

**Anàlisi comparativa dels processos  
emergents SHARON i ANAMMOX per al tractament  
d'aigües amb una alta càrrega de nitrogen  
(1a part)**

## 1.1 INTRODUCCIÓ

L'aigua és un recurs renovable però limitat. És un recurs finit i vulnerable, essencial per sostenir la vida, el desenvolupament i el medi ambient. És un recurs natural que està sotmès a una intensa legislació i a un important control, però no tothom té un comportament seriós i correcte pel que fa a l'ús de l'aigua.

La població humana augmenta a un ritme frenètic, i de resultes d'això el consum d'aigua també augmenta. L'home és el principal responsable de la contaminació dels recursos hidràulics, però també és l'únic que pot actuar sobre aquestes fonts contaminants.

Cal prendre mesures perquè les aigües residuals generades per la indústria, l'agricultura i els nuclis urbans i rurals no afectin de manera irreversible sistemes tan fràgils com els aqüífers, els rius i les aigües del litoral. S'ha de gestionar l'ús de l'aigua per tenir una elevada disponibilitat, una continua renovació i conservació d'aquestes aigües.

Això s'aconseguirà si, a més d'incloure la depuració com a tractament de les aigües residuals, s'aplica una política més àmplia que impliqui l'actuació sobre els hàbits i processos en general per controlar i racionalitzar l'elevat consum de recursos i minimitzar alhora la quantitat de residus generats.

## 1.2 LA PROBLEMÀTICA DEL NITROGEN

Un dels contaminants més importants de l'aigua és el nitrogen. El nitrogen és un nutrient essencial per a la vida dels éssers vius, però si es troba en excés a les aigües és un greu problema. A les aigües residuals es poden trobar diferents formes de nitrogen: el nitrogen orgànic associat a compostos orgànics ( $N_{org}$ ), l'amoni ( $NH_4^+$ ), el nitrit ( $NO_2^-$ ) i el nitrat ( $NO_3^-$ ).

En presència d'enzims lliures el nitrogen orgànic s'hidrolitza fàcilment en amoni mitjançant el procés que es coneix com a amonificació. En presència de microorganismes nitrificants i d'oxigen l'amoni passa a nitrit, i aquest a nitrat. I els microorganismes desnitrificants que, en condicions anòxiques permeten que els nitrats es transformin en nitrogen gas ( $N_2$ ).

El principal problema de l'abocament de compostos nitrogenats (juntament amb els de fòsfor i micronutrients) en el medi aquós és el ràpid desenvolupament d'algues i altres plantes aquàtiques, que posteriorment moren i es descomponen. Aquesta descomposició en condicions aeròbiques provoca la disminució de l'oxigen dissolt en l'aigua, que no permetrà la vida aquàtica.

Quan no hi ha suficient oxigen, la biomassa creada es descompon anaeròbiament. Tot això dona lloc a l'eutrofització dels llacs, que és l'acceleració del procés d'envelliment. També s'ha de tenir en compte la legislació vigent. El Pla de Sanejament de la Generalitat de Catalunya, basant-se en la directiva del Consell 91/271/CEE, estableix que la concentració de nitrogen total que es pot abocar al medi receptor no pot superar els  $15 \text{ mg } N_{total} \cdot L^{-1}$  en poblacions que tenen entre 10.000 i 100.000 habitants equivalent (h.e.), ni els  $10 \text{ mg } N_{total} \cdot L^{-1}$  en poblacions que superen els 100.000 h.e.

En l'actualitat, per eliminar el nitrogen present a les aigües residuals s'utilitzen mètode fisicoquímics i biològics. Els primers, en la majoria dels casos, no resolen el problema, ja que traslladen el contaminant d'un medi a un altre. En canvi, els mètodes biològics si que l'eliminen, i en condicions idònies el producte final és  $N_2$  (gas).

## 1.3 ELIMINACIÓ BIOLÒGICA DEL NITROGEN. ELS PROCESSOS CONVENCIONALS

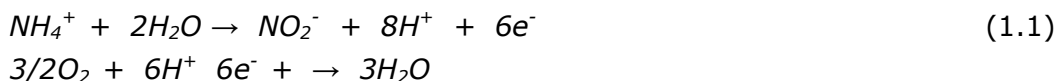
Els processos biològics que s'utilitzen per eliminar el nitrogen de les aigües residuals són els de nitrificació i desnitrificació. La nitrificació consisteix a transformar l'amoni en nitrat en condicions aeròbiques mitjançant l'activitat de bacteris autotròfics. Mentre que en condicions anòxiques i en presència de matèria orgànica el nitrat es redueix a N<sub>2</sub> (desnitrificació).

### **1.3.1 Nitrificació**

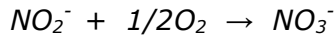
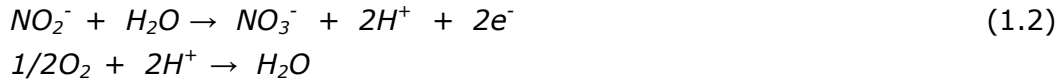
La nitrificació és un procés aeròbic realitzat per microorganismes autotròfics que pertanyen a la família de les nitrobacteriàcies. Aquesta família es divideix en dos grups: els amoniooxidants i els nitritoxidants, que són de respiració aeròbica estricta. Obtenen l'energia de compostos reduïts del nitrogen (amoni i nitrit) i la seva font de carboni és el CO<sub>2</sub> dissolt en l'aigua. Els més coneguts són els *nitrosomonas* i els *nitrobacters*.

