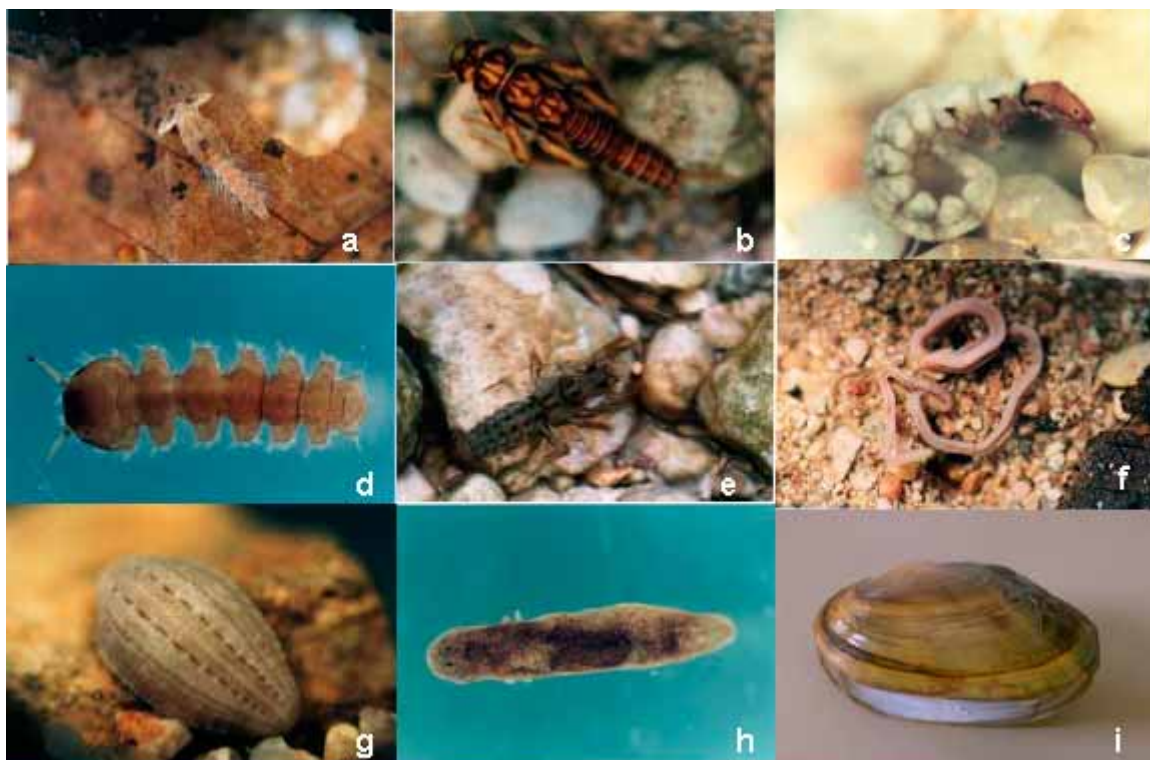
En un moment de gran complexitat ambiental, que comporta l'arribada de substàncies sintètiques noves, junt amb l'efecte de nutrients i matèria orgànica, i fins i tot amb la perspectiva d'un clima canviant, cal dur aquesta tasca de diagnosi amb gran meticulositat, per tal de poder confeccionar eines amb poder predictiu. El poder predictiu de les comunitats d'indicadors és possible, sobretot a escala ecorregional. Per tant, és desitjable que hom avanci en aquest sentit.

### 3. Aproximació multidisciplinària.

Fins ara, els estudis que s'han anat fent sobre els organismes indicadors han estat excessivament compartimentats en àrees diferents. Els reptes que van sorgint, així com l'evidència de les possibilitats que té l'ús dels organismes com a indicadors, ens demanen d'una interacció multidisciplinària, que inclogui taxònoms, químics, hidròlegs, ecotoxicòlegs, i ecòlegs. La base sòlida en el coneixement i en la predicció de les espècies i dels sistemes fluvials no és possible sols des d'un treball aïllat. Les velles fronteres entre uns i altres s'han d'anar trencant i s'hauria d'obrir pas una nova mentalitat de comprensió i col·laboració.

#### 5.4.1.1.2 Invertebrats bentònics

Els invertebrats del bentos constitueixen el principal grup d'organismes consumidors a bona part dels ecosistemes aquàtics, ja sigui consumidors primaris (fitòfags, detritívors, trituradors de matèria autòctona o al·lòctona) o secundaris (omnivòrs, predadors estrictes i necròfags). Aquest grup engloba grups aquàtics d'insectes, crustacis, hidràcars, esponges, cnidaris, planàries, oligoquets, sangoneres i mol·luscs gasteròpodes i bivalves (Fig. 5.5).



**Figura 5.5.** Principals grups d'invertebrats bentònics: a. Efmèra; b. Perla; c. Tricòpter; d. Dípter; e. Crustaci; f. Oligoquet; g. Sangonera; h. Planària; i. Mol·luscs.

L'existència d'una profunda relació entre les propietats del medi i els organismes que hi viuen és quelcom acceptat arreu. Aquesta relació permet d'emprar aquests organismes com a indicadors de les propietats del seu medi, així com fer extrapolacions en relació amb el grau en què les propietats del medi poden ser favorables o adverses a la vida d'altres éssers o al seu ús per l'home (Margalef, 1955). La generalització de l'ús dels macroinvertebrats com a indicadors de les condicions de qualitat i/o de la pol·lució dels ecosistemes en què viuen queda clara si es revisa la bibliografia i els manuals existents, com són els treballs de Hart i Fuller (1974), Herricks i Cairns (1982), Hellawell (1986), Williams i Feltmate (1992), Norris i Georges (1986), Norris *et al.* (1995), Resh *et al.* (1996), Barbour (1999), Brizga i Finlayson (1999), Wright *et al.* (2000), Collier i Winterbourn (2000), Prat i Bonada (2002) i



Simon (2002). Tots aquests treballs, i molts d'altres, permeten de sintetitzar els avantatges i els problemes que pot tenir l'ús dels invertebrats bentònics en estudis i programes de seguiment (Taula 5.17).

**Taula 5.17.-** Principals avantatges i problemes associats a l'ús dels macroinvertebrats bentònics en el seguiment mediambiental (extrets i modificats a partir dels treballs de Margalef 1955, Rosenberg i Resh 1993, Wright et al. 1995, Boothroyd i Stark 2000).

<b>Avantatges</b>	<b>Problemes</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Es troben en tot tipus de masses d'aigua.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• La seva distribució i abundància pot dependre de condicions regionals.</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• La seva gran diversitat ofereix un ampli espectre de respostes enfront de diferents tipus de pertorbacions.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• No està clarament definit el nivell de resolució taxonòmica necessari per a l'estudi de les diferents pertorbacions possibles.</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Mostren diferents nivells de tolerància enfront dels canvis de les condicions del medi.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• No són sensibles a totes les pertorbacions i tipus de pol·lució que ens afecten (p.ex. patògens humans).</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• La seva mobilitat limitada i el seu sedentarisme els permeten de ser indicadors de les condicions locals del ecosistema.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Cal tenir en compte els períodes de deriva d'alguns tàxons en estudis a escala de tram.</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• La llarga durada dels seus cicles de vida els converteix en bons integradors de les condicions ambientals d'un llarg període de temps.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• La variabilitat temporal associada als cicles de vida pot complicar la interpretació i comparació de les dades.</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Facilitat de mostreig.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• La gran heterogeneïtat espacial de la seva distribució a petita escala implica la necessitat d'obtenir un nombre elevat de rèpliques o de superfície mostrejada per a obtenir dades quantitatives i semiquantitatives.</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Facilitat d'identificació a nivell de famílies.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Dificultat d'identificació a nivells més fins (gèneres i espècies).</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Existeix una metodologia prou desenvolupada per a l'anàlisi de dades.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Els mètodes existents són molt nombrosos, fet que pot indicar que cap és completament satisfactori o que no es vol reconèixer que alguns són millors que d'altres.</li> </ul>

Un dels avantatges dels invertebrats resideix en què el seu cicle de vida pot ser llarg, fins a més de dos anys en aigües molt fredes, però la durada del cicle es redueix segons augmenta la temperatura del medi on viuen, de manera que en zones amb aigües càlides tot l'any aquests cicles poden estendre's des de 15 dies per alguns dípters fins a més d'un any per alguns crustacis. Globalment, els invertebrats ens donaran informació de les perturbacions i canvis que ha sofert l'ecosistema on viuen des de fa algunes setmanes fins a uns quant mesos, o més d'un any o dos, segons el regim tèrmic de l'esmentat ecosistema.

Volem matisar el fet que la seva mobilitat sigui limitada; encara que això és així en la majoria dels casos i ecosistemes, ens trobem que en masses d'aigua que tenen com a substrats dominants grases i sorres i que es troben connectades amb zones hiporrèiques de potències importants, hi poden habitar grups d'invertebrats que passen part del seu cicle vital ensorrats a diferents fondàries; alguns mol·luscs bivalves viuen a més de 50 cm i alguns plecòpters des de 30 cm fins a 14m dins del medi hiporrèic, per exemple. En algunes masses d'aigua de muntanya, especialment estanys, aquest hàbit implica que bona part de la comunitat d'invertebrats no es pot capturar en qualsevol moment, sinó que cal conèixer els cicles de vida per a decidir el període del mostreig.

És un fet abastament conegut que els invertebrats són sensibles a la temperatura, la temporalitat, la disponibilitat d'hàbitat, les condicions hidrològiques, l'oxigenació de les aigües, la composició del substrat, el pH, l'amoni dissolt i a d'altres paràmetres (Wright *et al.*, 1988; Benito i Puig, 1999; Barbour *et al.*, 1999; Goethals *et al.*, 2004). Podem veure la resposta de la comunitat en la Taula 5.18).

**Taula 5.18.** Principals paràmetres naturals o canvis associats a perturbacions antròpiques que afecten a les comunitats d'invertebrats, amb indicació de la resposta esperada.

PARÀMETRES	CONDICIÓ	RESPOSTA DELS INVERTEBRATS
<b>Hidrològics</b>	Arrossegament per l'aigua i/o abracció per sediments associats a riudes	Reducció de les densitats i les biomasses. Selecció d'espècies adaptades.
	Dessecació (sistemes temporals)	Adaptacions morfològiques Adaptació del cicle de vida Adaptacions fisiològiques (sistemes de resistència)
	Variació del volum i la profunditat en llacs, llacunes i embassaments	Pèrdua d'espècies litorals
<b>Morfològics</b>	Reducció de l'hàbitat	Pèrdua d'espècies Desorganització de les comunitats Augment dels predadors
	Substrats petits dominants (grases i sorres)	Selecció d'espècies adaptades
	Acumulació de sediments inorgànics (rebliment de la llera)	Reducció d'espècies i biomasses.
<b>Temperatura</b>	Variacions estacionals	Canvis estacionals en la composició d'espècies
	Augment mínima temperatura	Canvis en la composició d'espècies
	Augment màxima temperatura	Reducció d'espècies
	Variacions a llarg termini (canvi climàtic)	Canvi en la composició i estructura de les comunitats
<b>Conductivitat</b>	Gradient de conductivitat	Canvi en la composició i estructura de les comunitats
<b>Salinitat</b>	Gradient de salinitat	Selecció d'espècies adaptades

	Variacions estacionals de salinitat	Selecció d'espècies i adaptacions fisiològiques
<b>pH</b>	Augment de l'acidificació	Selecció d'espècies adaptades Reducció de les biomasses
<b>Oxigen dissolt</b>	Variacions estacionals de la concentració	Canvi en la composició i estructura de les comunitats
	Reducció de les concentracions mínimes	Pèrdua d'espècies Selecció d'espècies adaptades
<b>Amoni dissolt</b>	Augment de la concentració	Pèrdua d'espècies i desorganització de les comunitats
<b>Altres nutrients</b>	Gradient de concentracions	Canvi en la composició i estructura de les comunitats
<b>Recobrint per flora submergida del substrat</b>	Abundància d'algues	Augment de la biomassa
	Abundància de macròfits	Selecció d'espècies adaptades a fer servir els macròfits com a substrat i/o refugi
<b>Espècies tòxiques</b>	Dominància de cianobacteris i altres grups productors de toxines	Pèrdua d'espècies i reducció de biomasses Canvi en la composició i estructura de les comunitats
<b>Matèria orgànica particulada</b>	Sedimentació de matèria orgànica	Reducció de espècies, augment de biomasses
<b>Efectes biològics</b>	Augment de la predació (invertebrats, peixos)	Disminució de les biomasses Pèrdua d'espècies (preses preferents), amb reducció de la mida
	Infeccions (bacteris, fongs, virus, paràsits)	Selecció d'espècies resistents Canvi en la composició i estructura de les comunitats
<b>Substàncies prioritàries emergents</b>	Concentracions letals i subletals	Pèrdua d'espècies i reducció de biomasses Desorganització de les comunitats

Hi ha una gran varietat d'índexs biològics generats per a permetre l'ús dels invertebrats com a indicadors de pertorbacions i per, a vegades, a simplificar la seva interpretació. Alguns d'ells no es van definir pensant en la gestió mediambiental, sinó només per a estudiar els canvis en l'estructura, dinàmica, complexitat i/o funcionament de les comunitats d'invertebrats. Malgrat això, alguns, sols o en conjunt com a aproximació multimètrica, es fan servir actualment en la gestió dels ecosistemes aquàtics.

El primer índex definit per al seu ús en la gestió mediambiental va ser el sistema dels saprobis. Aquesta és la metodologia més antiga, es pot trobar ja la seva descripció a principis del segle XX (Kolkwitz i Marson, 1902, 1908, 1909). És un mètode desenvolupat a partir del canvis de les condicions del medi i de les comunitats, observats quan es produeix una contaminació de tipus orgànic. Normalment, les pol·lucions d'aquests tipus tenen com a primera resposta, o com a efecte més evident, la disminució de la concentració d'oxigen dissolt en les aigües del riu. Tenint en compte el procés natural d'autodepuració del ecosistema fins a arribar a recuperar les condicions de qualitat enregistrades abans de l'entrada del vessament, els autors van distingir tres zones de qualitat que, de manera seqüencial en relació amb l'entrada de l'efluent orgànic, serien:

1. zona dels polisaprobis, és la inicial després de rebre el vessament i la més contaminada;
2. zona dels mesosaprobis, dividida en dos subzones, la dels  $\alpha$ -mesosaprobis i la dels  $\beta$ -mesosaprobis, que aniria de moderadament contaminada a lleugerament contaminada;
3. zona dels oligosaprobis, que correspondria a la recuperació de les condicions inicials, o sia, sense efectes evidents del vessament orgànic contaminant.

Aquest sistema segueix les etapes de la successió de les comunitats a partir d'un estat inicial que cal recuperar; el problema principal rau en que l'estat inicial no té per què ser l'equivalent a condicions prístines, d'aigües netes (Margalef, 1955). Aquest fet va originar la definició de la zona dels organismes xenosaprobis. Podem definir els diferents tipus d'organismes, d'acord amb els grups establerts per aquest mètode, segons el seu grau de tolerància (Tachet, 2000); així tindríem:

- Xenosaprobis: tàxons intolerants a la contaminació orgànica
- Oligosaprobis: tàxons lleugerament tolerants
- $\alpha$ -mesosaprobis: tàxons moderadament tolerants
- $\beta$ -mesosaprobis: tàxons tolerants
- Polisaprobis: tàxons molt tolerants

Després de definir les zones, quan es comprova la distribució dels diferents tàxons, es veu que molts d'ells no són exclusius d'una zona concreta, per la qual cosa Zelinka i Marvan (1961) van proposar l'estima de la valència sapròbica, o valor de tolerància segons d'altres autors (Hellowell, 1986; Barbour *et al.*, 1999), que s'estima per a cada tàxon i permet generar un valor de valència pel conjunt de la comunitat i un índex sapròbic. La crítica més important que s'ha fet al mètode dels saprobis resideix en el fet que considera la contaminació de tipus orgànic com a un factor aïllable, definible i quantificable (Margalef, 1983). A més, la variabilitat geogràfica de la distribució dels tàxons pot emascarar l'estima de la seva valència sapròbica (Margalef, 1983). Aquest fet implica que cal estimar de nou les puntuacions dels diferents tàxons quan s'apliquen a noves àrees geogràfiques (Hellowell, 1986; Barbour *et al.*, 1999; Tachet, 2000). Tot resumint, podem dir que aquest mètode ha estat modificat àmpliament per a permetre la seva adaptació a les característiques pròpies de cada àrea o país, així com a l'aplicació de la DMA (Rolauuffs *et al.*, 2004). El sistema dels saprobis inclou totes les comunitats d'un ecosistema, no només els invertebrats bentònics.

Darrerament s'han desenvolupat diferents aproximacions pel control i gestió de les comunitats d'invertebrats com són:

- Estimes de fluctuacions asimètriques, basada en que la resposta dels invertebrats no es correspon perfectament amb les corbes que s'han predit teòricament per a una pertorbació antròpica.
- Aproximacions multimètriques, inclouen la major part dels índexs i sistemes actuals (característiques biològiques dels organismes que constitueixen les comunitats, estimes dels grups tròfics funcionals, etc), al menys en la seva fase d'estima de la qualitat d'una massa d'aigua concreta, com són els índexs del sistema BMWP (Biological Monitoring Working Party) en rius travessables (nº de tàxons, la puntuació del BMWP i la puntuació mitjana per tàxon o ASPT en sigles angleses) (UK Department of Environment, 1978 Furse *et al.*, 1981; Armitage *et al.*, 1983; Writgh *et al.*, 1988).
- Aproximacions multivariants, que fan servir diferents tipus d'anàlisi multivariant per a estimar la qualitat i l'estat ecològic de les comunitats, així com per a predir les comunitats esperables en una massa d'aigua en absència de pertorbacions (RIVPACS, BEAST, ANNA, AusRivas <http://ausrivas.canberra.edu.au/ausrivas>).

De fet, tant les aproximacions multivariants com les multimètriques han desenvolupat metodologies que permeten comparar les comunitats observades amb les esperables tot generant índexs d'integritat biològica que permeten estimar la qualitat ecològica real de les comunitats (veure apartat [5.4.1.1.4](#))

#### 5.4.1.1.3 Peixos

Els peixos constitueixen una part important de les comunitats aquàtiques, ja que algunes espècies es troben a la part superior de les piràmides tròfiques, la qual cosa els atorga el paper de controladors del conjunt de l'ecosistema, com a mínim "a priori" i, al mateix temps, depenen del conjunt de les comunitats aquàtiques. A més, la tendència general és que tinguin cicles de vida llargs que els permeten de viure uns quants anys. De manera que si es produeix una pertorbació en un moment concret, aquesta pot afectar una part de les poblacions que estan compostes per varies generacions

diferents, essent el més freqüent que afectin als organismes de talla més petita (alevins i juvenils), de manera que en seguiments posteriors veurem una davallada de la classe d'edat. Davallada que es correspon amb aquesta generació que ha estat més afectada, normalment amb reducció de la seva densitat. Això ens permetrà de constatar les pertorbacions que s'han produït en un període de temps d'uns quants anys, sempre que analitzem l'estructura d'edats de la fauna ictiològica, motiu pel qual el seu estudi ha estat inclòs com a part dels indicadors biològics de qualitat per a l'estima de l'estat ecològic de rius i estanys (DMA, 2000/60/ CE).

A la Península Ibèrica ens trobem amb el fet que la fauna ictiològica pròpia, espècies autòctones, està composta per un nombre petit d'espècies en relació amb la resta del continent europeu, fins al punt que moltes masses d'aigua tenen un major nombre d'espècies al·lòctones introduïdes que d'autòctones. Aquesta realitat ha permès que en el cas dels estanys i les llacunes de les zones humides no calgui estudiar en profunditat les comunitats de peixos per avaluar-ne l'estat ecològic, sinó que només es contempli la presència/absència d'espècies al·lòctones en aquest ecosistemes. I, fins hi tot, en els embassaments, en ser masses d'aigua artificials, el seguiment dels peixos es fa a partir de l'anàlisi de les poblacions de carpes que, com tothom sap, és una espècie al·lòctona (podeu consultar el [protocol ECOEM, ACA 2006, http://mediambient.gencat.net/aca/ca//planificacio/directiva/protocols.jsp](http://mediambient.gencat.net/aca/ca//planificacio/directiva/protocols.jsp)).

En canvi, les comunitats de peixos sí són emprades, donat el seu caràcter indicador, en el control de la qualitat i l'estat ecològic dels rius (Ormerod, 2003). El perquè ho podem veure en la taula 5.19, on es detallen les seves respostes enfront diferents tipus de pertorbació.

**Taula 5.19.** Principals paràmetres naturals o canvis associats a pertorbacions antròpiques que afecten a les comunitats de peixos fluvials, amb indicació de la resposta esperada.

PARÀMETRES	CONDICIÓ	RESPOSTA DELS PEIXOS
<b>Hidrològics</b>	Arrossegament per l'aigua (riuades)	Reducció de les densitats i les biomasses. Desplaçament de les poblacions
	Dessecació (sistemes temporals)	Adaptació del cicle de vida Adaptacions fisiològiques Hàbitat preferent lenític
	Alteració permanent del règim hidrològic	Selecció d'espècies adaptades
<b>Morfològics</b>	Reducció dels hàbitats	Pèrdua d'espècies  Desorganització de les comunitats
	Reducció de la profunditat	Desplaçament de poblacions
	Existència de barreres físiques	Aïllament de poblacions, amb possible pèrdua d'espècies
	Substrats petits dominants (graves i sorres)	Selecció d'espècies adaptades
	Acumulació de sediments inorgànics (rebliment de la llera)	Reducció d'espècies i biomasses. Pot afectar les classes d'edat (reclutament en perill, inviabilitat de postes)
<b>Temperatura</b>	Variacions estacionals	Selecció d'espècies adaptades
	Augment mínima	Canvis en la composició d'espècies
	Augment màxima	Reducció d'espècies

	Variacions a llarg termini (canvi climàtic)	Canvi en la composició i estructura de les comunitats
<b>Conductivitat</b>	Gradient de conductivitat	Canvi en la composició i estructura de les comunitats
<b>Salinitat</b>	Gradient de salinitat	Selecció d'espècies adaptades
	Variacions estacionals de salinitat	Selecció d'espècies i adaptacions fisiològiques
<b>pH</b>	Augment de l'acidificació	Selecció d'espècies adaptades Reducció de les biomasses
<b>Oxigen dissolt</b>	Variacions estacionals de la concentració	Selecció d'espècies adaptades Canvi d'hàbitats, desplaçaments.
	Reducció de les concentracions mínimes	Pèrdua d'espècies Selecció d'espècies adaptades Desplaçament de poblacions
<b>Amoni dissolt</b>	Augment de la concentració	Pèrdua d'espècies i desorganització de les comunitats Desplaçament de poblacions
<b>Altres nutrients</b>	Gradient de concentracions	Canvi en la composició i estructura de les comunitats
<b>Recobriment per flora submergida del substrat</b>	Abundància d'algues	Augment de la biomassa
	Abundància de macròfits	Augment d'espècies adaptades a fer servir els macròfits com a refugi
<b>Espècies tòxiques</b>	Dominància de cianobacteris i altres grups productors de toxines	Pèrdua d'espècies i reducció de biomasses Desplaçament de poblacions
<b>Matèria orgànica particulada</b>	Sedimentació de matèria orgànica	Augment de biomasses
<b>Vegetació de ribera</b>	Eliminació de la vegetació de ribera	Desplaçament de poblacions, per pèrdua de refugis (arrels submergides i ombres de la cobertura de la vegetació de ribera)
<b>Efectes biològics</b>	Augment de la predació (peixos ictiòfags, aus, mamífers)	Disminució de les biomasses Pèrdua d'espècies (preses preferents), amb reducció de la mida (eliminació de selectiva de classes d'edat)
	Infeccions (bacteris, fongs, virus, paràsits)	Reducció de densitats i biomasses Canvi en la composició i estructura de les comunitats
<b>Substàncies prioritàries emergents</b>	Concentracions letals i subletals	Pèrdua d'espècies i reducció de biomasses Desorganització de les comunitats

Com hem pogut veure a la taula precedent, les poblacions i comunitats de peixos són bones indicadores de la qualitat de l'hàbitat on viuen i reaccionen davant de perturbacions antròpiques molt diferents, com poden ser l'eutrofització, l'acidificació, la regulació de cabals, les alteracions físiques de l'hàbitat, la fragmentació fluvial i la contaminació química. Per aquesta raó s'han emprat pel control de la qualitat ambiental dels sistemes fluvials, especialment en els darrers 30 anys. Malgrat que en aquest període de temps ha sorgit un elevat nombre de índexs biòtics amb aquest objectiu, finalment s'ha tendit a l'ús d'índexs multimètrics inspirats en l'índex d'integritat biòtica (IBI) proposat per Karr (Karr 1981; Karr *et al.*, 1986). La principal característica d'aquest tipus d'índex com a eina de control és que, en emprar mètriques basades en la estructura i funció de les comunitats, integra dins d'una escala numèrica l'estat de salut (qualitat) de tota la comunitat.

Aquesta aproximació multimètrica es fa servir actualment tant a Amèrica (Barbour *et al.*, 1999; [www.epa.gov/OWOW/monitoring/techmon.html](http://www.epa.gov/OWOW/monitoring/techmon.html)) com a Europa, on un projecte subvencionat per la Comunitat Europea ha permès la selecció de les mètriques adequades per als diferents països del nostre continent (projecte FAME, <http://fame.boku.ac.at>), així com dels protocols i els programes informàtics per a la seva aplicació. Les mètriques proposades s'agrupen en mesures de l'estructura tròfica de les comunitats de peixos, dels grups reproductius, d'ús de l'hàbitat físic, de la tolerància enfront les perturbacions i dels hàbits migratoris (Pont *et al.*, 2006). Però a casa nostra, en l'IBICAT s'ha inclòs també la incidència de les espècies al·lòctones (veure protocol BIORI, ACA 2006). Així doncs l'aproximació multiparamètrica recomanada queda composta per les següents mètriques:

- Mesures de riquesa i composició de les comunitats
  - Densitat total
  - Nombre d'espècies autòctones
  - Percentatge d'espècies autòctones
  - Percentatge d'espècies autòctones actuals respecte de les espècies històriques
- Mesures de l'estructura tròfica
  - Nombre d'espècies autòctones amb alimentació insectívora
  - Percentatge de l'abundància d'espècies insectívores
- Mesures de tolerància
  - Nombre d'espècies autòctones tolerants
  - Abundància d'espècies autòctones intolerants
  - Percentatge d'espècies intolerants
- Mesures de l'hàbitat i estratègies reproductives
  - Abundància de peixos introduïts amb requeriment d'hàbitats litòfils per a la reproducció.
  - Percentatge de l'abundància de peixos autòctons amb longevitat elevada

Aquesta darrera mètrica ens dona informació sobre l'estabilitat de l'ecosistema a llarg termini, ja que integra qualsevol mena de perturbació que s'hagi donat durant els últims anys, de manera que té un abast més ampli que el de la categoria on l'hem inclòs.

#### 5.4.1.1.4 Índexs d'integritat i comunitats de referència.

Un cop s'ha estimat la qualitat d'una massa d'aigua mitjançant l'ús d'un o més índexs biòtics, ens trobem amb el fet que tenim un valor que cal interpretar. Normalment els índexs donen un rang de valors possibles que es subdivideixen per tal de tenir uns rangs més petits que associem a un nivell de qualitat concret; en el cas europeu es consideren 5 nivells de qualitat segons la DMA (veure introducció i secció d'estat ecològic del medi 5.4.2). El problema resideix en que la major part dels índexs donen una puntuació que premia determinats tipus de massa d'aigua; per exemple en rius trobem valors decreixents dels índexs des de les capçaleres fins els trams finals propers a la desembocadura, encara que no hi hagi perturbacions, o sia que els índexs ens estan reflectint en part el gradient longitudinal fluvial.

En conseqüència, l'aproximació ideal consisteix en comparar el valor obtingut amb un valor esperat que podem obtenir a partir de l'aplicació d'un model, desenvolupat a partir d'una aproximació normalment multivariant (RIVPACS, AusRivas, BEAST, PAEQANN [www.cesac.cemes.fr/~paeqann/](http://www.cesac.cemes.fr/~paeqann/)), o amb les dades obtingudes a partir de punts de referència.

El pas previ a la selecció de punts de referència inclou la definició de Regions Ecològiques o ecorregions i la diferenciació de tipologies per a les masses d'aigua presents en cada regió ecològica (USEPA, 1983; Omernik, 1985). Les regions ecològiques definides solen ser amples i s'estenen en molts casos per més d'una conca hidrogràfica i per més d'un país en el cas europeu. En molts casos

aquestes ecorregions coincideixen amb regions biogeogràfiques de distribució de flora i fauna, com és cas del sistema A proposat per la DMA per a definir les regions ecològiques de rius i llacs. En d'altres això no passa completament, com és la proposta B inclosa en la DMA, encara que també inclogui com a variables obligatòries tot un seguit de paràmetres que sí determinen la distribució biogeogràfica dels organismes aquàtics (latitud, longitud i altitud). La principal diferència entre la metodologia nord-americana i l'europea resideix en què a més de variables geològiques, topogràfiques (com a part de les morfomètriques) i climàtiques emprades per tots dos sistemes, el nord-americà n'inclou d'altres com els usos del sòl, que de fet és una variable indicadora de l'activitat antròpica i per tant del nivell de pertorbació d'una regió en molts casos. O sigui, que d'aquesta manera inclouen regions definides en part per la pressió antròpica.

A l'hora de definir els diferents tipus de massa d'aigua, la major part dels països de la Comunitat Europea ha optat per dissenyar sistemes propis, respectant al màxim possible les directrius donades per la DMA, basats en el sistema B inclòs en l'esmentada directiva. Malgrat tot, els sistemes poden ser molt diversos; per exemple en els diferents sistemes lenítics (llacs, embassaments i llacunes de zones humides), s'ha fet servir tipologies jerarquitzades (veure secció [5.4.2.1](#)), mentre que pels rius s'ha fet servir una aproximació multivariant que ha definit diferents regions ecològiques i tipus fluvials, o subregions de gestió fluvials segons la terminologia emprada a la conca de l'Ebre i les conques internes catalanes (Taula 5.20).

**Taula 5.20.** Regions fluvials i subregions de gestió fluvial definides a la conca de l'Ebre i les conques internes de Catalunya (CIC).

<b>Regions fluvials</b>	<b>Subregions de gestió fluvial</b>
1. Alta muntanya silícica*	1a. Alta muntanya silícica*
2. Muntanya humida	2a. Muntanya humida silícica
	2b. Muntanya humida calcària
3. Muntanya mediterrània	3a. Muntanya mediterrània silícica
	3b. Muntanya mediterrània calcària
	3c. Muntanya mediterrània d'elevat cabal
4. Zona baixa mediterrània	4a. Zona baixa mediterrània
	4b. Zona baixa mediterrània silícica
	4c. Zona d'influència càrstica
5. Eixos fluvials d'elevat cabal	5a. Eixos fluvials d'elevat cabal
6. Rius de gran cabal*	6a. Rius de gran cabal*
7. Torrents litorals**	7a. Torrents litorals**

\*només present a la conca del riu Ebre

\*\* només present a les Conques Internes de Catalunya

Un cop definides les regions ecològiques i les diferent tipologies de gestió, es pot procedir a seleccionar els punts o trams de referència en rius, o les masses d'aigua concretes pels ecosistemes lenítics, ja que per aquest tipus de sistema no es tria un punt o zona si no l'ecosistema sencer en molts casos. Per a totes les metodologies es té en compte indicadors de naturalitat de les conques de drenatge associades a les diferents masses d'aigua o trams i indicadors de l'existència de impactes deguts a pertorbacions antròpiques (Hughes *et al.*, 1986; Nijboer *et al.*, 2004).

En el cas espanyol, per exemple, el CEDEX recomana, per a la selecció de trams fluvials de referència, tenir en compte els següents indicadors de pressió antròpica:

- Indicador de la naturalitat de la conca, basat en els usos del sòl.



- Indicador de les activitats humanes més importants que poden influir en les característiques fisicoquímiques i hidrològiques de les masses d'aigua, basat en les demandes d'abastament urbà, industrial i de regadiu.
- Indicador de la incidència de la regulació de cabals, basat en la capacitat dels embassaments, si existeixen.
- Indicador de les alteracions morfològiques, basat en els usos del sòl

De fet, aquestes recomanacions el que pretenen és permetre de triar els punts de referència en conques on encara no es disposa de resultats de l'estudi d'anàlisi de pressions i impactes que exigeix la DMA. Si ja s'ha fet, aleshores cal triar els trams que no estiguin afectats per pressions o impactes o, si no existeixen, aquells on les pressions siguin mínimes.

Ara ja podem estimar els índexs d'integritat ecològica (EQI en sigles angleses), pels diferents descriptors i mètriques que hem fet servir, o els quocients de qualitat ecològica (EQR). Aquests índexs ens permeten d'estimar el nivell de perturbació d'una comunitat en funció de quant s'allunyi el valor obtingut de la unitat. Un valor d'1 ens indicaria que el valor observat i l'esperat són idèntics, o sia, que la comunitat és correspon amb la comunitat natural no perturbada esperada. També es poden definir líndars entre 0 i 1 que es corresponguin amb els cinc grups de qualitat establerts en la DMA.

#### 5.4.1.2 Paràmetres del medi que afecten als bioindicadors

En els apartats precedents hem vist tota una sèrie de paràmetres del medi que poden afectar als bioindicadors, ja siguin hidrològics, morfològics, físics o químics (Taules 5.17-5.19). Bona part d'ells s'obtenen o es poden mesurar "*in situ*", en bona part dels casos fent servir sensors (veure [annex 5.1. sensors i biosensors](#)) com és el cas de la temperatura, el pH, la conductivitat o la concentració d'oxigen dissolt. D'altres, com són els hidrològics i els morfològics, es mesuren al punt de mostreig amb aparells menys complexos:

- cintes mètriques per a mesurar amplades d'inundació fluvial o mesuradors laser portàtils per a mesurar distàncies.
- metres per a mesurar fondàries, o indicadors de variacions del nivell.
- cabals a partir de mètodes velocitat - àrea, fent servir molinets per a mesurar la velocitat, mètodes elèctrics o traçadors químics (veure apartat [4.3.2.5](#)).
- Composició del substrat a partir de mètodes d'estima visuals.
- Recobriment de la flora a partir de mètodes d'estima visuals o d'anàlisi d'imatges a partir de fotografies.
- Cobertura del canal fluvial per la vegetació de ribera, estima visual.
- Àrea de les masses d'aigua lenítiques, a partir d'ortofotomapes o similars.
- Existència de barreres físiques a partir de la cartografia, els ortofotomapes o els estudis d'impactes i pressions.

Per a la resta de paràmetres físics i químics (sòlids en suspensió, terbolesa, nitrats, amoni, nitrogen total, fòsfor total, ortofosfats i contaminants específics/substàncies perilloses), les tècniques analítiques de referència i els envasos on guardar la mostra ja han estat descrits anteriorment ([Taula 5.12](#) i [Taula 4.5](#)).

Bé, ja sabem quins paràmetres mesurar i com, el problema ara resideix en intentar donar rangs que es corresponguin amb les classes de qualitat definides per la DMA, de manera que els valors que enregistrem d'aquests paràmetres ens orientin sobre la qualitat fisicoquímica de la massa d'aigua en el moment del mostreig, o sobre la seva evolució temporal si tenim estacions de seguiment continu properes o analitzem un conjunt de dades de períodes llargs de temps (un o més anys, per exemple).

Si tenim en compte que la periodicitat de mostreig proposada per als paràmetres fisicoquímics és més alta que la recomanada per les comunitats en moltes masses d'aigua, poder tenir criteris que ens permetin detectar canvis de la qualitat fisicoquímica del medi que poden afectar les comunitats i explicar els seus canvis, ens pot facilitar molt la interpretació de les variacions que s'observin en la qualitat de les comunitats i l'estat ecològic del tram o massa d'aigua.

Encara no s'ha establert aquests rangs de manera definitiva per a les diferents classes de qualitat i masses d'aigua. Però volem incloure aquí la proposta amb la que treballa actualment l'ACA pels sistemes fluvials (Taula 5.21).

**Taula 5.21.** Rangs atorgats per als diferents paràmetres fisicoquímics que afecten a les comunitats fluvials en funció del nivell de qualitat.

---

Paràmetre	Unitats	Nivell de qualitat				
		Molt bo	Bo	Mediocre	Deficient	Dolent
pH	unit. pH	No s'observen variacions significatives respecte els valors naturals 6.5-9.5 com a interval de referència general.				
Temperatura	°C	No s'observen variacions significatives respecte al règim de temperatures natural. Temperatura màxima de referència general 25°C				
Oxigen dissolt	% saturació	>90	70-90	50-69	25-49	<25
-Trams alts		>80	60-80	40-59	20-39	<20
-Trams baixos						
DBO	mg/l	<3	3-5	5.1-7	7.1-15	>15
Clorurs						
-zones de baixa salinitat natural		<25	25-99	100-199	200-400	>400
-zones de salinitat natural moderada		<100	100-250	251-400	401-600	>600
-zones d'elevada salinitat natural	mg/l	<300	300-600	601-1000	1001-2000	>2000
-zones de transició o de forta intrusió salina		Salí de manera natural				
Amoni	mg/l	<0.1	0.1-0.4	0.5-0.9	1-4	>4
Nitrats	mg/l	<5	5-25	26-50	51-100	>100
Fosfats	mg/l	<0.03	0.03-0.09	0.1-0.29	0.2-0.5	>0.5

La situació ideal seria que en un futur proper es poguessin definir els rangs en funció del nivell de qualitat i per a cada regió ecològica o subregió ecològica de gestió, malgrat que estem segurs que no hi haurà diferències entre els rangs de totes les subregions ecològiques de gestió.

#### 5.4.1.3 Controls de qualitat

En aquest apartat revisarem el control de qualitat de les metodologies que es fan servir al camp (*"in situ"*) i de les tasques que es realitzen al laboratori i la periodicitat dels controls per a una avaluació segura de l'estat de l'indicador de qualitat corresponent.

+ Control de qualitat de les tasques que es realitzen al camp.

Les tasques que es realitzen al lloc de mostreig inclouen alguns passos previs al mostreig, les diferents tècniques de mostreig, i altres de posteriors. En conjunt són recomanacions de bones pràctiques per a aquests tipus de tasques:

- Correcte etiquetatge de les mostres. És convenient que els codis que s'utilitzin siguin senzills i clars, així com que s'estandarditzin per tal de fer servir sempre el mateix tipus de codi. De fet, el més recomanable és portar tot el material etiquetat prèviament al laboratori o gairebé, alhora que s'ha revisat i preparat tot el material necessari pel mostreig.
- Revisió i comprovació del material de mostreig abans d'iniciar la feina. D'una part contempla el fet de comprovar que tots els mostrejadors estan nets i lliures d'exemplars d'organismes procedents d'altres mostreigs previs, i si això no fos així, permet la seva neteja abans d'iniciar el mostreig. D'altra banda, ha de permetre de

detectar si manca algun tipus d'estri abans d'iniciar el mostreig, la qual cosa ens pot permetre la seva substitució per material alternatiu que podem comprar en alguna localitat propera, o anular el mostreig si no es pot substituir i evitat perdre temps i feina.