El procés respiratori nitrificant es porta a terme en dues etapes: (1) oxidació d'amoni a nitrit i (2) oxidació de nitrit a nitrat. Aquest procés necessita l'aportació d'oxigen, que actua com a acceptor d'electrons. Com a font de carboni utilitzen el CO<sub>2</sub>.

El primer pas és l'oxidació de l'amoni a nitrit pels bacteris amoniooxidants. L'ió amoni i l'amoniac estan en equilibri en funció del pH. Els bacteris amoniooxidants poden utilitzar tant l'un com l'altre, encara que són capaços d'utilitzar més ràpidament l'amoniac. En aquest primer pas, per cada mol d'amoni oxidat es produeixen dos mols de protons i, per tant, es produeix un consum d'alcalinitat, tal com s'observa a l'equació 1.1.



El segon pas és l'oxidació del nitrit a nitrat pels bacteris nitratoxidants (equació 1.2)



### 1.3.2 Desnitrificació

Una vegada s'ha oxidat l'amoni a nitrat, aquest es pot reduir a  $\text{N}_2$  mitjançant la desnitrificació biològica (equació 1.3).



La desnitrificació és un procés respiratori anaeròbic heterotròfic de tipus anòxic (semblant al que s'utilitza en la respiració aeròbica), en que el nitrat es redueix fins a  $\text{N}_2$  mitjançant l'activitat de diferents enzims. Els gèneres desnitrificants més esmentats són *Alcaligenes*, *Paracoccus*, *Pseudomonas*, *Thiobacillus* i *Thiosphaera*, entre altres. Aquests bacteris utilitzen els òxids de nitrogen com a alternativa a l'oxigen com a acceptor d'electrons (Cervantes-Carrillo et al., 2000).

La font de carboni utilitzada és la matèria orgànica (MO), que hi ha de ser en quantitat suficient per eliminar tot el nitrat produït en l'etapa de nitrificació. La inhibició del procés desnitrificant està relacionada amb la concentració de carboni orgànic present a l'afluent. Per això, quan la càrrega amoniacal és elevada, la desnitrificació pot ser que no sigui efectiva per la manca de matèria orgànica. Per solucionar aquest problema es van començar a buscar noves alternatives per eliminar biològicament el nitrogen de les aigües residuals.

## **1.4 PLANTEJAMENT DE CRITERIS DE DISSENY**

### **1.4.1 Consideracions prèvies**

Abans d'iniciar el disseny d'un procés de depuració biològica d'un efluent industrial amb una alta càrrega de nitrogen amoniacal és necessari fer unes consideracions prèvies. En primer lloc, l'empresa que genera el residu ha de disposar d'una exhaustiva caracterització de la composició i producció de tots els seus afluents. Amb aquesta informació s'ha de traçar un pla de gestió integral d'aquests efluents que tingui per objectiu la minimització dels residus produïts. Només després d'aquestes dues consideracions prèvies s'hauria d'iniciar el disseny del tractament d'un efluent ja que, d'una altra forma, pot passar que el procés de depuració dissenyat no actuï de manera eficaç.

### **1.4.2 Caracterització de l'efluent**

La caracterització d'un efluent industrial ha d'incloure, de manera quantitativa i fiable, la seva composició i producció. Aquesta caracterització ha de servir per definir el pla de gestió integral i, si és necessari, per determinar si l'efluent pot tractar-se biològicament ja que pot passar que entre els seus components hi hagi algun inhibidor o algun tòxic per a la població de microorganismes encarregats de la depuració.

### **1.4.3 Pla de gestió integral dels efluents**

Un pla de gestió d'efluents està constituït per una sèrie d'actuacions encaminades a adequar la qualitat dels residus generats per una indústria al concepte de sostenibilitat, prioritzant la seva reutilització i valorització de l'abocament final.

El pla de gestió ha de contemplar la reducció en origen i el tractament de residus. La reducció en origen consisteix en la disminució tant dels cabals com dels compostos contaminats. Això suposa, en el cas dels efluents líquids, l'estalvi d'aigua, que és una de les matèries primes més consumides per la indústria, a més d'un be escàs. Si també es pot reduir el contingut

contaminant de l'efluent, s'aconsegueix reduir, també, les dimensions de les instal·lacions de tractament. No obstant, en alguns casos, l'estalvi d'aigua suposa la producció d'efluents amb major concentració del contaminant, la qual cosa complica el tractament del residu.

La reducció en origen i el tractament han de tenir en compte dues situacions que es poden donar en un efluent industrial, i que impliquen una sèrie d'actuacions específiques en cada cas:

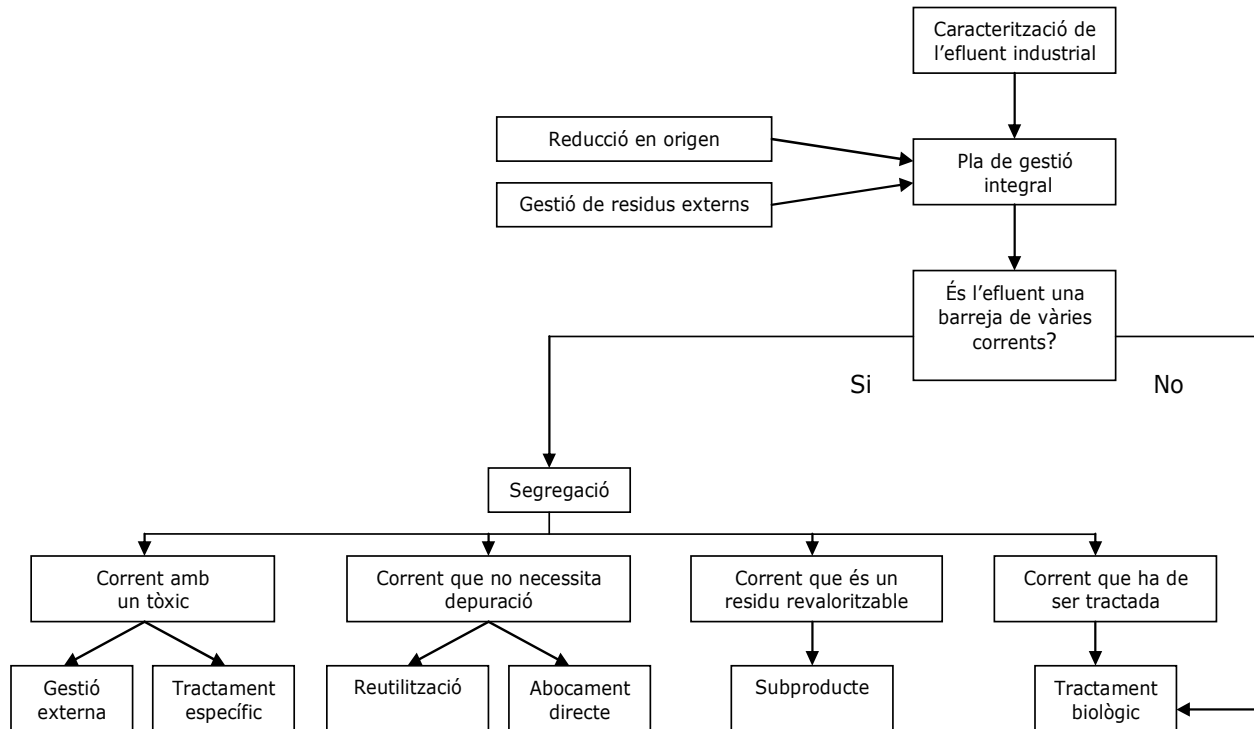
1. Que l'efluent sigui una barreja complexa de varies corrents generades en diversos processos dins de la mateixa indústria. En aquest cas, es necessita una caracterització individualitzada de cada corrent per decidir si el més adequat és el tractament de la barreja o la segregació d'alguna d'elles.

La segregació és convenient en algunes ocasions:

- Quan alguna de les corrents conté un compost tòxic per al tractament biològic. El més adequat per a aquesta situació serà una gestió externa del residu o plantejar un tractament concret segons les seves peculiaritats.
  - Quan alguna de les corrents no necessita depuració i pot ser reutilitzada a la pròpia planta o abocada directament.
  - Quan alguna de les corrents sigui un residu valoritzable que es pugui oferir com a subproducte.
2. Que l'efluent sigui una única corrent. Si no conté cap compost tòxic per al tractament biològic però manca d'algun nutrient essencial, el més indicat és buscar la possibilitat d'obtenir aquest nutrient d'un altre residu produït a la pròpia indústria o aconseguir-lo a través d'un subproducte o similar.

Totes aquestes consideracions prèvies es presenten de forma esquemàtica a la següent figura.

**Figura 1.1 Consideracions prèvies al disseny d'un tractament biològic d'un efluent industrial**



Font: Departament d'Enginyeria Química. Universitat Autònoma de Barcelona (2006)

#### 1.4.4 Paràmetres de disseny per a la nitrificació

Els paràmetres de disseny de les plantes depuradores industrials estan determinats per la composició química de les aigües residuals a tractar i per les condicions ambientals necessàries per al seu tractament biològic. Això significa que l'efluent ha d'aportar els nutrients necessaris per al creixement microbià i no contenir cap tòxic.

En el cas dels processos emergents per al tractament d'aigües residuals industrials amb una alta càrrega de nitrogen amoniacal, existeixen una sèrie de paràmetres clau durant el procés de nitrificació com són, la relació entre matèria orgànica i el nitrogen de l'afluent (DQO/N), l'alcalinitat, l'oxigen dissolt i la presència de substàncies inhibidores.



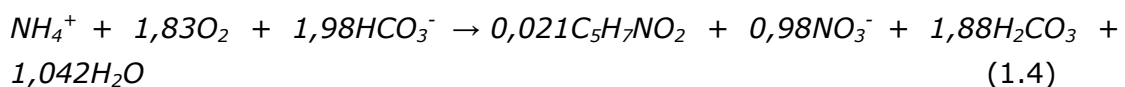
#### 1.4.4.1 Relació entre la matèria orgànica i el nitrogen de l'afluent (DQO/N)

La competència pels substrats entre les diferents poblacions de microorganismes d'un sistema de tractament biològic d'aigües residuals amb una alta càrrega de nitrogen provoca la disminució en l'eficàcia dels processos de nitrificació i desnitrificació.

La nitrificació està fortament influenciada per la competència que s'estableix entre les poblacions heteròtrofa i autòtrofa. Aquesta competència depèn de la relació DQO/N de l'afluent tractat. Com més gran sigui la relació DQO/N, menor serà la capacitat nitrificant del sistema. Per una altra banda, la desnitrificació està també influenciada per la relació DQO/N de l'afluent. Una part important de la matèria orgànica de l'afluent es consumida per oxidació amb l'oxigen aportat per la recirculació interna, el que pot fer que no es completi la reducció del nitrat a nitrogen gas per falta de matèria orgànica.