- Retolació dels fulls de camp pels diversos protocols en què es facin servir. Els fulls de camp es porten sempre impresos, però cal indicar les dades bàsiques de localització i nom identificatiu del punt de mostreig i la data en què es realitza aquest.
- Mostreig. El mostreig de cada tipus d'indicador requereix que s'apliquin tècniques i mètodes concrets, de manera que cal fer entrenaments previs i fer comprovacions creuades de que totes les persones que mostregen obtenen mostres similars en la seva composició i densitat.
- Control de la precisió de la identificació dels organismes que es faci "*in situ*". Hi ha alguns mètodes que requereixen la identificació *in situ* dels organismes indicadors; per a aquests mètodes cal que les persones que fan el mostreig s'hagin preparat prèviament amb material de col·leccions i que portin material gràfic o bibliogràfic de suport per a la identificació.
- Control de la cadena de custòdia i preservació de les mostres. Per a evitar la contaminació i pèrdua de mostres cal comprovar i garantir que sempre es mantenen en les condicions òptimes de preservació.
- Neteja de les eines i aparells emprats en el mostreig després de cada mostra i de cada punt de mostreig. Constitueix una necessitat per a evitar l'obtenció de dades errònies en els punts de mostreig posteriors.
- Comprovació final del correcte etiquetatge de tots els tipus de mostra. Es recomana enregistrar els codis de totes les etiquetes en els fulls de cada protocol concret per a evitar errors, així com revisar que totes les mostres estiguin etiquetades correctament. Fer servir pots de diferents mides o amb taps de colors diferents sol ajudar molt.
- Comprovació de la repetibilitat i precisió de les tècniques de mostreig, el temps emprat en els mostreigs biològics, l'anàlisi "*in situ*" de les mostres biològiques i la validesa de la identificació taxonòmica, mitjançant la presa de rèpliques en un percentatge significatiu de punts de mostreig, com pot ser el 10% que recomana l'EPA .

Per a aconseguir acomplir el protocol de bones pràctiques que es recomana, sol ser necessari l'aprenentatge mitjançant cursos pràctics de preparació tant d'identificació taxonòmica dels diferents organismes indicadors com de l'ús al camp de les diferents tècniques i metodologies de mostreig. En alguns països, els organismes i entitats que gestionen i generen les normes de qualitat demanen que els tècnics que han de realitzar aquesta mena de tasques es sotmetin a uns exàmens d'habilitació per tal de poder realitzar aquestes feines de camp. Creiem convenient que s'apliqui aquest criteri a casa nostra.

+ Control de qualitat de les tasques que es porten a terme en el laboratori.

Les recomanacions de bones pràctiques per a aquests tipus de tasques són:

- Calibratge entre diferents laboratoris de la precisió i repetibilitat de les diferents analítiques fisicoquímiques realitzades.
- Constitució i manteniment d'una col·lecció de referència dels diferents organismes/tàxons que es facin servir com a bioindicadors, ja sigui una col·lecció d'organismes preservats o fotogràfica.
- Revisió de les col·leccions d'organismes per taxònoms experts en els diferents grups d'estudi, ja sigui per altre personal d'un laboratori o per experts externs.
- Identificació creuada dels organismes bioindicadors entre el personal que s'encarrega d'aquesta tasca, per tal d'estimar la precisió de les identificacions taxonòmiques que es fan. És recomanable un control per experts externs que facin una validació de les identificacions cada cert temps, per a la qual cosa cal guardar algunes de les mostres en cada mostreig.
- Recull de claus d'identificació i de la bibliografia bàsica necessària dels diferents grups bioindicadors que permetin una identificació taxonòmica acurada. Aquest tipus de material pot estar dipositat al laboratori o pot estar a l'abast de tothom a la web.

Creiem convenient, com per a les tasques de camp, que el personal que faci aquesta feina hagi de fer cursos de preparació i estar habilitat per a realitzar les diferents tasques de laboratori.

+ Periodicitat dels controls per a una avaluació segura de l'estat de l'indicador de qualitat corresponent.

En aquest apartat ens limitarem a donar les recomanacions fetes com a periodicitat mínima de mostreig dins de la DMA (Taula 5.25), així com a indicar les recomanacions fetes a Catalunya o Espanya.

**Taula 5.25.** Periodicitat dels controls operatius pels diferents indicadors i ecosistemes aquàtics considerats. Entre parèntesi s'indica la freqüència recomanada o emprada per als ecosistemes aquàtics catalans.

<b>Indicador de qualitat</b>	<b>Rius</b>	<b>Llacs</b>	<b>Embassaments</b>
<b>Biològics</b>			
Fitoplàncton	6 mesos (no es mesura)	6 mesos (1 any)	6 mesos (setmanal o quinzenal a l'estiu**)
Altra flora aquàtica	3 anys	3 anys	3 anys (no es mesura)
Macroinvertebrats	3 anys	3 anys	3 anys (no es mesura)
Peixos	3 anys	3 anys	3 anys
<b>Hidromorfològics</b>			
Continuïtat	6 anys		
Hidrologia	continu	1 mes	1 mes (continu)
Morfologia	6 anys	6 anys	6 anys
<b>Fisicoquímics</b>			
Condicions tèrmiques	3 mesos (1 mes)	3 mesos	3 mesos (1 mes)
Oxigenació	3 mesos (1 mes)	3 mesos	3 mesos (1 mes)
Salinitat	3 mesos (1 mes)	3 mesos	3 mesos (1 mes)
Estat dels nutrients	3 mesos (1 mes)	3 mesos	3 mesos (1 mes)
Estat d'acidificació	3 mesos (1 mes)	3 mesos	3 mesos (1 mes)
Altres contaminants	3 mesos	3 mesos	3 mesos
Substàncies prioritàries	1 mes	1 mes	1 mes

\*\* Periodicitat de control recomanada pel grup de treball de cianotoxines ibèric.

Per a la major part dels paràmetres fisicoquímics el seguiment pot ser continu si existeixen estacions de control de la qualitat instal·lades en una massa d'aigua concreta (veure introducció i sensors i biosensors).

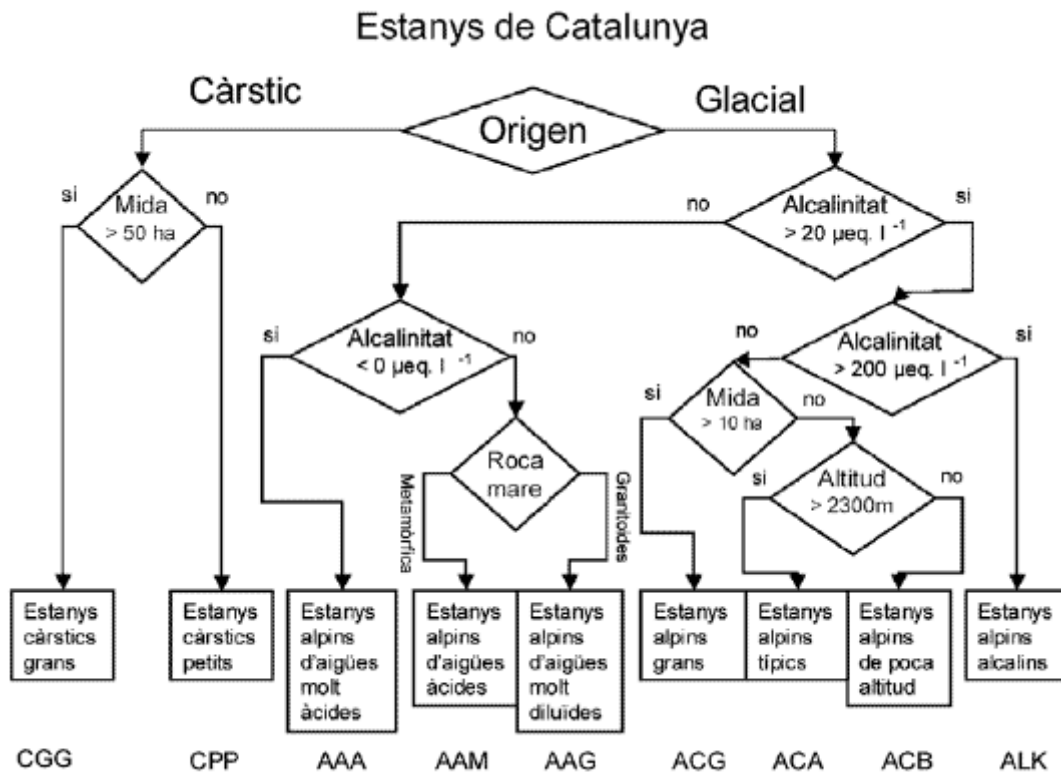
Independentment de les recomanacions fetes en la DMA, creiem que en els sistemes fluvials, part dels punts de referència pertanyent a les diferents subregions de gestió ha de ser controlada anualment fins a tenir prou informació sobre l'evolució de les comunitats en relació a la gran variabilitat interanual que mostren els paràmetres fisicoquímics i hidrològics a la mediterrània.

#### 5.4.2 Estat ecològic del medi receptor

A l'hora d'abordar aquest tema hem considerat que el millor, per a no limitar-nos a repetir les recomanacions de la DMA o fer disquisicions teòriques només, és que el tractem a partir de casos pràctics, que seran els diferents tipus de masses d'aigua superficials catalanes.

#### 5.4.2.1. Estanys: tipificació i desenvolupament d'un índex de qualitat ecològica pels sistemes lacustres de Catalunya.

L'objectiu de l'estudi que es presenta era el disseny d'un mètode i l'establiment de protocols per a la determinació de l'estat ecològic dels sistemes lacustres de Catalunya d'acord amb els requeriments de la Directiva Marc de l'Aigua europea. Com a pas previ es va establir primer un inventari dels 370 estanys més grans de 0,5 ha que existeixen en el territori català, sense considerar llacunes costaneres. A continuació es va establir una tipologia jerarquitzada que permetés distingir diferents nivells de classificació segons el detall desitjat, amb un mínim de dos tipus (estanys alpins i estanys càrstics) i un màxim de deu (dos entre els càrstics segons la seva mida i vuit entre els alpins, segons combinacions de la reserva alcalina de l'aigua, l'altitud i la mida) (Fig. 5.11).

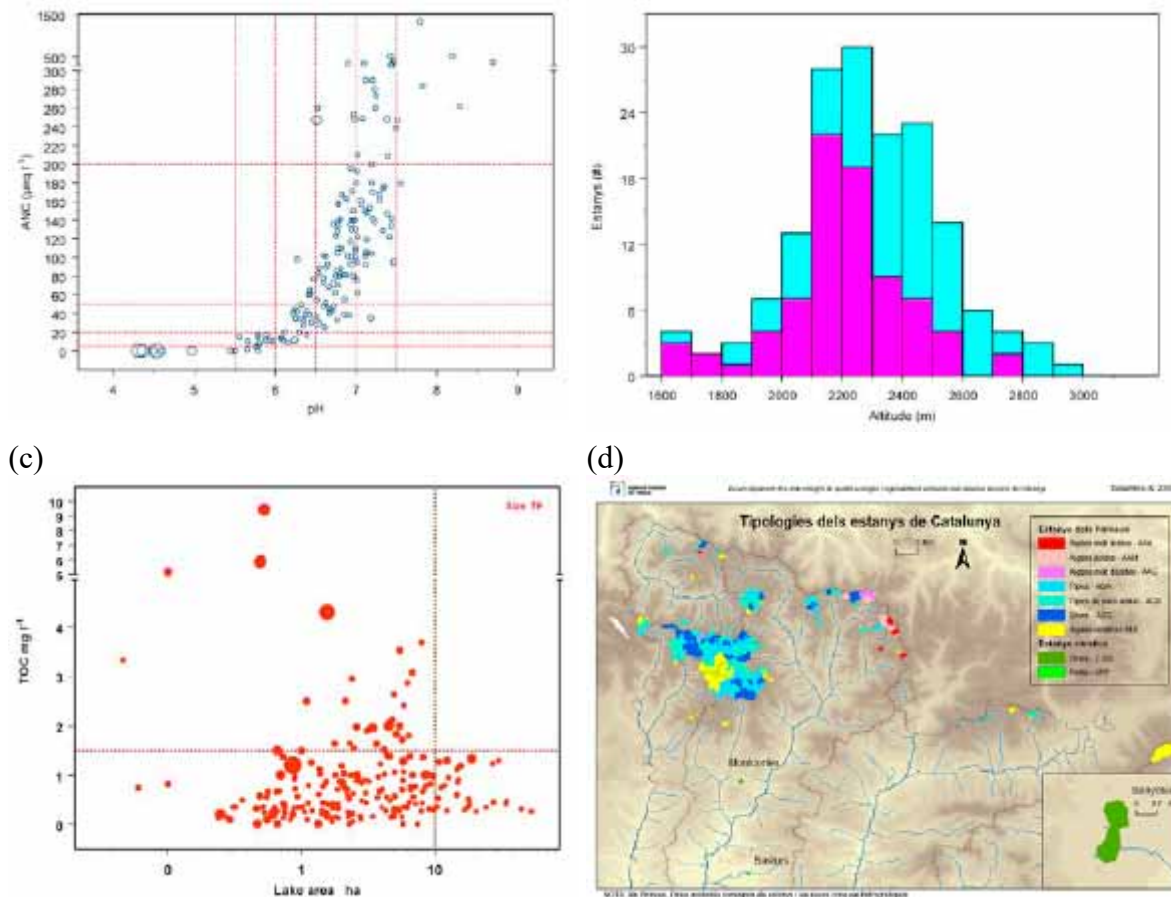


**Figura 5.11.** Arbre de decisions utilitzat per a classificar els estanys de Catalunya.

Els criteris utilitzats per a establir les diverses categories responen a la necessitat de trobar uns pocs factors ambientals que permetin de reduir la variabilitat biòtica de manera a obtenir grups discrets que siguin el més diferent possibles entre ells i el més homogenis pel que fa als estanys que els integren. En aquest sentit, a Catalunya hi ha dos grans conjunts d'estanys que difereixen en la seva funcionalitat, biota i distribució en el territori; el més directe és distingir-los pel seu origen: càrstic o glacial. Els estanys càrstics són un conjunt reduït i només es va considerar el criteri de la mida per a distingir l'estany de Banyoles dels altres estanys notablement més petits. En els estanys alpins es va considerar els factors ambientals que determinen més diferències funcionals i en la distribució de la biota. El més rellevant és l'acidesa, en relació a la qual es va considerar valors de partició basats en l'alcalinitat que són d'ús comú internacionalment a l'hora de tipificar aigües de baixa reserva alcalina (Fig. 5.12a). D'altra banda, es va buscar un punt de discontinuïtat en la tendència de canvi que es produeix en augmentar l'altitud. La probabilitat d'aparició de macròfits va resultar ser un bon indicador per definir un punt d'inflexió en aquesta tendència (Fig. 5.12b). Finalment, es va poder definir un llindar de mida a partir de la probabilitat de trobar valors elevats de carboni orgànic dissolt o del fòsfor total (Fig. 5.12c). La figura 5.12d indica la distribució territorial dels diversos tipus d'estany.

(a)

(b)



**Figura 5.12.** a) Relació entre el pH i la capacitat neutralitzadora d'àcids (ANC) en els estanyos Pirinencs; la mida del símbol és un indicador de l'abundància de sulfats, que oscil·la entre 0.5 i 60 mg l<sup>-1</sup> SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> b) Histogrames indicant la presència d'estanyos amb macròfits (lila) respecte del total d'estanyos mostrejats a diferents altituds (blau); c) Relació entre l'àrea dels estanyos i la quantitat de carboni orgànic en l'aigua per a un conjunt d'estanyos alpins de serralades de tota Europa. La mida dels punts ens indica la quantitat de fòsfor total del sistema; d) Classificació dels estanyos majors de 0.5 ha de Catalunya d'acord amb l'arbre de decisions de la figura 5.11.

Per a determinar les condicions de referència dels tipus establerts i els llindars entre les diferents categories d'estat ecològic es va seguir les orientacions del grup de treball en condicions de referència (REFCOND, 2003) de l'Estratègia per a una Implementació Comuna de la Directiva Marc. Breument, aquesta implica una selecció de localitats potencials de referència, l'establiment de les condicions de referència per a tots els elements de qualitat que es considerin rellevants per a cada tipus d'estany, el càlcul dels quocients de qualitat ecològica (EQR), l'establiment de llindars entre cada classe d'estat ecològic i, finalment, l'harmonització de les escales EQR i l'establiment dels llindars per a elements de qualitat no ecològics. Entre les diverses possibilitats que ofereix el marc de la Directiva es va seleccionar diversos paràmetres i definir índexs que fossin útils i aplicables per a determinar l'estat de cadascun dels elements considerats per la directiva (Fig. 5.13).

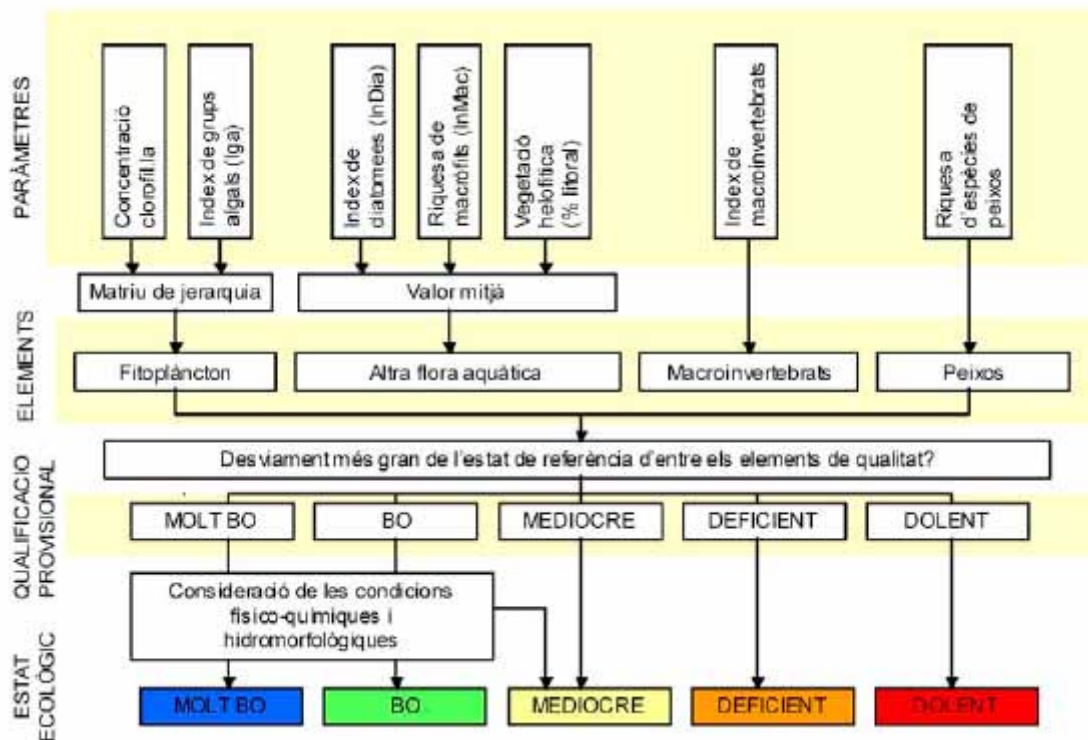


Figura 5.13. Procediment per a la qualificació final de l'estat ecològic d'un estany.

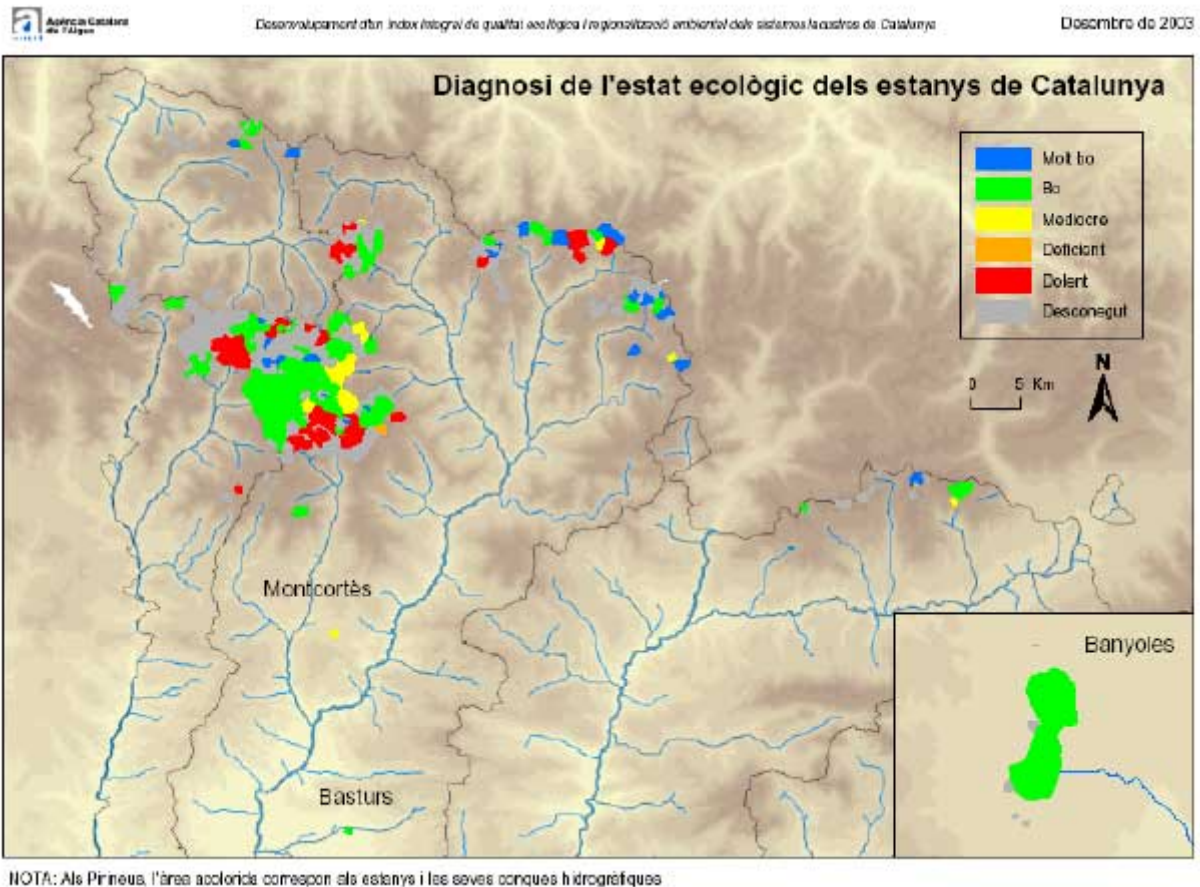
Per a cadascun del paràmetres establerts es va proposar uns quocients de qualitat ecològica (EQR) que definissin els llindars entre els cinc estats de qualitat que considera la DMA (Taula 5.26).

**Taula 5.26.** Exemple dels llindars de l'índex de qualitat ecològica establerts per al paràmetre "Concentració de clorofil·la". Entre parèntesi es recull el valor del paràmetre en  $\text{mg l}^{-1}$ .

Llindars EQR		BO	MEDIOCRE	DEFICIENT	DOLENT
<b>Clorofil·la</b>					
E. càrstics grans (CGG)		0.55 (2.7)	0.41 (3.7)	0.27 (5.6)	0.14 (10.7)
E. càrstics típics (CPP)		0.55 (3.6)	0.41 (4.9)	0.27 (7.4)	0.14 (14.3)
E. alpins d'aigües molt àcides (AAA)		0.54 (2.8)	0.4 (3.8)	0.27 (5.6)	0.13 (11.5)
E. alpins d'aigües molt diluïdes (AAG)		0.54 (2.8)	0.4 (3.8)	0.27 (5.6)	0.13 (11.5)
E. alpins típics (ACA)		0.54 (3.7)	0.4 (5)	0.27 (7.4)	0.13 (15.4)
E. alpins de poca altitud (ACB)		0.59 (5)	0.44 (6.8)	0.29 (10.3)	0.15 (20)
E. alpins grans (ACG)		0.54 (4.6)	0.4 (6.3)	0.27 (9.3)	0.13 (19.2)
E. alpins d'aigües alcalines (ALK)		0.51 (2.9)	0.38 (3.9)	0.26 (5.8)	0.13 (11.5)

A tall d'exercici final de l'estudi es va realitzar una determinació preliminar de l'estat ecològic dels estanys de Catalunya segons les dades disponibles en l'actualitat (Fig. 5.14).

L'estudi ha estat realitzat amb el finançament de l'Agència Catalana de l'Aigua.



**Figura 5.14.** Determinació preliminar de l'estat ecològic dels estanys de Catalunya.

#### 5.4.2.2 Rius.

D'acord amb la Directiva Marc de l'Aigua a Catalunya s'han establert 247 masses d'aigua fluvial, embassaments exclosos, per a les quals ens cal desenvolupar un mètode i uns protocols que ens permetin d'avaluar-ne l'estat ecològic. Encara que la unitat final a considerar és la massa d'aigua, la unitat real (pràctica) d'estudi és el tram de riu. El primer pas resideix a establir una tipologia que permeti d'establir grups de masses d'aigua fluvials (trams fluvials). Per a això, s'han seguit les recomanacions metodològiques fetes per la DMA; així s'ha triat el procediment B per ser més flexible i emmotllable a la gran heterogeneïtat dels rius catalans. Segons aquesta aproximació, ha estat possible reduir el nombre de paràmetres a incloure en el model a tan sols 17 paràmetres, 3 d'hidroològics, 6 geològics, 6 morfomètrics i 2 climàtics. De fet, els 6 geològics són modalitats d'un mateix paràmetre (Taula 5.27), que s'han seleccionat seguint criteris com el de triar variables poc influenciades per l'activitat antropogènica, variables importants en la distribució de les comunitats biològiques i variables que siguin independents (sense correlació entre elles). A partir del conjunt de paràmetres seleccionat s'ha fet un tractament multivariant (Anàlisi de components principals) i amb les puntuacions dels eixos significatius s'ha procedit a fer agrupacions no jeràrquiques mitjançant algorismes de similitud; posteriorment s'ha fet la selecció de les variables que discriminen les regions i els tipus fluvials dels trams analitzats. Finalment, s'ha ajustat i validat la regionalització i la tipologia fluvial amb la totalitat de trams fluvials dels que es tenia prou informació.

**Taula 5.27.** Variables seleccionades per a la regionalització fluvial de les Conques Internes de Catalunya. En cursiva es marquen les variables introduïdes que es troben contemplades en l'aproximació B de la DMA (annex II, apartat 1.2.1).

TIPUS VARIABLES	DE VARIABLES
<b>Variables d'estació</b>	
<b>Hidroològiques</b>	
	<ul style="list-style-type: none"> <li>Aportació anual (hm<sup>3</sup>)</li> </ul>



- *Índex d'estiatge*
- 

- *Aportació específica* (hm<sup>3</sup>/km<sup>2</sup>)
- 

#### **Morfomètriques**

- Alitud (m)
- 

- Pendent
- 

- Àrea conca (km<sup>2</sup>)
- 

- Ordre del riu (mètode Strahler)
- 

- Radi de bifurcació
- 

- Forma de la conca
- 

#### **Variables de conca**

##### **Geològiques**

- Percentatge cobertura de la conca drenada amb roques carbonatades
- 

- Percentatge cobertura de la conca drenada amb roques silíciques
- 

- Percentatge cobertura de la conca drenada amb roques carbonatades i evaporítiques sulfatades
- 

- Percentatge cobertura de la conca drenada amb roques evaporítiques
- 

- Percentatge cobertura de la conca drenada amb roques evaporítiques amb presència de clorurs
- 

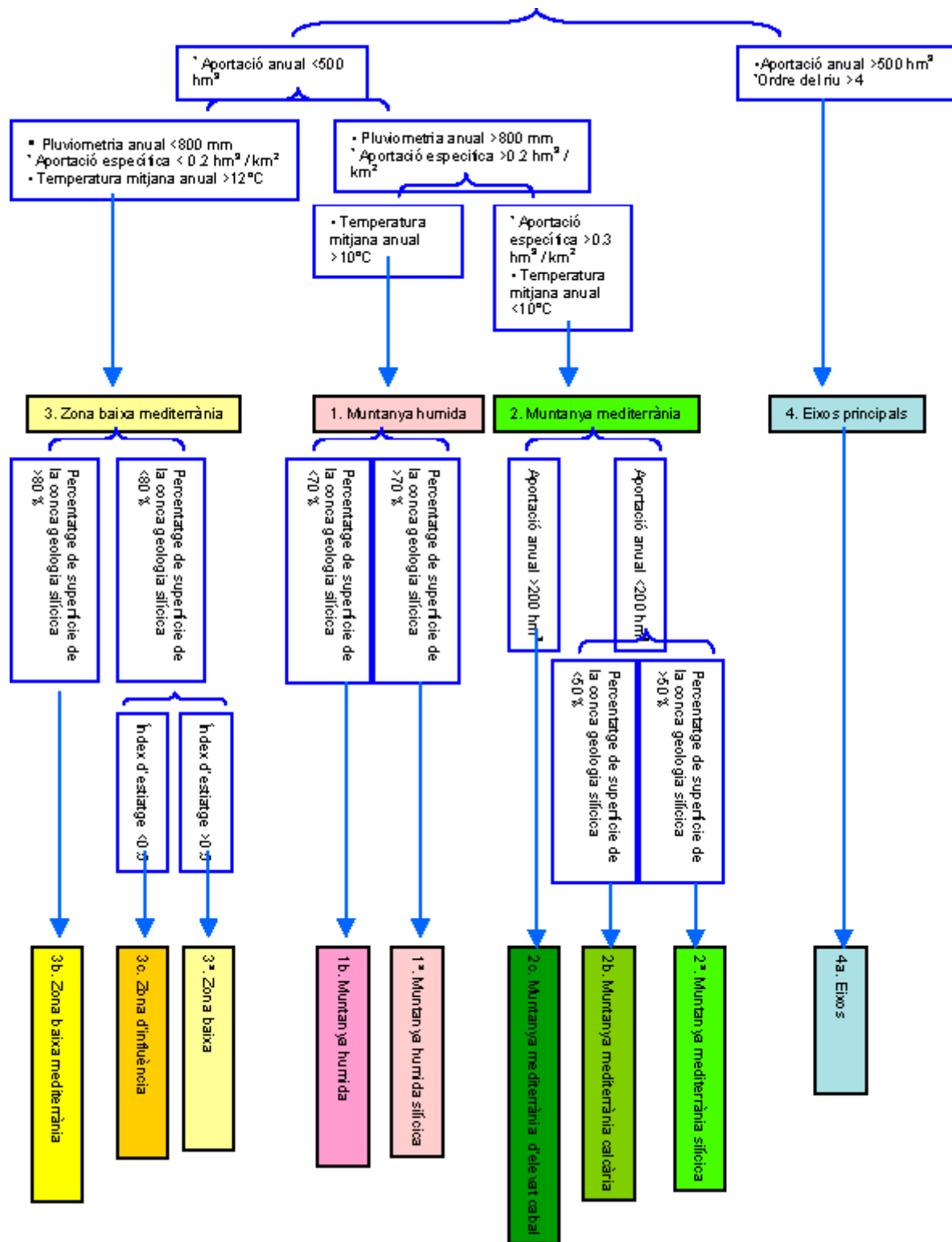
- Percentatge cobertura de la conca drenada amb roques sedimentàries d'origen mixt
- 

##### **Climàtiques**

- Temperatura ambiental mitjana anual del tram de riu (°C)
- 

- Pluviometria anual mitjana a la conca drenada (mm)
- 

Aquest mètode permet de classificar els rius en 5 regions ecològiques i 10 subregions de gestió fluvial (Taula 5. 20) a les Conques Internes de Catalunya (CIC), fent servir uns pocs criteris de classificació que permeten definir cada regió i subregió (Fig. 5.15)



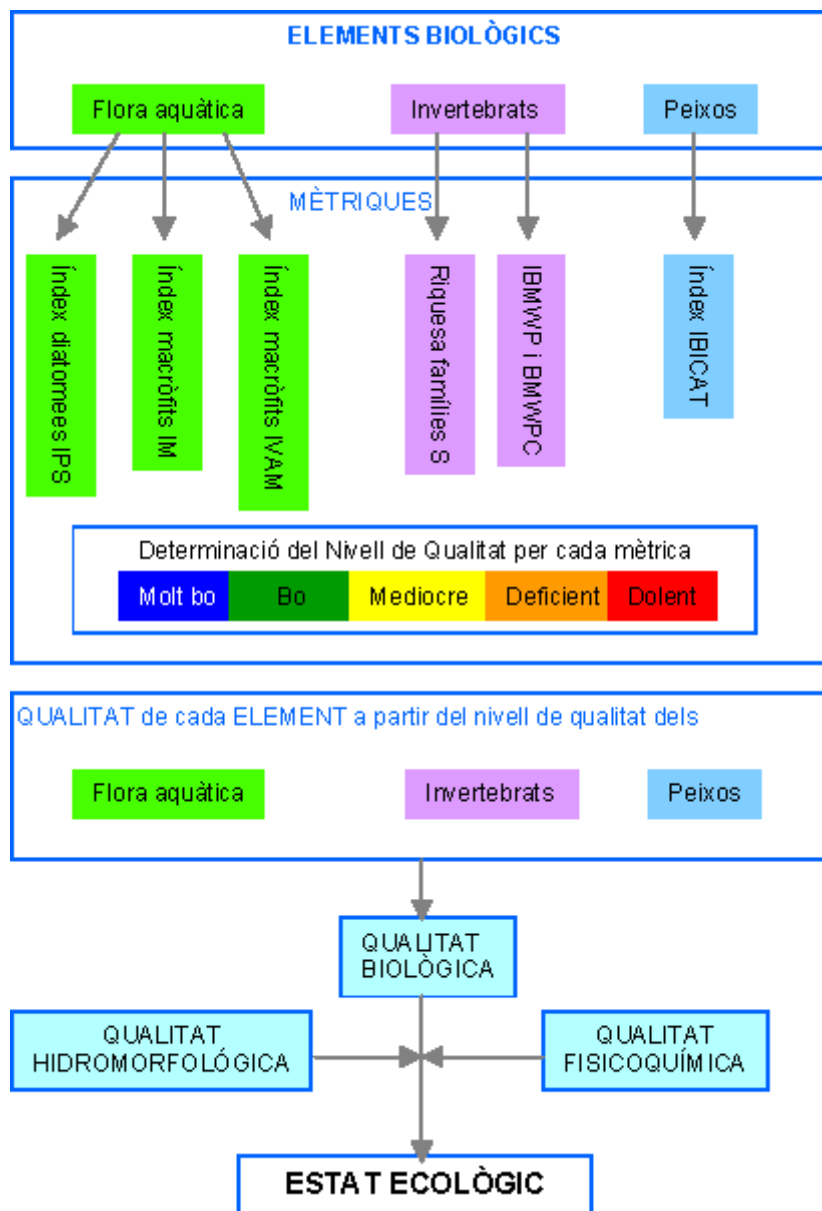
**Figura 5.15.** Clau de classificació de les regions fluvials i subregions de gestió fluvial per a les CIC.

L'existència final de 10 tipus fluvials en un territori tan petit com és el que compren totes les CIC ens mostra clarament la gran heterogeneïtat del nostre territori (Fig. 5.16), on en una mateixa comarca es poden trobar fins a quatre tipus fluvials diferents, com a l'Alt Empordà, per exemple.



**Figura 5.16.** Trams fluvials que pertanyen a diferents subregions de gestió: a) capçalera de la Muga (muntanya mediterrània calcària); b) capçalera de la Riera d'Espinelles (muntanya mediterrània silícica); c) capçalera del riu Ter (muntanya humida silícica); d) baix Ter (eix principal).

Per a determinar les condicions de referència dels tipus definits i els límits entre les diferents categories d'estat ecològic s'han seguit les recomanacions fetes per les directrius del document ECOSTATS (Grup de treball 2A de la CE en l'Estratègia Comú d'implantació de la DMA – CIS), encara que no tots els índexs proposats estan suficientment estudiats i, en realitat, manquen estudis que estableixin nivells de qualitat segons la tipologia fluvial definida. De fet, això només existeix pels invertebrats. Els límits s'estimen a partir dels quocients d'estat de qualitat ecològica (EQR) o índex d'integritat biològica (EQI). Les mètriques que s'han fet servir són: índex IPS per a les diatomees bentòniques; índexs IM i IVAM per a macròfits aquàtics; Riquesa de famílies (S) i índexs IBMWP i BMWPC per a invertebrats; índex IBICAT per a peixos. Els passos a seguir per a obtenir la qualificació final de l'estat ecològic inclouen també la qualitat fisicoquímica i hidromorfològica (veure protocol HIDRI de l'ACA) (Fig. 5.17).

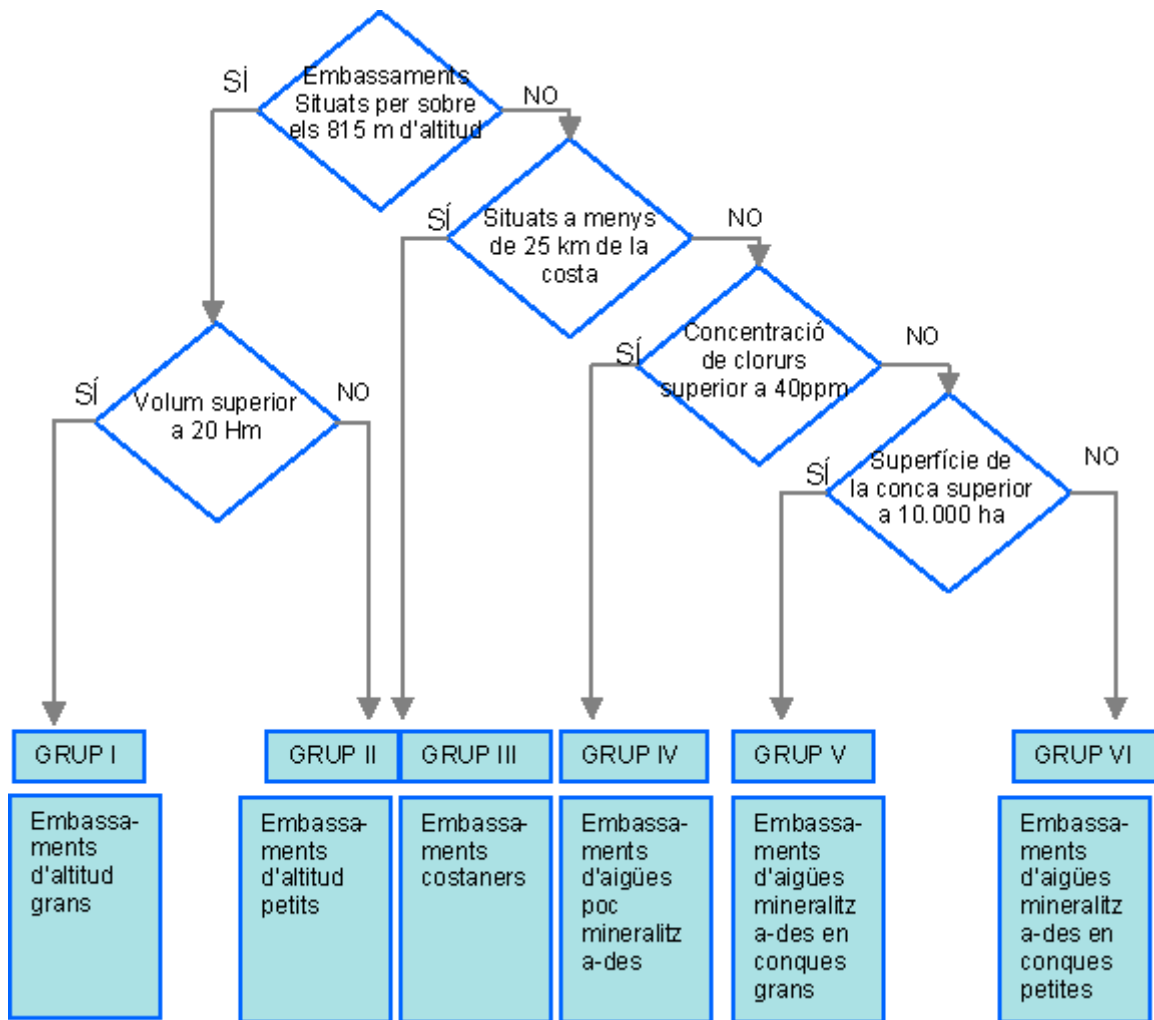


**Figura 5.17.** Procediment per a la qualificació final de l'estat ecològic d'un riu.

#### 5.4.2.3 Embassaments

Els embassaments són masses d'aigua artificials que es generen en un riu per la construcció d'una barrera física (presa), que provoca l'augment de la taxa de permanència de l'aigua i genera un sistema que normalment s'assembla més a un llac que a un riu, ja que domina l'organització vertical del sistema lenític enfront de l'horitzontal del riu. O sia, que hem de fer servir descriptors propis dels sistemes lacustres tant per a fer l'agrupació tipològica com per a estimar l'estat ecològic potencial; el terme potencial és emprat per a sistemes artificials i és equivalent a l'estat ecològic dels sistemes naturals que pot assolir aquest tipus de massa d'aigua.