#### 1.4.4.2 Alcalinitat

Durant el procés de nitrificació es produeix un consum d'alcalinitat. Aquesta disminució de l'alcalinitat es dona únicament durant la primera fase, és a dir, a l'oxidació d'amoni a nitrit. Per a cada mol d'amoni que s'oxida a nitrit es consumeixen, aproximadament, dos mols de bicarbonat (equació 1.4).



Moltes vegades, les aigües residuals amb una alta càrrega de nitrogen amoniacal no tenen suficient alcalinitat per a que es pugui donar una completa nitrificació.

Aquesta manca d'alcalinitat produeix dos efectes: en primer lloc, els bacteris nitrificants no disposen del carboni inorgànic necessari per al seu metabolisme i, en segon lloc, el pH dels reactors aeròbics disminueix fins a valors inferiors a 6. Per evitar aquests dos efectes es fa necessària l'addició d'una font externa d'alcalinitat.

### 1.4.4.3 Oxigen dissolt

L'oxigen dissolt (OD) és un dels paràmetres més importants de la nitrificació atès que aquest és un procés que es dona sota condicions aeròbiques. La velocitat de nitrificació dependrà de la concentració d'OD del reactor.

Com es pot veure a l'equació núm. 1, per oxidar 1 mol d'amoni a nitrit, són necessaris 1.5 mols d'oxigen.

S'ha d'aportar doncs, una quantitat d'aire suficient per tal de garantir que la quantitat d'OD no sigui un factor limitant a l'hora d'oxidar parcialment l'amoni a nitrit.

De tota la bibliografia consultada en diferents estudis, alguns autors utilitzen una concentració d'oxigen al voltant de 3-4 mg OD/L (Hwang et al., 2005), no obstant, d'altres (López, 2003; Mosquera et al., 2004) opten en els seus estudis per concentracions d'OD relativament més baixes, al voltant de 2mg OD/L, que permeten dur a terme l'oxidació parcial de l'amoni a nitrit i a més a més reduir els costos derivats de l'aireació.

### 1.4.4.4 Substàncies inhibidores

Els microorganismes nitrificants són molt sensibles a nombroses substàncies tòxiques, la presència de les quals pot causar la inhibició del seu creixement, provocar una disminució en la velocitat de nitrificació o produir una toxicitat suficient per matar-los i frenar completament l'activitat nitrificant (Stensel i Barnard, 1992). Són moltes les substàncies catalogades com a inhibidores o tòxiques per a la nitrificació. Es poden trobar metalls i compostos inorgànics: zinc, coure, níquel, cadmi, crom o arsènic. O substàncies orgàniques com ara el cloroform, fenol, etanol, o l'anilina.

Encara que la nitrificació està també inhibida pel seus propis substrats: amoni i nitrit, aquesta inhibició és deguda a les formes no ionitzades d'aquests substrats: amoníac i àcid nítrós i que, per tant, és funció de la temperatura i el pH, ja que ambdós determinen l'equilibri entre les formes ionitzades i no ionitzades.

El procés d'inhibició per amoníac i àcid nítrós és especialment important als tractaments d'aigües residuals amb una alta càrrega de nitrogen. Com més

gran sigui la concentració amoniacal de l'afluent, major serà la possibilitat de que es produeixi algun tipus d'inhibició.

El pas d'amoni a nitrit o nitritació, realitzat per bacteris amonioxidants, està inhibit per amoníac i, el pas de nitrit a nitrat o nitratació, realitzat per bacteris nitritoxidants està inhibit per amoníac i àcid nítrós.

Estrictament, només les inhibicions per amoníac dels bacteris amonioxidants i per àcid nítrós dels bacteris nitritoxidants són inhibidors per substrat. Les inhibicions dels bacteris amonioxidants per àcid nítrós i els bacteris nitritoxidants per amoníac no són inhibicions per substrat i es poden descriure com a inhibicions no competitives.

La inhibició per substrat més estudiada és la produïda per amoníac ja que, degut al pH al que es treballa habitualment als sistemes de depuració biològica, és la que es dona amb més assiduitat.

Els rangs de concentracions inhibidores que es poden trobar bibliogràficament són molt àmplies i variades. Una de les raons que contribueixen a l'elevada dispersió dels rangs d'inhibició és l'adaptació dels microorganismes nitrificants a l'amoniac.

La inhibició de la nitrificació per àcid nítrós està molt menys estudiada, segurament perquè és difícil arribar a concentracions de nitrit que provoquin inhibició.

## 1.5 DESCRIPCIÓ DELS PROCESSOS EMERGENTS

### **1.5.1 El procés Sharon a partir de fons documentals**

#### 1.5.1.1 Introducció

El procés Sharon (*Stable and High activity Ammonia Removal Over Nitrite*) es va desenvolupar durant els anys 90 a la Universitat de Tecnologia de Delft (Holanda). Es tracta d'un procés especialment indicat per a aquelles aigües amb una alta càrrega de nitrogen.

Encara que es tracti d'un procés relativament nou, després de més de 10 anys d'experiència, el seu funcionament ha demostrat que és un tractament altament sostenible i competitiu en l'eliminació biològica del nitrogen. Comparat amb els processos convencionals hi ha un estalvi molt significatiu d'energia i consumibles, ja que es tracta d'un procés simple i compacte.

Segons varies fonts bibliogràfiques el procés Sharon redueix la demanda d'oxigen en un 25%, la demanda de metanol com a font per a la desnitrificació en un 40%, produeix un 30% menys de fangs, redueix en un 20% les emissions de CO<sub>2</sub> i, pràcticament no emet cap tipus d'olor.

A més, al ser un procés tecnològicament menys complex i molt més flexible que altres tractaments més tradicionals, els seus costos de funcionament són més baixos.

**Taula 1.1 Estimació de costos per a una EDAR amb capacitat 500.000 h.e.**

	<b>Producció química de fangs</b>	<b>Producció biològica de fangs</b>	<b>Requeriments energètics</b>	<b>Funcionament</b>	<b>Costos estimats (€/kg N)</b>
<i>Stripping</i> amb aire	si	no	mig	mig	6
<i>Stripping</i> amb vapor	si	no	alt	complex	8
Procés <b>MAP/CAFR</b>	si	no	baix	complex	6

**Taula 1.1 Estimació de costos per a una EDAR amb capacitat 500.000 h.e.**

	<b>Producció química de fangs</b>	<b>Producció biològica de fangs</b>	<b>Requeriments energètics</b>	<b>Funcionament</b>	<b>Costos estimats (€/kg N)</b>
Bioreactor de membranes	no	si	alt	mig	2,8
Reactor de biopel·lícula ( <i>airlift</i> )	no	baix	mig	mig	5,7
Procés Sharon	no	baix	mig	mig	1,5

Font: Fundació Stowa (2001)

### 1.5.1.2 Funcionament

El procés Sharon (nitrificació parcial) és un procés continu que opera sense retenció de biomassa, a temperatures elevades (30 °C – 40 °C) i pH (6,5 - 8) per oxidar parcialment l'amoni a nitrit (Hellings et al., 1998). Aquest procés es pot esquematitzar amb la reacció indicada a l'equació 1.1. Només una part de l'amoni és oxidada a nitrit. El bacteri predominant en l'oxidació de l'amoni és el *Nitrosomonas eutropha*.

L'operació es du a terme mitjançant un quimiostat, per la qual cosa hi ha un rentatge continu de fangs. Amb aquest sistema el temps de residència hidràulic (TRH) és igual al temps de residència cel·lular (TRC) o edat del fang (Van Dongen et al., 2001). Llavors es pot fer un control del creixement dels amonioxidants i dels nitritoxidants. Combinant TRH baixos (1-2 dies), temperatures elevades (35 °C) i sobrenedant ric en amoni s'afavoreix un ràpid creixement dels oxidants d'amoni (Hellings et al., 1998), ja que presenten velocitats específiques màximes de creixement més elevades que els oxidants de nitrit.

### 1.5.1.3 Temperatura

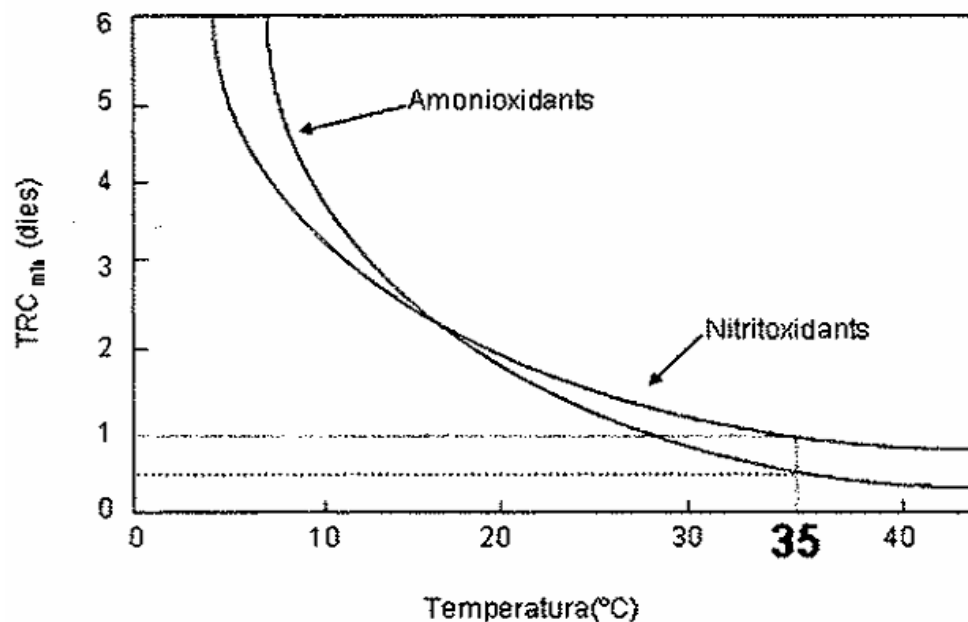
En els processos biològics, en augmentar la temperatura, les reaccions químiques i enzimàtiques dins les cèl·lules es produeixen a més velocitat. No obstant això, en excedir una temperatura crítica es produeixen danys en els

components cel·lulars (proteïnes, àcids nucleics, membrana). La demostració que el control de la temperatura és un paràmetre important es pot observar a la figura núm. 2. En els sistemes convencionals de nitrificació i desnitrificació es treballa a temperatures d'entre 5 °C i 20 °C. A aquestes temperatures es produeix un creixement més ràpid dels oxidants de nitrit que dels oxidants d'amoni; per tant, l'amoni s'oxida completament a nitrat (Stowa, 2001).

En canvi, el procés Sharon treballa a temperatures més elevades (35 °C). A altes temperatures aquesta velocitat és superior per als microorganismes oxidants d'amoni que per als oxidants de nitrit. A la temperatura que té lloc el procés (35 °C) el  $TRC_{\min}$  per als amonioxidants serà la meitat que el  $TRC_{\min}$  per als nitritoxidants (0,5 dies i 1 dia, respectivament), tal com es pot observar a la figura núm 2.