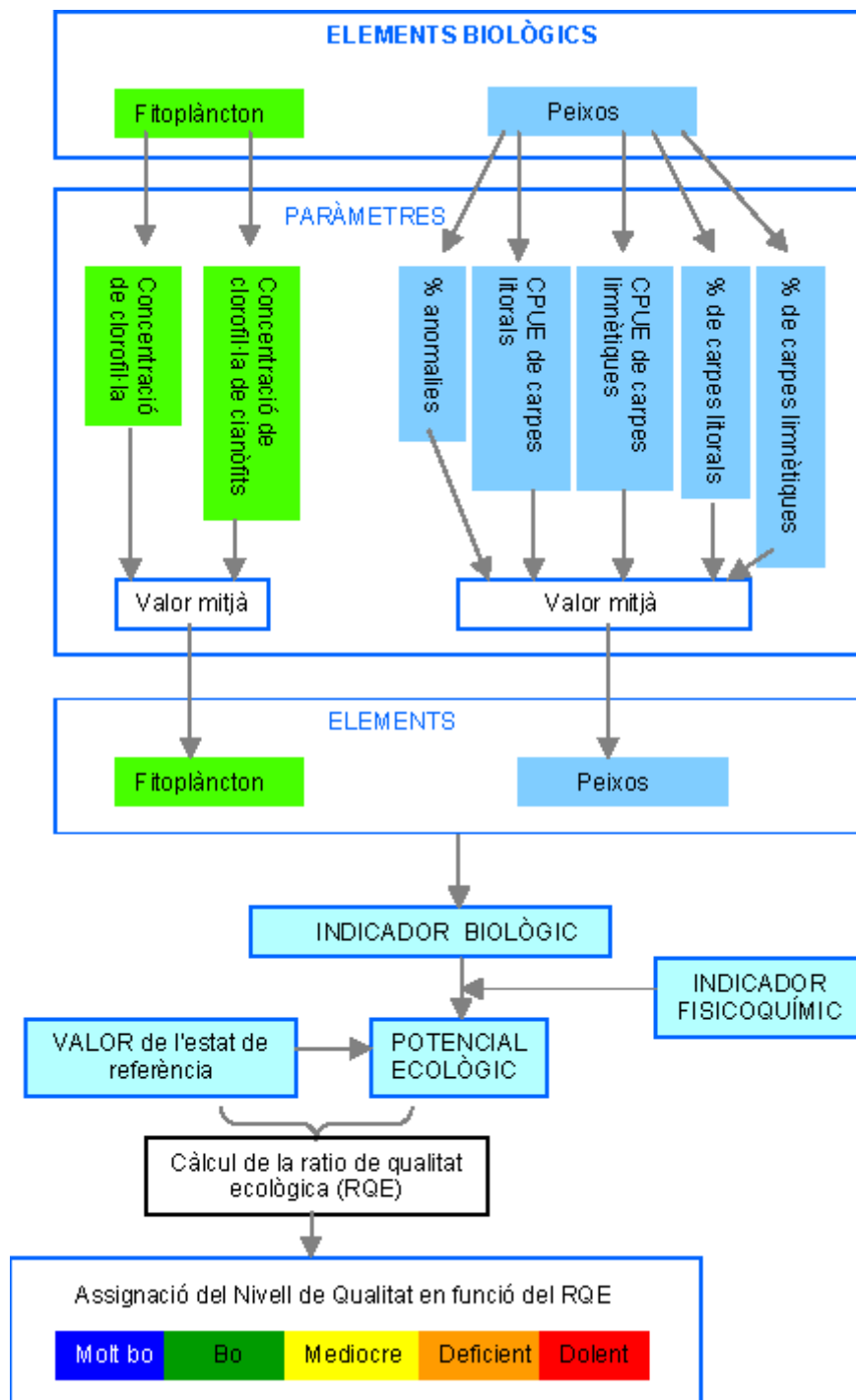
Els embassaments catalans s'han classificat en sis tipus (Fig. 5.18) a partir de la situació geogràfica (altitud, distància al mar), de les característiques de la conca (mida, geologia, etc), i d'altres variables fisicoquímiques, fent servir un arbre jeràrquic.



**Figura 5.18.** Arbre de decisions per a determinar la tipologia d'un embassament.

Donada la variabilitat del nivell (volum inundat) d'un embassament s'ha rebutjat com a indicadors biològics tant els invertebrats com la flora del bentos, ja que les seves comunitats es veuen fortament afectades per l'esmentada variabilitat. Així doncs, s'ha emprat com a indicadors biològics el fitoplàncton (concentracions de clorofil·la total i de cianobacteris) i els peixos (diferents mètriques de les poblacions de carpes), mentre que com a indicadors fisicoquímics només s'ha tingut en compte la terbolesa (transparència segons el disc de Secchi), les condicions d'oxigenació (mesurades a l'hipolimnion, o sia per sota de la termoclina) i concentració de nutrients (fòsfor total).

Com en el cas dels estanys, per a determinar les condicions de referència dels tipus establerts i els líndars entre les diferents categories d'estat ecològic s'ha seguit les recomanacions del grup REFCOND de la CE, que impliquen la selecció de localitats de referència, l'establiment de les condicions de referència per a tots els elements de qualitat que es consideren rellevants i el càlcul del quocients de qualitat ecològica (EQR). (Fig. 5.19)



**Figura 5.19.** Procediment general d'assignació d'un nivell de qualitat potencial ecològic d'un embassament.

Actualment, no tots els indicadors biològics seleccionats permeten establir llinars entre cada classe d'estat ecològic potencial, com és el cas de les mètriques triades per als peixos (veure protocol ECOEM, ACA 2006).

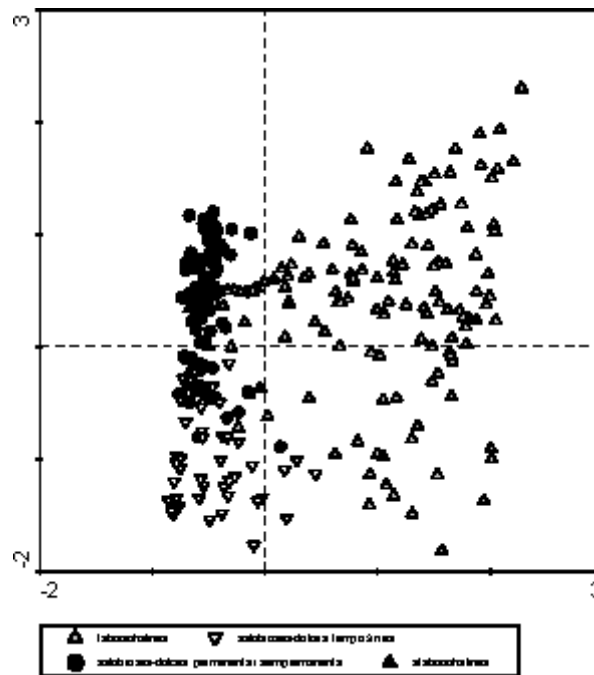
#### 5.4.2.4 Zones humides

Els indicadors biològics per a l'avaluació de la qualitat de l'aigua han estat especialment estudiats en ecosistemes fluvials i lacustres (Gannon & Stemberger 1978, Furse *et al.* 1987, Matveeva 1991) i són molts els estudis fets a Catalunya, especialment en ecosistemes fluvials (p.ex. Prat *et al.* 1986, Sabater *et al.* 1996, Benito & Puig 1999), on s'apliquen de manera rutinària en la gestió de rius des de fa uns quants anys. Tot al contrari, existeix relativament poca informació sobre l'aplicació d'índexs biològics en aiguamolls i sistemes lacunars lenítics (Burton *et al.* 1999, Veraart 1999, Lillie *et al.* 2002, Pennings *et al.* 2002, Loughheed and Chow-Fraser, 2002; Eyto *et al.*, 2003; Kane and Culver, 2003). Tota ella és molt recent i sovint limitada a àmbits geogràfics que res tenen a veure amb la climatologia mediterrània. A Catalunya són escassos els estudis encaminats a l'avaluació de la qualitat de l'aigua en aiguamolls (p.ex. Bach *et al.* 1998) i encara més els que proposen algun sistema de seguiment de la qualitat de l'aigua a partir d'organismes aquàtics (Moreno-Amich *et al.* 1999).

A partir de les propostes de la Directiva Marc de l'Aigua, l'Agència Catalana de l'Aigua (Generalitat de Catalunya) va encarregar un estudi per a elaborar eines per a l'establiment de l'estat ecològic de les zones humides de Catalunya. Aquest capítol es fonamenta en aquest estudi (Boix *et al.* 2004).

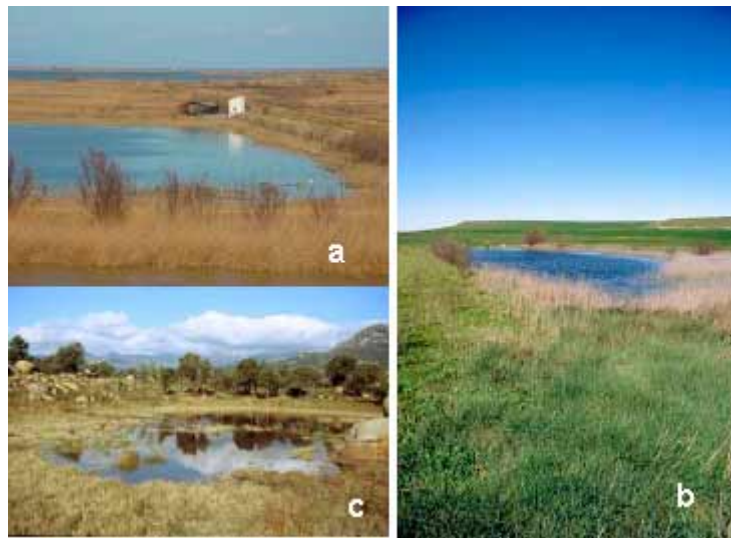
#### 5.4.2.4.1 Tipificació de les zones humides de Catalunya

Tant en llacunes costaneres com d'interior, la salinitat i la permanència de l'aigua han estat considerats els principals factors a l'hora de tipificar els ambients lacunars mediterranis (Britton & Podlejski 1981, Alonso 1998, Trobajo *et al.* 2002). Mitjançant la composició de comunitats d'invertebrats de zones humides de tot Catalunya s'ha validat la importància d'aquests factors i s'ha estimat els valors líndar vàlids a l'hora de tipificar els ecosistemes lenfítics sòms (Boix *et al.* 2004). Per tal de poder estudiar sistemes amb característiques similars, es va seleccionar aquelles zones humides situades a menys de 800 m s.n.m., i de menys de 6 m de fondària.

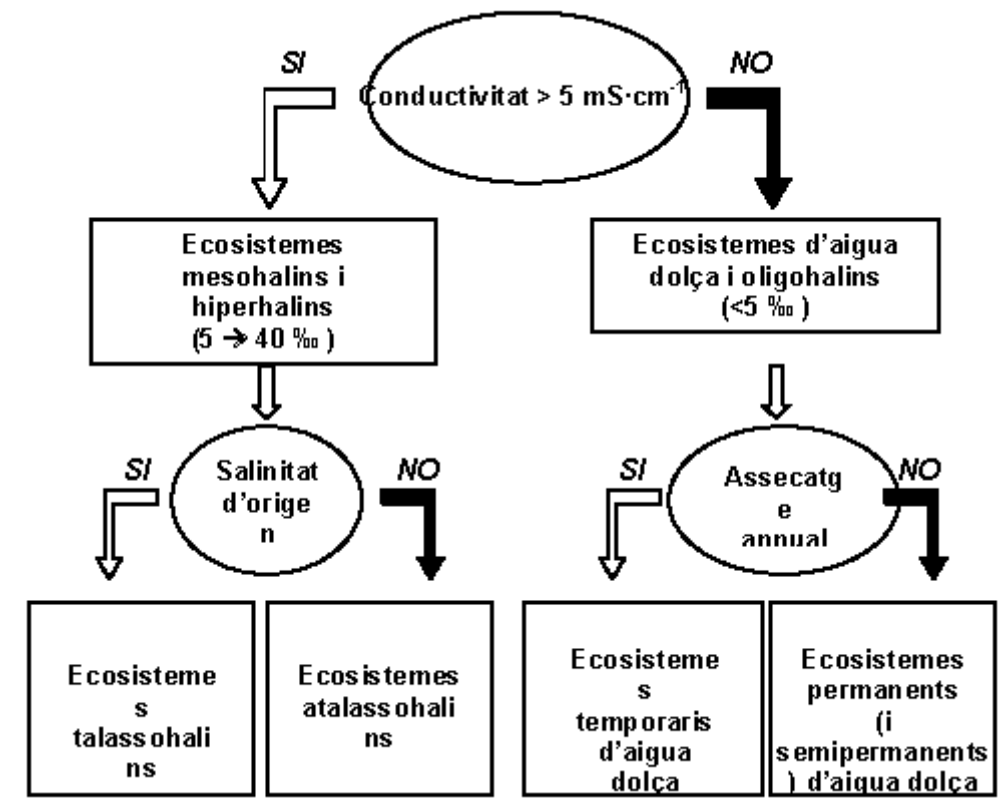


**Figura 5.20.** Posició de les mostres en l'espai creat per les dues primeres dimensions de la CA.

Així, mitjançant una anàlisi de correspondències (CA) a partir de la composició i estructura de les comunitats d'invertebrats, es va ordenar les mostres en funció de la salinitat i de la permanència de l'aigua. En la Figura 5.20 es representa el resultat d'aquesta CA i s'observa, en termes generals, com la primera dimensió separa les aigües més salades (valors positius) de les dolces (valors negatius), mentre que la segona separa les aigües dolces en aigües temporànies (valors positius) de la resta (valors negatius). En el resultat de la CA (Fig.5.20), per tal d'observar el grau de separació de les mostres en funció de la salinitat i de la permanència, s'ha adjudicat cada mostra a una de les següents tipologies: aigües atalassohalines, aigües talassohalines (les dues tipologies amb mitjana de salinitat superior a  $5 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ ), aigües salobres o dolces permanents (o semipermanents) i aigües salobres o dolces temporànies (Fig. 5.21). Val a dir que el valor de  $5 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$  de mitjana anual de conductivitat separa de manera molt coherent les mostres positives i les negatives pel que fa a la primera dimensió. En la Figura 5.22 es mostren els criteris per a la tipificació de les zones humides de Catalunya en forma de clau dicotòmica.



**Figura 5.21.** Zones humides de diferents tipus: a) Clot de l'Unilla (Segrià), exemple de zona humida atalassohalina; b) Illa de Buda (Delta de l'Ebre), exemple de zona humida talassohalina (Autors: Mònica Martinoy Masjoan i Jaume Gifre Viñas); c) Estany de la Rajoleria de la Gutina (serra de l'Albera), exemple de llacuna salobrosa-dolça temporània;



**Figura 5.22.** Esquema per a la tipificació de les zones humides de Catalunya.

#### 5.4.2.4.2. Organismes indicadors utilitzats en les zones humides de Catalunya

L'eina proposada per a l'establiment de l'estat ecològic en zones humides utilitza dos grups d'organismes:

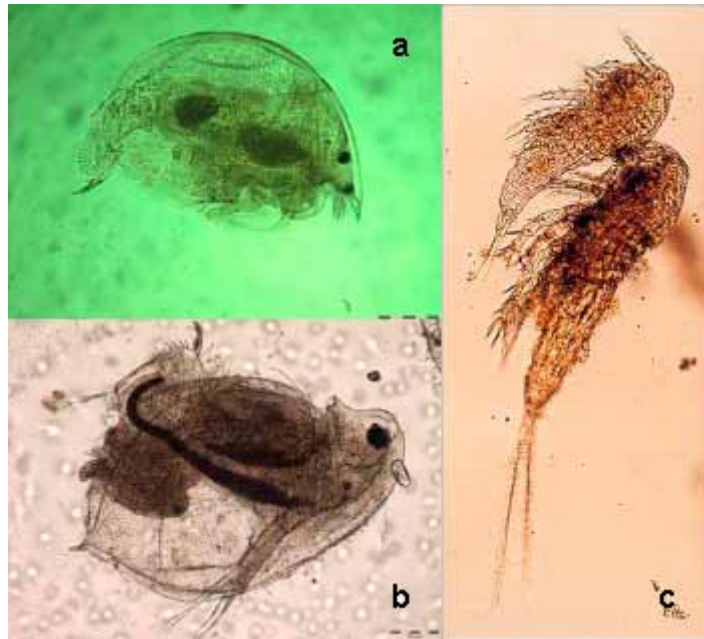
- els microcrustacis: cladòcers, copèpodes i ostracodes
- els macroinvertebrats: únicament macrocrustacis (grans branquiòpodes i malacostracis) i insectes.

Els microcrustacis tenen nombroses característiques que els fan adients per a avaluar la qualitat de l'aigua: (a) la seva ubiqüitat en els sistemes lenfics i la facilitat de la seva captura; (b) les espècies prefereixen aigües amb diferents estats tròfics (p.ex. Berzins & Bertilsson, 1989; Moreno-Amich *et al.*, 1999); (c) les associacions de microcrustacis responen als gradients de perturbació (Stemberger & Lazorchak, 1994); (d) relacions entre associacions de microcrustacis i fitoplàncton o macròfits estan clarament determinades (p.ex. Richman & Dodson, 1983; Paterson, 1993). A més, ja existeixen



diverses eines per l'establiment de la qualitat de l'aigua que es basen, com a mínim en part, en microcrustacis (p.ex. Gannon & Stemberger, 1978; Loughheed & Chow-Fraser, 2002; Kane & Culver, 2003).

Es considera que la riquesa i la diversitat són estimadors de la qualitat de l'aigua (p.ex. Whilh & Dorris, 1968; Ravera, 2000). Coincidentment, en els protocols de gestió o els índexs biològics elaborats per a zones humides també es considera la riquesa com una mètrica adient de la qualitat de l'aigua (p.ex. Adamus & Brandt, 1990; European Union, 2003; Fano *et al.*, 2003). Per a obtenir una aproximació a la riquesa és aconsellable treballar amb la fracció més gran d'organismes de la comunitat. En aquest sentit s'ha proposat obtenir-la a partir dels macrocrustacis i dels insectes, a més dels microcrustacis. No s'ha considerat d'altres organismes ja que el mostreig amb salabre sense recollir sediment no és molt adient per a la captura d'organismes com els anèl·lids o els mol·luscs. Les espècies de macrocrustacis són especialment abundants en aigües costaneres, mentre que els insectes són abundants en aigües epicontinentals, i per això es aconsellable incloure'ls tots dos en l'estimació de la riquesa.