Aquesta diferència en el  $TRC_{\min}$  (o en les velocitats de creixement màximes) dels bacteris implicats en la nitrificació que treballen amb TRH curts (1-2 dies) dóna lloc a un rentatge selectiu dels oxidants de nitrit de l'interior del reactor i afavoreix el creixement dels bacteris oxidants d'amoni, que transformen l'amoni a nitrit. El grau màxim de creixement dels oxidants d'amoni oscil·la, segons diferents estudis realitzats, entre 30 °C i 35 °C (Hellings et al., 1998).

**Figura 1.2. Efecte de la temperatura sobre el  $TRC_{\min}$  dels amonioxidants i els nitritoxidants**

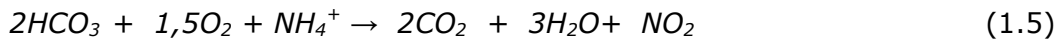


Font: Laboratori d'Enginyeria Química i Ambiental (LEQUIA). Universitat de Girona (2004)

### 1.5.1.4 pH

Un altre paràmetre que cal controlar és el pH. Els bacteris nitrificants són especialment sensibles a variacions de pH, sobretot els nitrosomonas. El pH és un punt important del procés, a causa de l'equilibri que s'estableix entre l'amoni ( $\text{NH}_4$ ) i l'amoniac ( $\text{NH}_3$ ), i és aquesta última espècie la que realment s'assimila.

L'oxidació d'amoni a nitrit és un procés àcid, que es neutralitzarà a causa de l'*stripping* o arrossegament de  $\text{CO}_2$  del medi, format a partir del bicarbonat present a l'afluent (Van Kempen et al., 2001). Per això, en acidificar-se el medi, s'hi ha d'afegir bicarbonat. Aquest regularà la formació de nitrit, tal com s'observa a l'equació 1.5.



La reacció dóna una relació molar 2:1  $\text{HCO}_3^-/\text{NH}_4^+$ . Però en el cas del procés combinat Sharon-Anammox l'objectiu serà oxidar només el 50% de l'amoni present a l'afluent, per tant, la relació molar  $\text{HCO}_3^-/\text{NH}_4^+$  serà de 1:1.

El bicarbonat actua com a agent regulador, i per convertir el 50 % de l'amoni es consumirà quasi totalment (si la relació és 1:1). S'ha de tenir en compte la possibilitat que una part d'aquesta alcalinitat es perdi per *stripping*.

### 1.5.1.5 L'exemple holandès

Un dels països capdavanters pel que fa a la utilització de processos emergents per al tractament d'aigües residuals amb una alta càrrega de nitrogen és Holanda.

Actualment existeixen a Holanda sis estacions depuradores d'aigües residuals que funcionen amb el procés Sharon: Utrecht, Rotterdam, Zwolle, Beverwijk, Houtrust i Garmewolde. Totes elles amb uns resultats en l'eliminació del nitrogen molt satisfactoris, com ho demostren els valors que s'expressen a la taula 1.2.

<b>Taula 1.2. Comparació dels diferents reactors Sharon a Holanda</b>		
<b>Localitat</b>	<b>Concentració entrada (mg NH<sub>4</sub>-N/l)</b>	<b>Eliminació NH<sub>4</sub>-N (%)</b>
Utrecht	600-900	90-95
Rotterdam	1000-1500	85-98
Zwolle	400-600	85-95
Beverwijk	700-900	85-95
Houtrust	900-1200	85-98
Garmewolde	700-800	>95

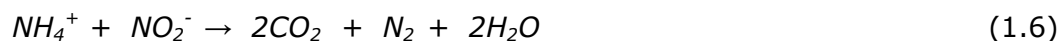
Font: Grontmij Nederland BV (2004)

## **1.5.2 El procés Anammox a partir d'una anàlisi experimental**

### **1.5.2.1 Introducció**

El procés Anammox (*Anaerobic Ammonium Oxidation*) és un dels tractaments més innovadors pel que fa a l'eliminació del nitrogen amoniacal de les aigües residuals.

Aquest procés és capaç de transformar l'amoni directament a nitrogen gas, fent servir el nitrit com a acceptor de electrons i en condicions anaeròbiques (en absència d'oxigen). Els bacteris que realitzen aquest procés són autòtrofes, el que significa que no es necessita una font de carboni orgànic. La equació 1.6 descriu aquest procés:



El procés Anammox es va descobrir a l'any 1986, però a dia d'avui és encara una de les parts més inexplorades del cicle del nitrogen. Recentment s'ha descobert que aquest procés contribueix fins en un 70% al cicle del nitrogen als oceans del planeta. (The online Anammox resource, 2006).

És tracta d'un procés que es pot aplicar a un ampli ventall d'efluents que es caracteritzin per una alta concentració d'amoni (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N > 100mg/l);



tractaments de les aigües residuals municipals, indústries d'alimentació, de fertilitzants, petroquímiques, metal·lúrgiques o explotacions mineres.

Comparat amb els processos biològics convencionals de nitrificació i desnitrificació (veure taula 1.3), el procés Anammox presenta una sèrie d'avantatges com ara: (Paques Environmental Technology Shanghai, 2006)

- Una eliminació més alta dels nivells de nitrogen
- Una reducció de les emissions de CO<sub>2</sub> de fins a un 90%
- Un 60% menys de consum energètic
- Una mínima producció de fangs
- No es consumeix metanol ni cap altra font de carboni externa
- Reducció de costos
- Una reducció del 50% en l'espai físic que es necessita

<b>Taula 1.3. Comparativa tractaments convencionals i procés Anammox</b>			
	<b>Tractament convencional</b>	<b>Anammox</b>	<b>Unitats</b>
Energia	2,3	1	KWh/Kg N
Metanol	2,3	0	Kg/Kg N
Producció de fangs	0,5-1	0,1	Kg <b>VSS</b> /Kg N
Emissions CO <sub>2</sub>	>4,7	0,7	Kg/Kg N
Costos	3-5	1,5-2,5*	€/Kg N

Font: Paques Environmental Technology Shanghai (2006)

\*Altres fonts consultades, com ara el Centre avançat de tractaments d'aigües residuals de la Universitat de Queensland (Australia), estimen els costos entre 0,7 i 1.1 €/Kg N.