**Figura 5.23.** Organismes indicadors: a) *Alona*, gènere indicador de zones humides salobreses-dolces permanents (coeficient de qualitat = 7) i de temporànies (coeficient de qualitat = 7); b) *Daphnia pulicaria*, espècie indicadora de zones humides talassohalines (coeficient de qualitat = 8), de salobreses-dolces permanents (coeficient de qualitat = 6) i de temporànies (coeficient de qualitat = 6); c) *Cletocamptus*, gènere indicador de zones humides talassohalines (coeficient de qualitat = 7), autora de la fotografia Sandra Bruçet Balmaña.

El nivell de resolució taxonòmica proposat per als microcrustacis és el de gènere (a excepció dels gèneres *Moina* i *Daphnia* que ha de ser d'espècie) (Fig. 5.23), ja que una menor resolució taxonòmica no va permetre d'obtenir resultats satisfactoris (Boix *et al.*, 2004). Pel que fa a l'estimació de la riquesa es va optar per una resolució que fos assumible, és a dir, amb un nivell baix de dificultat taxonòmica. Així, la resta de macrocrustacis també ha de ser determinada a nivell de gènere, mentre que els estadis immadurs d'insectes ho han de ser a nivell de família, nivell que utilitzen índexs biològics d'ampli ús per a determinar la qualitat de l'aigua de sistemes lòtics (National Water Council, 1981; De Pauw & Vanhooren, 1983; Ghetti, 1986; Chessman, 1995; Prat *et al.*, 1999; Benito & Puig, 1999). El menor nombre de famílies d'insectes en zones humides respecte als rius fa aconsellable que la proposta requereixi d'una resolució taxonòmica de gènere pel que fa als coleòpters i heteròpters adults (King & Richardson 2002).

#### 5.4.2.4.3 Índex de qualitat de l'aigua:QAELS

L'índex QAELS (el nom correspon a l'acrònim de "Qualitat de l'Aigua d'Ecosistemes Lenítics Soms") s'obté a partir de dues mesures: la primera és una mesura de la sensibilitat dels taxons a la qualitat de l'aigua (ACCO), i la segona és una mesura de la riquesa de taxons (RIC). Els noms d'ambdues mesures, ACCO i RIC, corresponen als acrònims "Abundància de Cladòcers, Copèpodes i Ostracodes" i "Riquesa d'Insectes i Crustacis", respectivament. El valor del QAELS s'obté a partir de la següent equació:

$$QAELS = (ACCO + 1) \times \log(RIC + 1)$$

El càlcul del valor del *RIC* és la suma del nombre de gèneres de crustacis (micro i macrocrustacis), del nombre de gèneres de coleòpters i heteròpters adults i del nombre de famílies d'estadis immadurs d'insectes (nimfes, larves i pupes). Per altra banda, l'*ACCO* es calcula a partir de les abundàncies relatives dels taxons de microcrustacis presents i dels corresponents coeficients de qualitat (figuren en l'Annex I), determinats a partir d'anàlisi canòniques de correspondències parcials (Boix et al., 2004) seguint la filosofia de l'índex dels Saprobis de Pantle & Buck (1955) o l'índex de Qualitat del Bentos de Wiederholm (1980), i es calcula segons l'equació:

$$ACCO = \sum_{i=1}^j k_i \times n_i; \quad n_i = \frac{N_i}{N_{tot}}$$

on:

- $i$  = cada taxó amb un pes >1% en l'anàlisi (= taxó indicador)
- $j$  = nombre de taxons indicadors
- $n_i$  = abundància relativa del taxó  $i$
- $N_i$  = abundància del taxó  $i$
- $N_{tot}$  = suma de les abundàncies dels taxons indicadors
- $k_i$  = coeficient de qualitat

S'ha desenvolupat un *ACCO* diferent per a cada tipologia de zona humida, a excepció de les aigües atalassohalines, ja que la seva baixa representació a Catalunya no n'ha permès l'elaboració.

Per a l'aplicació de l'índex *QAELS*, cal tenir en compte diversos aspectes pel que fa al mostreig. Aquest es realitza amb un salabre de 250 µm de porus de malla. Els punts de mostreig han de ser els litorals de les llacunes i a prop del substrat (s'ha d'evitar mostrejar la part central de les llacunes i únicament la columna d'aigua). Per a l'índex *ACCO* es realitzen 20 cops de salabre tenint cura de mostrejar els diferents microambients presents en el punt de mostreig (p.ex. aigües lliures, entre la vegetació submergida i surant, entre els helòfits, etc.). Per l'índex *RIC* es recullen els insectes i crustacis capturats en els cops de salabre realitzats per a l'índex *ACCO*. Per tal d'obtenir una millor representació dels taxons presents de macroinvertebrats, es realitzaran fins a dues passades de més de 20 cops de salabre, si cal, fins que no aparegui cap més taxó nou. El nombre de taxons de microcrustacis es determinarà a partir dels primers 20 cops de salabres realitzats per a calcular l'índex *ACCO*.

Als valors numèrics de l'índex *QAELS* se'ls assigna una categoria de qualitat de l'aigua seguint la proposta metodològica de la Directiva Europea (2000/60/EC):

	Qualitat de l'aigua	Valor de l'índex
I	MOLT BO	$QAELS \geq 8$
II	BO	$6 \leq QAELS < 8$
III	MEDIOCRE	$4 \leq QAELS < 6$
IV	DEFICIENT	$2 \leq QAELS < 4$

5.4.2.4.4. Mesura de la pressió antròpica en ecosistemes lenítics soms en base a la morfologia de la cubeta, usos del sòl i vegetació.

La qualitat de l'aigua no posa de manifest l'estat d'artificialitat i de pèrdua de valor natural en el que es troben moltes de les masses d'aigua de Catalunya. Així, per exemple, moltes llacunes que contenen aigua d'una qualitat important han patit greus alteracions de la riba o bé s'han vist envoltades d'infraestructures com ara vivendes o carreteres sense que la qualitat hagi canviat de manera important. Fins i tot, basses artificials que tenen un ús de reg poden contenir aigua d'una qualitat alta malgrat que el valor natural és baix. De la mateixa manera, sistemes que encara mantenen cert grau de naturalitat es veuen sotmesos a contaminacions agràries o ramaderes que comporten una baixa qualitat de l'aigua. Aquesta doble percepció de la qualitat ambiental dels sistemes lenítics fa considerar la necessitat d'avaluar qualitat de l'aigua i estat de conservació per separat. Per tal de valorar l'estat de conservació dels sistemes enfront de la pressió antròpica s'ha de considerar alteracions

geomorfològiques, hidrològiques, usos del sòl (tant de l'entorn com de la mateixa cubeta de la llacuna), i estat de les comunitats vegetals.

Els índexs biològics s'han desenvolupat principalment per a establir la qualitat de l'aigua. Hi ha, però, algunes aproximacions que inclouen altres aspectes com ara l'ús del sòl, la morfologia de la cubeta, l'estructura de la vegetació o les activitats humanes, etc. (p.ex. Bartoldus, 1999; Moss et al., 2003; Fennessy et al., 2004).

#### - Índex ECELS (Estat de Conservació d'Ecosistemes Lenítics Soms)

S'ha proposat un índex per a l'avaluació de l'estat de conservació dels ecosistemes lenítics soms (índex ECELS) que valora en quines condicions es troba l'ecosistema en el seu conjunt, al marge de la qualitat de les seves aigües. Aquest índex segueix una metodologia similar a d'altres propostes elaborades per a sistemes lòtics com són l'índex RCE (Petersen, 1992) o l'índex QBR (Munné et al., 2003). L'índex s'estructura en cinc blocs, cada un dels quals analitza un aspecte independent de l'estat de conservació d'un aiguamoll. Cada bloc es compon d'una o diverses seccions amb opcions excloents que donen una puntuació a cada bloc (només es pot escollir una resposta per secció). Alhora, cada bloc té uns moduladors que valoren particularitats addicionals dels blocs i a on es poden escollir diverses opcions, les quals poden tant restar com sumar punts. L'índex ECELS es calcula sumant la puntuació de cadascun dels blocs, considerant que cap bloc no pot sumar més del seu màxim ni menys de 0. Així, l'índex pot variar de 0 a 100 (vegeu Annex II).

Per a aconseguir una avaluació global de l'estat de conservació de l'aiguamoll cal tenir en compte la mida del mateix. Així per llacunes de menys de 0.5 ha es proposa la realització de l'índex ECELS des d'1 únic punt, per aiguamolls d'entre 0.5 i 5 ha es proposen 2 punts, mentre que per aiguamolls de més de 5 ha seria necessària la realització de l'índex com a mínim en 3 punts. En el cas d'haver de realitzar més d'un punt per aiguamoll, s'ha d'intentar distribuir equitativament els punts a l'entorn de l'aiguamoll. El valor de l'índex ECELS per l'aiguamoll serà la mediana.

L'època més adient per a la realització de la valoració mitjançant l'ECELS és la primavera i, preferiblement, la segona meitat d'aquesta, ja que és el moment idoni per a valorar aspectes de la vegetació que es contemplen en aquest índex. Si es tracta d'un conjunt de masses d'aigua que poden estar connectades, però que queden aïllades almenys durant tot l'estiu, cal repetir la valoració per a cada massa d'aigua per separat. Per altra banda s'ha de considerar que en determinades situacions hidrològiques no és adequat realitzar la valoració de l'índex ECELS. Així, les situacions d'inundació en què diverses masses d'aigua comparteixen una làmina d'aigua, o bé les situacions d'assecatge on les llacunes temporànies o fluctuants tenen la làmina d'aigua molt allunyada del litoral de la mateixa llacuna.

Als valors numèrics de l'índex ECELS se'ls assigna a una categoria d'estat de conservació seguint la proposta metodològica de la Directiva Europea (2000/60/EC):

Estat de Conservació	Valor de l'índex
I MOLT BO	$ECELS \geq 90$
II BO	$70 \leq ECELS < 89$
III MEDIOCRE	$50 \leq ECELS < 69$
IV DEFICIENT	$30 \leq ECELS < 49$
V DOLENT	$ECELS < 30$

#### 5.4.2.4.5 Estat ecològic i condicions de referència

La Directiva Europea (2000/60/EC) estableix la necessitat de definir les diferents tipologies d'ecosistemes aquàtics existents (en aquest cas ecosistemes lenítics soms) i establir les condicions de referència per a cada tipologia. Les diferents tipologies existents a Catalunya queden ben establertes en funció de característiques no relacionades amb la qualitat de l'aigua, com la salinitat i la durada de la inundació (Figura 2). Pel que fa a les condicions de referència, és difícil trobar ambients lenítics soms en els quals no hi hagi hagut cap modificació i que es puguin considerar com a no pertorbats, de manera que s'ha de determinar les condicions de referència en funció de valors potencials per a establir l'estat ecològic. Aquestes són:

- L'origen de la llacuna és natural.
- Els voltants de la llacuna no estan tancats per motes, de manera que no es limita o canalitza ni l'entrada ni la sortida d'aigua. En augmentar el nivell de l'aigua, la superfície inundada de la llacuna pot expandir-se inundant els terrenys adjacents sense que hi hagi una limitació important a aquesta expansió.
- La hidrologia depèn principalment de pertorbacions hídriques naturals, com temporals de mar, precipitacions, o pujades del nivell freàtic. Alhora, no està afectada per aportacions d'aigua controlades o alterades per l'home. No hi ha aportacions d'aigua i de nutrients per canals d'escorrentia que provinguin de l'ús urbà, industrial o agrícola. Tampoc hi ha d'haver extraccions d'aigua per a qualsevol ús. El nivell d'aigua no es manté artificialment, de manera que durant l'estiatge es poden produir episodis d'assecatge.
- No es produeixen mai episodis d'hipertròfia en els moments de mínim volum d'aigua o previs a la dessecació de la llacuna. Malgrat que puguin produir-se baixades importants de la concentració d'oxigen, mai provoquen la desaparició de la comunitat típica de la llacuna i la seva substitució per una comunitat típica de condicions anòxiques.
- No hi ha presència ni de fauna ni de flora al·lòctones.
- Presenta una composició i estructura de la comunitat vegetal característica pel tipus de llacuna.
- Donades les característiques fluctuants d'aquests ambients, no s'estableixen restriccions ni a la salinitat, ni a la concentració de nutrients, ni a l'assecatge natural.

Per tal d'establir l'estat ecològic, es proposa combinar el valor obtingut per a la qualitat de l'aigua (índex *QAELS*) amb el valor de l'estat de conservació (índex *ECELS*) d'una massa d'aigua. A la Taula 5.28 consten els valors d'estat ecològic que s'atorgarien a una massa d'aigua en funció d'aquests dos índexs. La matriu per a obtenir "l'estat ecològic" a partir dels índexs *QAELS* i *ECELS* és simètrica (dóna la mateixa importància a ambdós índexs) i el valor més negatiu dels dos índexs predomina a l'hora d'establir l'estat ecològic. **Taula 5.28.** Establiment de l'estat ecològic mitjançant la informació aportada per l'índex *QAELS* (avaluador de la qualitat de l'aigua) i l'índex *ECELS* (avaluador de l'estat de conservació de la massa d'aigua).

**Taula 5.28.** Establiment de l'estat ecològic mitjançant la informació aportada per l'índex *QAELS* (avaluador de la qualitat de l'aigua) i l'índex *ECELS* (avaluador de l'estat de conservació de la massa d'aigua).

		Categories de l' <i>ECELS</i>				
		I	II	III	IV	V
Categories del <i>QAELS</i>	I	MOLT BO	BO	BO	MEDIOCRE	DEFICIENT
	II	BO	BO	MEDIOCRE	MEDIOCRE	DEFICIENT
	III	BO	MEDIOCRE	MEDIOCRE	DEFICIENT	DOLENT
	IV	MEDIOCRE	MEDIOCRE	DEFICIENT	DEFICIENT	DOLENT
	V	DEFICIENT	DEFICIENT	DOLENT	DOLENT	DOLENT

## 5.5. RISC D'UTILITZACIÓ DE L'AIGUA REGENERADA

Dues de les preocupacions ciutadanes més difoses actualment conflueixen en la pràctica de la reutilització de les aigües residuals: la conservació del medi i la seva sostenibilitat d'una banda, i la garantia per a la protecció de la salut de l'altra.

Cal dir que totes les activitats humanes, fins i tot les relacionades amb la conservació del medi, poden ser perilloses, i per tant poden comportar un risc. En aquest sentit, es té la certesa cada cop més ferma que la presa de decisions orientades cap a la protecció del medi i de la salut pública cal articular-la seguint el procediment d'anàlisi de riscos, que consta de tres components fonamentals: avaluació, gestió i comunicació sobre el risc.

L'avaluació del risc té com a finalitat d'identificar i valorar, qualitativament i quantitativa, els perills (propietats o agents biològics, químics o físics, que poden provocar un efecte nociu sanitari o ambiental) i caracteritzar el risc (probabilitat d'un efecte nociu i de la seva gravetat com a conseqüència d'un perill).

L'avaluació del risc és un procediment sistemàtic per a identificar les conseqüències indesitjables potencials d'una activitat i estimar la probabilitat que es produeixin. Consta de quatre etapes:

- identificació del perill,
- quantificació dosi-resposta,
- valoració de l'exposició, i
- estimació del risc

El resultat final ha de ser una declaració qualitativa i quantitativa dels efectes esperats sobre la salut o sobre el medi.

La *gestió del risc* busca evitar o minimitzar un risc sanitari o ambiental, seleccionant i aplicant les mesures de prevenció i control més apropiades, a més de les reglamentàries. Les mesures de reducció del risc que s'apliquen són el resultat d'anàlisi cost-benefici i d'estudis d'eficàcia i d'impacte econòmic i social de les diferents opcions possibles. Aquestes mesures s'han d'avaluar, mantenir o modificar d'acord amb els avenços científics que es produeixin.

Per últim, la *comunicació sobre el risc* és l'intercanvi d'informació i d'opinions, relacionades amb els perills i els riscos, entre

- les persones encarregades de l'avaluació,
- les persones encarregades de la gestió,
- la població general, consumidora de productes, o usuària de serveis (en el nostre cas en relació amb l'aigua residual),
- també en el cas que ens ocupa, les persones que representin els responsables del tractament, regeneració i aplicació de les aigües residuals,
- la comunitat acadèmica, i
- altres parts interessades.

La comunicació comprèn l'explicació dels resultats de l'avaluació del risc i dels fonaments de les decisions preses en el marc de la gestió del risc.

Assumint que en qualsevol activitat el risc zero no existeix, és important dedicar tots els esforços a la gestió del risc. Per assolir aquest objectiu cal la intervenció de les diferents parts implicades. Fent l'aplicació a la depuració i regeneració d'aigües, hem de parlar de:

#### Administracions competents:

- Desenvolupament d'una normativa de qualitat de l'aigua regenerada que determini la seva aptitud per a la reutilització en funció dels usos previstos, fonamentada en l'avaluació del risc i, en el supòsit que els coneixements científics no permetin provar o demostrar els efectes perjudicials, basada en el principi de precaució.
- Planificació de la regeneració i reutilització.
- Programes de control amb la finalitat de comprovar l'adequació dels productes, les activitats i els serveis a les normes (inspecció, presa de mostres, anàlisis de laboratori, revisió documental i verificació dels autocontrols, entre d'altres).
- Foment de l'educació sanitària i ambiental.

#### Responsables del tractament i regeneració de les aigües residuals:

- Implantació de bones pràctiques de producció i aplicació (disseny correcte i adequat de les instal·lacions, elecció de la millor tecnologia, selecció de proveïdors, garantia de capacitat, instrucció i control sanitari del personal, definició de procediments de treball i registre d'activitats )
- Aplicació sistemàtica d'autocontrols per a assegurar que la producció i aplicació d'aigües depurades es fan amb les màximes garanties de seguretat.
- Difusió de la informació, tot seguint les polítiques marcades per la Unió Europea.

Dins el marc indicat, una eina per establir procediments d'autocontrol eficaços és la utilització del sistema d'Anàlisi de Perills i de Punts Crítics de Control (APPCC, en anglès HACCP), el qual, amb fonaments científics i caràcter sistemàtic, permet d'identificar perills específics i establir mesures per al seu control. El sistema es centra en la prevenció, en lloc de basar-se principalment en assaigs de producte final. El sistema APPCC es una eina que ha d'adaptar-se permanentment a les modificacions en el disseny de l'equip o de les instal·lacions, o als canvis en els procediments de producció o aplicació.

El sistema APPCC pot aplicar-se en tota la cadena de reutilització, des de la producció d'aigua depurada fins als productes finals (vegetals regats, per exemple) o més enllà; i, a més de millorar la

seguretat, pot oferir altres avantatges significatius com són la facilitat d'inspecció (una altra mesura de gestió del risc) i l'augment de la confiança de la població.

Els conceptes en què es basa actualment l'APPCC foren originats a principis dels anys setanta, als USA, per la NASA (National Aeronautics and Space Administration), els laboratoris de l'exèrcit a Natick i la Companyia Pillsbury. Davant la impossibilitat d'assegurar amb els mètodes tradicionals d'inspecció i anàlisi que els aliments dels astronautes estiguessin lliures de contaminació, es dissenyà un sistema basat en observar en cada etapa del procés allò que podia fallar i en investigar-ne les causes i els efectes més probables; a fi d'establir els mecanismes de control adients. El sistema ha tingut diverses revisions i ara com ara, les autoritats sanitàries de molts països recomanen, o fins i tot exigeixen, la seva implantació.