A l'any 2002, a Rotterdam (Holanda), es va posar en funcionament el primer reactor Anammox a escala real amb una capacitat d'eliminació de 500 Kg de nitrogen al dia. Actualment ja són quatre els reactors Anammox a escala real que estan en funcionament. (Paques Environmental Technology Shanghai, 2006)

### 1.5.2.2 El bacteri Anammox

Avui en dia només es coneixen tres gèneres diferents de bacteris Anammox:

1. *Candidatus "Brocardia anammoxidans"*
2. *Candidatus "Kuenenia stuttgartiensis"*
3. *Scalindua*

Els dos primers es poden trobar a les estacions depuradores d'aigües residuals, mentre que el tercer també es troba en ecosistemes marins com ara la Mar Negra. Tots tres pertanyen a l'ordre *Planctomycetales*.

Tots aquests bacteris arriben al seu nivell d'activitat més alt quan es troben en un rang de pH d'entre 6,4 i 8,3 i un rang de temperatura d'entre 20 i 43°C. Encara que la temperatura escollida per a la majoria dels estudis es troba entre els 30 i 37°C (Strous et al., 1997).

L'activitat del bacteri Anammox queda inhibida amb la presència de baixes concentracions d'oxigen (0,5%), encara que és un procés reversible quan la quantitat d'oxigen torna a disminuir.

Aquesta activitat també pot quedar inhibida quan les concentracions de nitrit són superiors a 20 nM. Quan la concentració de nitrit és superior a 5 nM durant més de 12h, l'activitat del bacteri Anammox es perd completament. (The online Anammox resource, 2006)

La taxa de creixement del bacteri Anammox és relativament baixa (temps de duplicació = 11 dies). Una gran avantatge d'això és que es genera una molt baixa quantitat de fangs, en canvi, com a desavantatge, el període de posada en marxa del procés Anammox sol ser llarg.

Per portar a terme la seva activitat, el bacteri Anammox només necessita d'amoni i nitrit; aquest últim es pot aconseguir a partir de la nitrificació parcial en condicions aeròbiques de l'amoni (procés Sharon).

### 1.5.2.3 Treball d'investigació i recerca sobre el procés Anammox a la *Danmarks Tekniske Universitet* (Dinamarca).

Amb la finalitat de demostrar, a través d'una anàlisi experimental, el funcionament del procés Anammox, es va realitzar durant els mesos de febrer a març d'enguany un treball de recerca i investigació a l'Universitat Tècnica de Dinamarca (Lyngby-Copenhagen) sobre l'eliminació biològica de l'amoni als purins de porc fent servir el procés Anammox. Aquest estudi va ser dirigit per la professora Rena Irimi Angelidaki i el postdoc Dimitar Borisov Karakashev.

Amb aquest treball de recerca s'ha pogut demostrar que el bacteri Anammox és capaç de transformar l'amoni, juntament amb el nitrit, en nitrogen gas. També ha servit per donar a conèixer totes les avantatges que representa aquest nou tractament respecte als tractaments biològics convencionals.

#### 1.5.2.3.1 Objectius

L'objectiu principal d'aquest estudi experimental ha sigut el d'eliminar l'amoni provinent dels purins de porc utilitzant el bacteri Anammox (*ANAerobic AMMonium OXidation*) en un reactor del tipus UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*).

La finalitat d'aquest procés Anammox és la de reduir la concentració d'amoni tant com sigui possible. Per arribar a aquest objectiu és necessari un tractament previ dels purins de porc, encara que aquest no és l'objectiu principal d'aquest estudi. Per a un correcte funcionament del procés Anammox és necessari reduir tant com sigui possible la quantitat de matèria orgànica que es troba als purins.

#### 1.5.2.3.2 Materials i mètodes

##### ***Experiments amb el reactor***

Els components que s'han fet servir durant aquest experiment han estat:

- Un reactor del tipus USAB
- Una ampolla d'alimentació (afluent)
- Una ampolla de sortida (efluent)

- Una bomba de recirculació
- Una bomba d'alimentació
- Un dipòsit d'aigua

El reactor UASB és un tipus de reactor concebut per al tractament anaeròbic d'aigües residuals amb altes càrregues. Aquest reactor, normalment, és un tanc on l'aigua residual és distribuïda per una o més entrades. Està format per les següents parts: entrada d'aigua, llit de fangs, zona de fluids i un separador de gasos i sòlids.

Abans de començar amb aquest estudi, el reactor ja estava funcionant amb altres finalitats. En aquest estudi es va utilitzar el reactor amb la finalitat d'eliminar l'amoni dels purins de porc.

El dia 16 i 41 (dels 67 dies que va durar aquest estudi) es varen eliminar 20 ml de fang del reactor i es varen inocular 20 grams de fang vermell tipus OLAND (proporcionat pel laboratori d'ecologia microbiana de la universitat de Ghent, Bèlgica). Aquest fang contenia el bacteri Anammox.