El sistema APPCC consisteix en l'aplicació dels següents principis:

1. Anàlisi de perills (procés de recopilació i avaluació d'informació sobre els perills i les condicions que els originen per a decidir quins són importants).
2. Determinació dels punts crítics de control - PCC (procés o fase en el que es pot aplicar un control i que és essencial per a prevenir o eliminar el perill o per a reduir-lo a un nivell acceptable).
3. Establiment de límits crítics (criteri que diferencia l'acceptabilitat o inacceptabilitat del procés en una determinada fase).
4. Establiment d'un sistema de vigilància dels PCC (seqüències planificades d'observacions o mesures de paràmetres de control per a avaluar si un PCC està sota control).
5. Establiment de les mesures correctores que cal adoptar quan la vigilància indica que un PCC no està controlat.
6. Establiment de procediments de comprovació per a confirmar que el sistema APPCC funciona eficaçment.
7. Establiment d'un sistema de documentació sobre els procediments i els registres emprats.

L'aplicació pràctica consta de les següents operacions:

1. Formació d'un equip d'APPCC.
2. Descripció del producte.
3. Determinació de l'ús a què serà destinat.
4. Elaboració d'un diagrama de flux de "fabricació i distribució".
5. Confirmació "in situ" del diagrama de flux.
6. Enumeració dels possibles riscos de cada fase (anàlisi de perills i estudi de les mesures per a controlar-los).
7. Determinació dels PCC.
8. Establiment dels límits crítics.
9. Establiment d'un sistema de vigilància per a cada PCC.
10. Establiment de mesures correctores.
11. Establiment de procediments de comprovació.
12. Establiment d'un sistema de documentació i registre.

### 5.5.1. Usuaris

La definició d'usuari de l'aigua regenerada es pot plantejar principalment des de dos punts de vista: legal i quantitatiu.

Des del punt de vista legal, ens caldrà inicialment considerar quin és el marc legal en què ens estem movent. Acaba d'aprovar-se el RD 1620/2007, del 8 de desembre, que desenvolupa el marc legal sobre la reutilització a Espanya. Aquest RD ha reduït els antics 14 usos especificats en l'esborrany del RD de reutilització del 1999, que s'agruparan en 5 grans tipus (vegeu la [Taula 5.9](#)).

Cal dir que no es consideren els usos potables, ja que la Llei ho prohibeix excepte en casos d'emergència.

De forma similar, el Document de l'Agència Catalana de l'Aigua (2003), estableix cinc usos, que corresponen pràcticament als anteriors, tal com es veu a la Taula 5.29.

**Taula 5.29.** Tipus d'aigua regenerada segons la seva qualitat i els usos associats.

Tipus	Usos associats
A	Recàrrega d'aqüífers per injecció.
	Recàrrega d'aqüífers per percolació.
B	Usos Municipals/Camps de Golf.
	Cultius d'hivernacle.
	Cultius de consum en cru/altres cultius per aspersió.
	Masses d'aigua d'accés públic (no bany).
C	Pastures animals llet/carn.
	Cultius de conserva/consum no cru/fruïters no aspersió.
	Aqüicultura.
	Masses d'aigua d'accés no públic.
D	Cultius industrials/farratges ensitjats/cereals/oleaginoses.
	Refrigeració indústria no alimentària.
E	Boscs/zones verdes no públic.

En el nostre país, l'ús principal de l'aigua regenerada és agrícola, ja sigui per a conreus no excessivament exigents pel que fa a la qualitat sanitària de l'aigua, com per a usos en terrenys de lleure en què se'n requereixin grans volums. D'altres usos seran principalment industrials i de lleure, a banda de la recàrrega d'aqüífers. S'estan considerant actualment altres usos més problemàtics pel que fa al risc, com són la recàrrega d'aigües residuals o el reg de conreus amb "perill sanitari" més evident.

A partir d'aquí podem indicar que trobarem teòricament usuaris institucionals grans i petits (Administracions: Ajuntaments, Diputacions, Administracions de l'Aigua), usuaris associats (Comunitats de Regants, Cooperatives) i usuaris individuals, grans o petits (agricultors, aqüicultors, empreses privades).

Aquesta classificació pot tenir importància en el moment d'exigir controls i responsabilitats, ja que la capacitat de gestió pot ser molt diferent segons els casos, principalment pel potencial econòmic.

### 5.5.2. La planificació

Fora desitjable que qualsevol actuació de regeneració i reutilització d'aigües residuals anés precedida d'una planificació curosa, que permetés ja en una fase inicial, prèvia a la decisió, de determinar si la reutilització d'aigües residuals és o no viable des dels diferents punts de vista necessaris. En aquest sentit cal plantejar una sèrie de condicionants inicials, que podem descriure com a (Brissaud et al., no publicat):

- manca d'aigua.
- voluntat política.
- demanda ecològica/millores ambientals.
- beneficis secundaris esperats.
- necessitat de reemplaçar altres fonts d'aigua.
- voluntat de tractar de manera sustentable/natural l'aigua residual.
- necessitat de millorar el desenvolupament econòmic.
- capacitat tecnològica i econòmica de mantenir i gestionar les eines de regeneració i limitar els perills sanitaris fins a un cert nivell.

Això no obstant, si el projecte es duu a terme, i això sovint es fa sense planificació, s'ha d'inscriure en un marc prou ampli tal com es descriu en la Taula 5.30.

**Taula 5.30.** Punts que cal considerar en un projecte de reutilització. Modificat de Lazarova *et al.* (1998), Lazarova *et al.* (2001), i Xu *et al.* (2001).

<b>Punts rellevants</b>	<b>Descripció</b>	<b>Comentaris</b>
Gestió global dels recursos d'aigua, incloent-hi l'aigua regenerada	Integració de la regeneració i reutilització en els Plans Directors de l'Aigua.	Necessita eines i models integrats tècnics-econòmics, i eines de suport a la decisió. Es comparen diversos escenaris.
Capacitat tecnològica	Capacitat de poder tenir qualsevol qualitat d'aigua demanada pels usuaris i que compleixi amb les especificacions legals recomanades.	Poden aplicar-se tecnologies extensives o intensives, segons les condicions del projecte. La operació, el manteniment i la fiabilitat fan que la decisió sobre la MTA sigui molt important.
MTA o MTD (BAT)	Millor Tecnologia a l'Abast (Disponible) per a les condicions específiques del projecte (Best Available Technology).	Cal considerar tots els factors per prendre la decisió final de la tecnologia a emprar.
Fiabilitat de funcionament	Nivells alts/molt alts de fiabilitat operacional.	Cal considerar tots els components del projecte de reutilització (p.ex.: sistema de regeneració, sistemes d'emmagatzematge, xarxes de distribució i sistemes d'aplicació).
Implicacions socials i culturals de la reutilització	Coneixement de les implicacions socials i culturals del lloc de reutilització.	Determinen l'acceptació, viabilitat i sostenibilitat dels projectes de reutilització.
Acceptació del risc	Els resultats de l'anàlisi del risc de fer públics, segons les polítiques de la UE.	El risc zero no existeix. La implantació de normes garanteix que s'obté un nivell de risc acceptable.
Marc de regulació	Es necessiten estàndards clars, lògics i fiables. Calen eines addicionals, com són les Bones Pràctiques de Reutilització (BPR), que han de tenir també suport legal.	Essencials pel desenvolupament i acceptació de la reutilització.
	Capacitat de	Els càlculs inicials



Viabilitat econòmica	competir amb èxit en s'han de fer el mercat o amb considerant costos d'altres esquemes reals dels processos alternatius (incloent-hi d'abastament inversions, operació i d'aigua. manteniment, autocontrol, ...).
----------------------	---

Algunes experiències dels darrers anys ens han demostrat que cal procedir de forma lògica i seqüencial en els projectes de regeneració i reutilització, per exemple garantint que hi haurà usuaris disposats a fer servir l'aigua residual abans d'emprendre la construcció dels sistemes de regeneració.

### 5.5.3 Anàlisi del risc en reutilització

En el moment en que ens plantejem dur a la pràctica el que s'ha demanat per a l'anàlisi del risc, hem d'adaptar les eines descrites a la regeneració i reutilització d'aigües.

Molt específicament, l'anàlisi del risc en reutilització inclou, entre d'altres menys importants inicialment, els apartats següents, agafant com a exemple l'anàlisi del risc sanitari:

- Identificació del(s) factor(s) de perill: determinació dels agents biològics, físics i químics que poden causar efectes nocius per a la salut i que poden estar presents en l'aigua regenerada.
- Caracterització del factor de perill: avaluació qualitativa i/o quantitativa de la naturalesa dels efectes nocius per a la salut relacionats amb agents biològics, físics i químics que poden estar presents en l'aigua regenerada.
- Determinació de l'exposició: avaluació de la relació dosi-resposta.
- Determinació de la relació entre la magnitud de l'exposició (dosi) a un agent químic i biològic, i la gravetat i/o freqüència dels efectes nocius per a la salut relacionats amb ell (resposta).
- Avaluació de l'exposició: avaluació quantitativa i/o qualitativa de la ingestió probable d'agents biològics i químics a través de l'aigua regenerada, així com, en cas necessari, de les exposicions que deriven d'altres fonts.
- Caracterització del risc: estimació qualitativa i/o quantitativa de la probabilitat que es produeixi un efecte nociu, conegut o potencial, i de la seva gravetat per a la salut d'una determinada població, basada en la determinació del perill, la seva caracterització i l'avaluació de l'exposició.

#### 5.5.3.1 Anàlisi de Perills i Punts de Control Crítics (APPCC)

Recordem que les empreses que s'encarreguin de la producció d'aigua regenerada hauran de garantir als usuaris finals i a l'Administració la gestió segura d'aquest producte. Tal com ja hem dit, l'eina òptima per a fer això és el sistema d'Anàlisi de Perills i Punts de Control Crítics (APPCC), aplicant específicament els 7 principis (vegeu la Taula 5.31) bàsics que s'han de seguir de manera ordenada i sistemàtica per a obtenir els resultats desitjats. Abans de començar a aplicar aquests 7 principis APPCC establerts pel *Codex Alimentarius* en 1997, són necessàries una preparació i planificació adients. És fonamental que els responsables, gestors i operaris de les empreses de regeneració i reutilització (i diríem que fins i tot les de depuració i els Ajuntaments que han de controlar els vessaments a la xarxa de clavegueram), entenguin i es comprometin amb les iniciatives que fixa l'APPCC.

**Taula 5.31.** Principis bàsics per l'aplicació de l'APPCC (*Codex Alimentarius*, 1997)

<b>1: Anàlisi de Perills</b>
Identificació dels perills (biològics, físics i químics en cada fase del procés de regeneració i reutilització), així com determinació del risc (probabilitat de presentació) i identificació de les accions preventives pel control.
<b>2: Determinació dels Punts de Control Crítics (PCC)</b>
Procés o fase en què es pot aplicar un control i que és essencial per a prevenir o eliminar el perill o per a reduir-lo a un nivell acceptable. L'objectiu és l'eliminació de perills o reduir-ne al mínim la possible ocurrència o risc.
<b>3: Procés de fixar els límits crítics</b>

L'objectiu és assegurar que cada PCC està sota control, per la qual cosa cal conèixer els límits a partir dels que hi ha "descontrol".

---

#### **4: Sistema de vigilància o seguiment**

L'objectiu és assegurar el control dels PCC mitjançant proves o observacions programades. A partir dels resultats de la vigilància s'establirà el procediment per ajustar el procés i mantenir el control

---

#### **5: Establiment d'accions correctores**

Descripció de les accions necessàries per a redirigir el procés sota control i de les accions a realitzar amb l'aigua regenerada mentre el procés ha estat fora de control.

---

#### **6: Procediments per a la verificació**

Aplicació dels punts anteriors, incloent-hi proves suplementàries per a confirmar que el sistema HACCP està funcionant amb eficàcia.

---

#### **7: Establir la documentació pertinent per a tots els procediments**

Guardar registres per a demostrar que l'APPCC funciona sota control i que s'han realitzat les accions correctores adequades quan ha existit una desviació dels límits crítics. Això demostra de manera fefaent una producció d'aigua regenerada segura.

---

Fent també l'aplicació pràctica trobarem que és necessari executar les tasques que s'indiquen a continuació:

#### 1. Definir l'àmbit d'estudi del projecte/procés de reutilització

- Part del procés de tractament on s'aplicarà.
- Tipus de risc o perills que es pretén estudiar.

#### 2. Selecció de l'equip de treball

- Equip pluridisciplinar, ja que en la seguretat hi influeixen totes les activitats relacionades amb regeneració i reutilització.
- Els integrants han d'aportar informació i experiència.
- Coordinador.
- Eventualment, un consultor extern.

#### 3. Descripció de l'aigua residual

- Preparar una descripció completa de les característiques de l'aigua residual i regenerada (característiques físico-químiques, microbiològiques, cabal d'entrada, garantia de subministrament de l'aigua regenerada...).

#### 4. Utilització prevista de l'aigua regenerada

- Identificació del grup d'usuaris o consumidors.
- Determinació dels possibles ús i mal ús.
- Determinació del maneig.

#### 5. Diagrama de flux

- Elaborar un diagrama o uns diagrames de flux representatiu(s) de totes les fases de l'àmbit d'anàlisi.
- Obtenir dades tècniques de totes les etapes del procés.

#### 6. Confirmació del diagrama

- Comprovació in situ del diagrama amb totes les operacions del processat i durant totes les hores de fabricació. Efectuar les correccions necessàries.

Per a obtenir una implantació efectiva i eficient del APPCC és necessari un sistema documentat. La documentació ha d'incloure: els procediments que descriuen el sistema APPCC, les dades utilitzades

com a referència per al propi anàlisi, els informes o actes produïts en les reunions de grup, els procediments de vigilància i els registres, els registres de la identificació dels PCC, els registres de vigilància dels PCC signats i datats per la persona responsable, els registres de les desviacions i de les accions correctores, i els informes d'auditories.

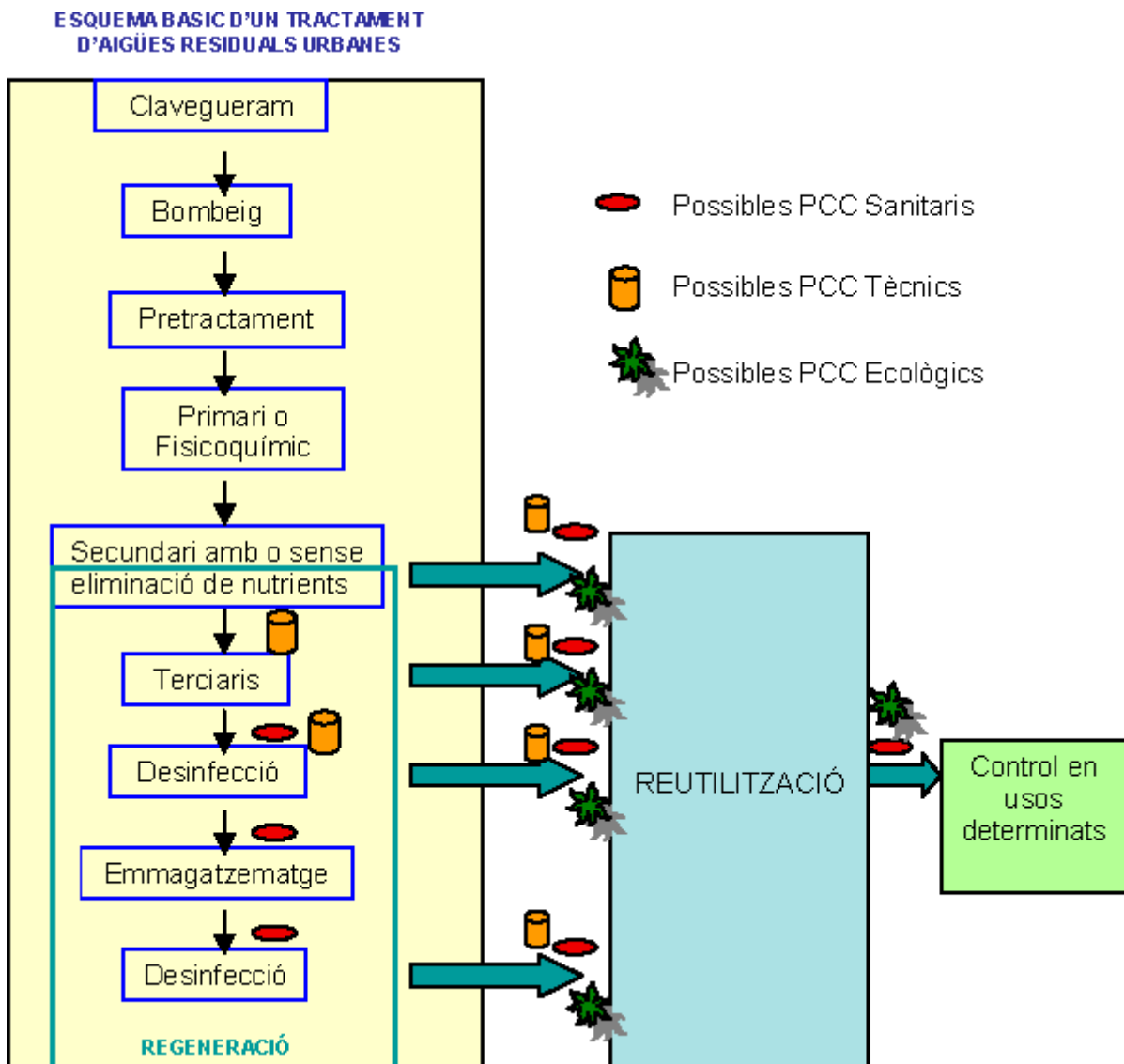
### 5.5.4 Esquemes

Tal i com acabem d'indicar, és fonamental establir uns esquemes o diagrames de flux que permetin emmarcar la regeneració i reutilització en un projecte determinat. Un cop estudiat en detall tot això, sembla oportú definir tres tipus de PCC; els sanitaris, els tècnics i els ecològics (Fig. 5.24). La justificació és la necessitat de separar per a un estudi més detallat i abastable els tres grans eixos que haurien d'incidir en un projecte de regeneració i reutilització.

D'una part, l'aspecte sanitari, que és bàsic i així ho han entès des de sempre les Administracions relacionades amb la reutilització, fins i tot fixant (a Espanya i fins ara) un informe vinculant de les Autoritats Sanitàries. Els paràmetres relacionats amb la salut pública apareixen aquí com a eines de control.

Segonament, la tècnica (o tecnologia) és bàsica per a garantir la qualitat. La selecció de la MTD, com ja hem indicat és fonamental. Encara que algunes normatives o recomanacions fixin el tipus de tractament, això limita les possibilitats d'elecció i de vegades atempta directament contra la viabilitat econòmica d'un projecte.

Com a tercer punt, la relació amb l'ambient és indissoluble de la reutilització; sigui perquè l'aigua regenerada s'aplica al medi o perquè no s'aplica a ambients determinats (per exemple es limita l'abocament a rius), els PCC ambientals són necessaris.



**Figura 5.24.** Diagrama de flux del tractament, regeneració i reutilització d'aigües residuals urbanes, amb els possibles PCC marcats.

### 5.5.5 Recomanacions

1. S'haurien de fer reglamentacions fonamentades en l'anàlisi del risc. Només quan les dades disponibles (científiques i tècniques) siguin insuficients i la incertesa ho faci necessari cal utilitzar el principi de precaució.
2. Per a garantir una reutilització segura no n'hi ha prou amb el compliment dels estàndards de qualitat, cal fer més coses.
3. Es recomana als responsables del tractament i regeneració la implantació de bones pràctiques de producció, l'aplicació sistemàtica d'autocontrols i la difusió de la informació als seus clients.
4. Es recomana als responsables de l'aplicació la implantació de bones pràctiques d'aplicació, l'aplicació sistemàtica d'autocontrols i la difusió de la informació.
5. Força adient educar i formar la població i especialment els usuaris, tot acomplint la política de la Unió Europea

### 5.6 COSTOS DEL CONTROL D'USOS AMBIENTALS

Una gestió ben programada de l'aigua regenerada per a usos ambientals ha de tenir en compte certs criteris per a abaratir els costos del control de la qualitat dels indicadors i de l'estat ecològic de la massa d'aigua. En concret tendirà a reduir els costos a nivell de:

- Mostreigs, fent servir mètodes que requereixin poques persones i poc temps per punt de mostreig.
- Mètriques dels bioindicadors que facin servir nivells d'identificació el més grollers possible (classe, ordre, família) o senzillament presència/absència, per tal que no calgui la participació de taxònoms experts en la major part de les tasques de camp o de laboratori.
- Mètodes de separació de mostres senzills que no precisin la participació d'especialistes i que requereixin poc temps per mostra.
- Obtenció de col·leccions de referència dels diferents organismes indicadors, preparades o fetes prèviament per taxònoms experts. Aquest sistema estalvia temps als laboratoris i és més barat que requerir el servei dels taxònoms experts en els diferents grups de bioindicadors per tal d'anar validant les identifications fetes amb les col·leccions de referència organitzades pels laboratoris mateixos.
- Fer servir bases de dades històriques institucionals, si existeixen, per tal de reduir l'esforç d'obtenció de dades de les comunitats de referència.
- Anar reduint la freqüència dels controls de vigilància i operatius, una vegada es coneguin les pautes de variabilitat de la qualitat dels bioindicadors per a les diferents tipologies de masses d'aigua continentals.

L'equip mínim de persones que cal pel mostreig dels diferents indicadors biològics és de 2, ja que és necessària la participació de dos persones en la major part de metodologies i protocols recomanats. A més és el nombre de persones mínim necessari per qüestió de seguretat laboral en feines d'investigació al camp. El mostreig dels peixos, en canvi, precisa d'un nombre mínim de persones més gran, normalment 3, tant pel mostreig des de barques com pel mostreig amb pesca elèctrica en rius.

En relació amb els costos de personal s'ha de tenir en compte que el cost/hora dels tres nivells de qualificació del personal que pot intervenir en aquests treballs va des d'un mòdul d'1 pels ajudants de laboratori, a un mòdul d'1,4 pels tècnics de nivell mig, fins a un mòdul de 2,1 pels tècnics superiors (experts). De manera que una bona programació de les tasques juntament amb la tria de protocols senzills i la preparació prèvia o contractació de personal tècnic habilitat, però de nivell de qualificació baix, pot permetre estalvis importants en els costos. De fet, els costos inicials dels controls de vigilància es poden reduir gairebé en un 50%.

### 5.7 BIBLIOGRAFIA

Adamus, P. i Brandt., K. (1990). *Impacts on Quality of Inland Wetlands of the United States: A Survey of Indicator Techniques and Applications of Community-level Biomonitoring Data*. EPA/600/3-90/073. NTIS No. PB-91113837. U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, OR, USA.

Alonso, M. 1998. Las lagunas de la España peninsular. *Limnetica*, 15: 1-176.

Asano, T. (1998) Water Reclamation and Reuse. Water Quality Management Library vol. 10. CRC Press, Boca Raton, USA.

- Bach, J., García, J., Marquès, E., Moreno-Amich, R., Mujeriego, R., Quintana, X.D. i Salvadó, V. (1998). *Seguiment de la qualitat de les aigües a la zona del Parc Natural dels Aiguamolls de l'Alt Empordà*. Cd-Rom. Consorci de la Costa Brava, Girona.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D. i Stribling, J. B. (1999). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. 2nd ed. EPA841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Water. Washington.
- Bartoldus, C.C. (1999). *A Comprehensive Review of Wetland Assessment Procedures: A Guide for Wetland Practitioners*. Environmental Concern Inc.: St. Michaels, MD.
- Benito, G. i Puig, M.A. (1999). BMWPC un índice biológico para la calidad de las aguas adaptado a las características de los ríos catalanes. *Tecnología del Agua*, 191: 43-49.
- Berzins, B. i Bertilsson, J. (1989). On limnic micro-crustaceans and trophic degree. *Hydrobiologia*, 185: 95-100.
- Biggs, B.J.F. (2000). Eutrophication of streams and rivers: dissolved nutrient-chlorophyll relationships for benthic algae. *Journal of The North American Benthological Society* 19: 17-31.
- Biggs, B.J.F. i Kilroy, C. (2000). *Stream periphyton monitoring manual*. New Zealand Ministry for the Environment. NIWA. Christchurch.
- Boix, D., Gascón, S., Gifre, J., Moreno-Amich, R., Martinoy, M., Quintana, X. i Sala, J. (2004). Caracterització, Regionalització i Elaboració d'eines d'establiment de l'estat ecològic de les zones humides de Catalunya. Agència Catalana de l'Aigua, Generalitat de Catalunya, Barcelona.
- Borcard, D., Legendre, P. i Drapeau, P. (1992). Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73: 1045-1055.
- Britton, R.H. i Podlejski, V.D. (1981). Inventory and classification of the wetlands of the Camargue (France). *Aquatic Botany*, 10: 195-228.
- Burton, T.M., Uzarski, D.G., Gathman, J.P., Genet, J.A., Keas, B.E. i Stricker, C.A. (1999). Development of a preliminary invertebrate index of biotic integrity for great lakes coastal wetlands of lake Huron. *Wetlands*, 19(4): 869-882.
- Chessman, B.C. (1995). Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: a procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and biotic index. *Australian Journal of Ecology*, 20: 122-129.
- Cemagref (1982). *Étude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux*. Agence de l'Eau Rhone-Méditerranée-Corse: 218 pp.
- De Pauw, N. i Vanhooren, N. (1983). Method for biological quality assessment of watercourse in Belgium. *Hydrobiologia*, 100: 153-168.
- Descy, J.P. i Coste, M. (1991). A test of methods for assessing water quality based on diatoms. *Ver. Internat. Verein. Limnol.* 24: 2112-2116.
- Douglas, M.S.V. i Smol, J.P. (1995). Periphytic diatom assemblages from high arctic ponds. *Journal of Phycology* 31: 60-69.
- European Union. (2003). *Horizontal Guidance Document on the Role of Wetlands in the Water Framework Directive*. European Union.
- Eyto, E., Irvine, K., García-Criado, F., Gyllström, M., Jeppensen, E., Kornijow, R., Miracle, M.R., Nykänen, M., Bareiss, C., Cerbin, S., Salujõe, J., Franken, R., Stephens, D. i Moss, B. (2003). The distribution of chydorids (Branchiopoda, Anomopoda) in European shallow lakes and its application to ecological quality monitoring. *Archiv für Hydrobiologie*, 156: 181-202.
- Fano, E.A., Mistri, M. i Rossi, R. (2003). The ecofunctional quality index (EQI): a new tool for assessing lagoonal ecosystem impairment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56: 709-716.
- Fennessy, M.S., Jacobs, A.D. i Kentula, M.E. (2004). *Review of Rapid Methods for Assessing Wetland Condition*. EPA/620/R-04/009. U.S. Environmental Protection Agency: Washington DC.

- Furse, M.T., Moss, D., Wright, J.F. i Armitage, P.D. (1987). Freshwater site assessment using multivariate techniques. A: Luff, M. (Ed.). *The Use of Invertebrates in Site Assessment for Conservation*. Pp. 45-60. University of Newcastle, Newcastle Upon Tyne.
- Gannon, J.E. & Stemberger, R.S. 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Transactions of the American Fisheries Society*, 97(1): 16-35.
- Ghetti, P.F. (1986). *I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua. Manuale di applicazione Indice Biotico E.B.I. modificato*. Provincia Autonoma de Trento.
- Goethals P., Alba-Tercedor J., Dohert A., Friberg N., Timo Muotka i Puig M.A. (2004). Macrobentos and related stream characteristics. *State-of-the-art in data sampling, modelling analysis and application of river habitat modelling*. ed. Hary et al.: 37-103. Publicació electrònica ( [www.eamn.org](http://www.eamn.org)).
- Hart, C.W. i Fuller, S.L.H. (1974). *Pollution ecology of freshwater invertebrates*. Academic Press, London. 389 pp.
- Hellawell, J.M. (1986) *Biological indicator of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier Science Publ., Barking. 546 pp.
- Herricks, E.E., Cairns, Jr J. (1982). Biological monitoring, part III – receiving system methodology based on community structure. *Water Research* 16: 141-153.
- Hughes, R.M., Larsen, D.P. i Omernik J.M. (1986). Regional Reference Sites: a Method for Assessing Stream Potentials. *Environmental Management* 10 (5): 629-635.
- Kane, D.D. i Culver, D.A. (2003). *The Development of a Planktonic Index of Biotic Integrity for the Offshore Waters of Lake Eire*. Final Report to the Lake Eire Protection Fund, The Ohio State University.
- Kelly, M.G. i Whitton, B.A. (1995). The Trophic diatom index: A new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* 7: 433-444.
- King, R.S. i Richardson, C.J. (2002). Evaluating subsampling approaches and macroinvertebrate taxonomic resolution for wetland bioassessment. *Journal of North American Benthological Society*, 21(1): 150-171.
- Kolkwitz, R. i Marsson, K. (1909). Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von des biologischen Gewässerbeurteilung. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 1: 126-152.
- Leira, M. i Sabater, S. (2005). Diatom assemblages distribution in catalan rivers, NE Spain, in relation to chemical and physiographical factors. *Water Research* 39: 73-82.
- Leland, H.V. i Porter, S.D. (2000). Distribution of benthic algae in the upper Illinois River basin in relation to geology and land use. *Freshwater Biology* 44: 279-301.
- Lillie, R.A., Garrison, P., Dodson, S.I., Bautz, R.A. i LaLiberte, G. (2002). *Refinement and expansion of wetland biological indices for Wisconsin*. USEPA Report.
- Lougheed, V.L. i Chow-Fraser, P. (2002). Development and use of a zooplankton index of wetland quality in the Laurentian Great Lakes basin. *Ecological Applications*, 12: 474–486.
- Margalef, R. (1955). *Los organismos indicadores en la Limnología*. Min. Agric., Dic.Gral.Montes Caza y Pesca Madrid. 300 pp.
- Margalef, R. (1983) *Limnología*, ed. Omega S.A. Barcelona.1010 pp.
- Martínez de Fabricius, A.L., Maidana, N., Gómez, N. i Sabater, S. (2003). Distribution patterns of benthic diatoms in a pampean river exposed to seasonal floods: the Cuarto river (Argentina). *Biodiversity and Conservation* 34: 321-328
- Matveeva, L.K. (1991). Can pelagic rotifers be used as indicators of trophic state? *Verhandlungen / Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 24: 2761-2763.
- McNaught, D.C. (1975). A hypothesis to explain the succession from calanoids to cladocerans during eutrophication. *Verhandlungen / Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 19: 724-731.

Metcalf & Eddy, Inc. 4th ed. (2003) *Wastewater engineering: treatment and reuse*. McGraw-Hill series, New York, USA.

Moreno-Amich, R., Quintana, X.D., Suñer, L., Trobajo, R. i Gascón, S. (1999). Dinámica del heleoplancton en relación a las fluctuaciones hidrológicas en "Aiguamolls de l'Empordà" (NE de la Península Ibérica). Propuesta de un método sencillo de monitorización basado en la abundancia de grupos taxonómicos. *Limnetica*, 16:17-31.

Moss, B., Stephen, D., Álvarez, C., Bécares, E., van de Bund, W., Collings, S.E., van Donk, E., de Eyto, E., Feldmann, T., Fernández-Aláez, C., Fernández-Aláez, M., Franken, R.J.M., García-Criado, F., Gross, E.M., Gyllström, M., Hansson, L.-A., Irvine, K., Järvalt, A., Jensen, J.-P., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Kornijów, R., Krause, T., Künnap, H., Laas, A., Lill, E., Lorens, B., Luup, H., Miracle, M.R., Nöges, P., Nöges, T., Nykänen, M., Ott, I., Peczuła, W., Peeters, E.T.H.M., Phillips, G., Romo, S., Russell, V., Salujõe, J., Scheffer, M., Siewertsen, K., Smal, H., Tesch, C., Timm, H., Tuvikene, L., Tonno, I., Virro, T., Vicente, E. i Wilson, D. (2003). The determination of ecological status in shallow lakes – a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13: 507-549.

Munné, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N. i Rieradevall, M. (2003). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13: 147-163.

National Water Council (1981). River Quality: the 1980 survey and further outlook. NWC, London.

Norris, R.H. i Georges, A. (1986). Design and analysis for assessment of water quality, pàgs: 555-572. In: De Decker P. i Williams W.D. eds. *Limnology in Australia*. Dr. W. Junk, Dordrecht.

Norris, R.H., Hart, B.T., Finalyson, M. i Norris, K.R. (1995).. Use of biota to assess water quality, an International Conference. *Australian Journal of Ecology* 20 (1): 1-227.

Omerik, J.M. (1985). Aquatic ecoregions of the conterminous United States (text and map). *Annals of the Association of American Geographers*.

Omerod, S.J. (2003). Current issues with fish and fisheries: editor's overview and introduction. *Journal of Applied Ecology* 40:204-213.

Ovruski, B. (2000). Microbiología Sanitaria y Ambiental. En: *Sistemas de lagunas de estabilización*. Pag.:68-106. Mc Graw Hill. Bogotá.

Pan, Y., Steveson, R. J., Vaithyanathan, P., Slate, J. i Richardson, C. J. (2000). Changes in algal assemblages along observed and experimental phosphorus gradients in a subtropical wetland, USA. *Freshwater Biology* 43: 1-15.

Pantle, R. i Buck, H. (1955). Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas Wasserfach*, 96, 604.

Paterson, M. (1993). The distribution of microcrustacea in the littoral of a freshwater lake. *Hydrobiologia*, 263: 173-183.

Pennings, S.C., Dan Wall, V., Moore, D.J., Pattanayek, M., Buck, T.L. i Alberts, J.J. (2002). Assessing salt marsh health: a test of the utility of five potential indicators. *Wetlands*, 22(2): 405-414.

Petersen, R.C. (1992). The RCE: a Riparian, Channel and Environmental Inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwater Biology*, 27: 295-306.

Pont, D., Hugueny, B., Beier, U., Goffaux, D., Melcher, A., Noble, R., Rogers, C., Roset, N. i Schmutz, S. (2006). Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. *Journal of Applied Ecology* 43: 70-80.

Potapova, M.G. i Charles, D.F. (2002). Benthic diatoms in USA rivers: distributions along spatial and environmental gradients. *Journal Of Biogeography* 29: 167-187.

Prat, N. I Bonada, N.(eds). (2002). Resultados del proyecto GUADALMED sobre el Estado Ecológico de los ríos Mediterráneos. *Limnetica* 21 (3-4): 1-204.

- Prat, N., González, G. i Millet, X. (1986). Comparación crítica de dos índices de calidad del agua: ISQUA y BILL. *Tecnología del Agua*. 31: 33-49.
- Prat, N., Munné, A., Solà, C., Rieradevall, M., Bonada, N. i Chacón, G. (1999). La qualitat ecològica del Besós i el Llobregat. Informe 1997. *Estudis de la qualitat ecològica dels rius*, 6. Diputació de Barcelona. 154 p.
- Quade, H.W. (1969). Cladoceran faunas associated with aquatic macrophytes in some lakes in northwestern Minnesota. *Ecology*, 50: 170-179.
- Ravera, O. (2000). Ecological monitoring for water body management. *Proceedings MTM-III – Ecological monitoring for water body management*: 157-167.
- Resh, V.H., Myers, M.J. i Hannaford, M.J. (1996), Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality. Pàgs: 647-667. In Hauer F.R. i Lamberti G.A. (eds). *Methods in stream ecology*. Academic Press, San Diego.
- Richman S. i Dodson S.I. (1983). The effect of food quality on feeding and respiration by *Daphnia* and *Diatomus*. *Limnology and Oceanography*, 28: 948-956.
- Rolauffs, P. (2004). Integration of the saprobic system into the European Union Water Framework Directive. *Hydrobiologia* 516:285-298.
- Round, F. E. (1981). *The ecology of algae*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Sabater, S. (2000). Diatom communities as indicators of environmental stress in the Guadiamar River, S-W. Spain, following a major mine tailings spill. *Journal Of Applied Phycology* 12: 113-124.
- Sabater, S., Guasch, H., Picón, A., Romaní, A. i Muñoz, I. (1996). Using diatom communities to monitor water quality in a river after the implementation of a sanitation plan. A: Whitton, B.A. i Rott, E. (Eds.) *Use of algae for monitoring rivers*. 2<sup>nd</sup> edition. Institut für Botanik, Innsbruck. Pp. 97-104.
- Simon, T.P. (Ed.). (2002). *Biological response signatures: indicator patterns using aquatic communities*. CRC Press, Boca Raton. 576 pp.
- Stemberger, R.S. i Lazorchak, J.M. (1994). Zooplankton assemblage responses to disturbance gradients. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51: 2435-2447.
- Stevenson, R. J., Bothwell, M. i Lowe, R. L. (eds) (1996). *Algal ecology. Freshwater benthic ecosystems*. Academic Press. San Diego.
- Tachet, H., Richoux, Ph., Bournaud, M. i Usseglio-Polatera, Ph. (2000). *Invertébrés d'eaux douces. Systématique, biologie, écologie*. CRN éditions. Paris. 588 pp.
- ter Braak, C.J.F. i Verdonschot, P.F.M. (1995). Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences* 57: 255-289.
- Tilman, D. i Kilham, S.S. (1976). Phosphate and silicate growth and uptake kinetics of the diatoms *Asterionella formosa* and *Cyclotella meneghiniana* in batch and semicontinuous culture. *J Phycol* 12: 375-383.
- Trobajo, R., Quintana, X.D. i Moreno-Amich, R. (2002). Model of alternative predominance of phytoplankton-periphyton-macrophytes in relation to nutrient level in lentic systems in Mediterranean coastal wetlands. *Archiv für Hydrobiologie*, 154(1): 19-40.
- Van Dam, H. i Mertens, A. (1995). Long-term changes of diatoms and chemistry in headwater streams polluted by atmospheric deposition of sulphur and nitrogen compounds. *Freshwater Biology* 34: 579-600.
- Van Tongeren, O.F.R., Van Liere, L., Gulati, R.D., Postema, G. i Boesewinkel-De Bruyn, P.J. (1992). Multivariate analysis of the plankton communities in the Loosdrecht lakes: relationship with the chemical and physical environment. *Hydrobiologia*, 233: 105-117.
- Veraart, J.A. (1999). *Selection of bio-indicators to monitor water quality regulation and biodiversity conservation in s'Albufera Natural park, Mallorca*. Afstudeerverslag, Leerstoelgroep



Milieusysteemanalyse, Leerstoelgroep Aquatische Ecologie en Waterkwaliteitsbeheer, Wageningen Universiteit.

Whilh, J.L. i Dorris, T.C. (1968). Biological parameters of water quality. *Bioscience*, 18: 477-481.

Whitton, B. A., Rott, E. i Friedrich, G. (eds). (1991). *Use of algae for monitoring rivers*. STUDIA Studentenförderungs-Ges.m.b.H. Innsbruck.

Wiederholm, T. (1980). Use of benthos in lake monitoring. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 52: 537-547.

Williams, D.D. i Feltmate, B.W. (1992). *Aquatic Insects*. CAB Intern., Wollingford. 358 pp.

Wright, J.F., Armitage, P.D., Furse M.T. i Moss D. (1988) A new approach to the biological surveillance of river quality using macroinvertebrates. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23, 1548-1552.

Wright, J.F., Sutcliffe, D.W. i Furse M.T. (2000). *Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques*. FBA ( Freshwater Biological Association), Ambleside. 373 pp.

WHO (2003). State of the art report health risk in aquifer recharge using reclaimed water. Protection of the human environment water, sanitation and health. Geneva. 16-122.

Yates, M. (1992). Biomonitoring of environmental contamination. *Encyclopedia of Microbiology. Volume I.*, pp: 321-330. Academic Press, Inc. New York.

Zelinka, M. i Marvan, P. (1961). Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.* 57: 389-407.

Universitat  
de Girona