Després d'haver inoculat el nou fang amb el bacteri Anammox, la bomba d'alimentació del reactor es va aturar durant 24 hores. D'aquesta manera el bacteri Anammox podria adaptar-se al nou ambient. Després d'aquestes 24 hores la bomba d'alimentació es va tornar a posar en funcionament i es varen començar a agafar mostres passades 48 hores.

L'alimentació del reactor que es fa fer servir a l'inici del projecte va ser aigua residual de composició sintètica. Aquesta aigua residual contenia amoni, nitrit i nitrat (taula 1.4).

<b>Taula 1.4. Composició sintètica de l'aigua</b>	
<b>Compost</b>	<b>Concentració (gr/l)</b>
NaHCO <sub>3</sub>	2,6
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	0,025
CaCl <sub>2</sub> ·2H <sub>2</sub> O	0,3
MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O	0,2
FeSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O	0,00625
EDTA	0,00625
(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,19

<b>Taula 1.4. Composició sintètica de l'aigua</b>	
<b>Compost</b>	<b>Concentració (gr/l)</b>
NaNO <sub>2</sub>	0,26
NaNO <sub>3</sub>	1,22
Elements traça, solució I i II	1,25 ml/l

Font: Chamchoi, N. (2006)

Cada vegada que es preparava una nova ampolla d'aigua residual, aquesta ampolla havia de ser bombollejada amb nitrogen gas per tal d'aconseguir un pH final entre 6,7 i 8,3. És molt important mantenir el pH de l'ampolla de l'alimentació entre aquests valors ja que el bacteri Anammox és bastant sensible. Amb l'entrada d'aquest nitrogen gas a l'ampolla d'alimentació també s'aconsegueix eliminar tot l'oxigen que hi ha a dins, d'aquesta manera també s'evita la inhibició del bacteri Anammox.

Després del dia 49 de l'experiment, es va començar a afegir a l'ampolla d'alimentació els purins de porc digerits. Les quantitats es varen anar incrementant gradualment, des del 2%, al 5% i, finalment fins al 10%.

Aquesta addició a l'ampolla d'alimentació estava formada per una barreja d'un 20% de fangs actius/nitrificants (provinents de la planta depuradora d'aigües residuals de Lundtofte) i un 80% de purins de porc.

Abans de poder utilitzar els purins de porc en aquest experiment, aquests, varen haver de passar per una sèrie de tractaments previs:

1. Digestió a escala complerta (en una planta de biogàs)
2. Centrifugació per decantació (per separar la part líquida de la part sòlida).
3. Reactor UASB (per eliminar matèria orgànica)

Després d'aquest tres processos previs, es necessitava un nou tractament amb la finalitat d'eliminar el màxim de matèria orgànica d'aquesta barreja de fangs actius/nitrificants i purins de porc. Aquest tractament es va portar a terme airejant amb oxigen aquesta barreja durant 24 hores.

Per al correcte funcionament del procés Anammox es necessita una baixa concentració de matèria orgànica per tal d'evitar una disminució en l'eficiència

del bacteri Anammox. La DQO total era mesurada per tal de conèixer la quantitat de matèria orgànica que s'havia degradat.

Durant tot l'experiment, l'ampolla d'alimentació sempre havia d'estar refrigerada amb gel per tal de mantenir una temperatura adequada i evitar l'activitat dels bacteris dels purins de porc. Aquesta ampolla d'alimentació també havia d'estar tapada amb un tap de goma i connectada a una bossa de nitrogen gas per tal d'evitar l'entrada d'oxigen a mesura que la solució de l'ampolla entrava al reactor (foto 1.1).

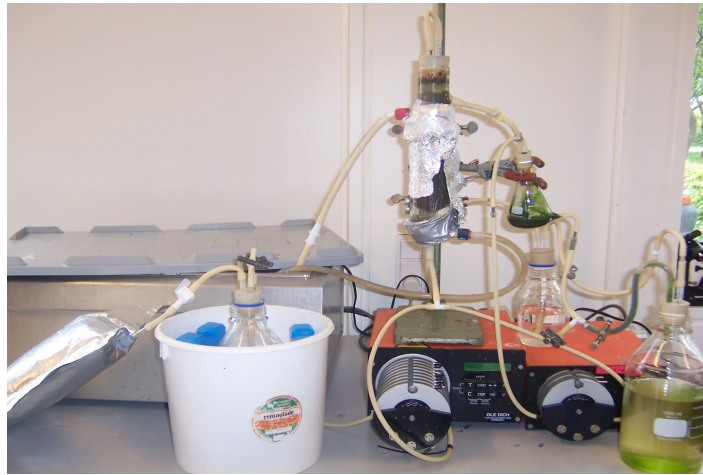


Foto 1.1. Imatge de la instal·lació experimental

La temperatura del reactor sempre s'ha de mantenir entre els 35 i 40 °C. És el dipòsit d'aigua, a través d'un termòstat, l'encarregat de mantenir aquesta temperatura amb l'objectiu d'afavorir un creixement òptim del bacteri, que es dona entre el 20 i 43 °C.

La taxa d'alimentació del reactor va ser programada a 0,75 ml durant 115 segons, amb una aturada posterior de 605 segons.

La taxa de flux era de 120 ml/dia i, tenint en compte que el volum del reactor era de 200 ml, s'aconseguia un temps de residència hidràulic de 1,7 dies.

### ***Paràmetres analitzats i mètodes analítics***

Per tal de controlar el procés biològic del reactor va ser necessari fer una sèrie d'anàlisis:

**Amoni**

El nitrogen amoniacal ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) es troba en la forma d'ions d'amoníac i en forma d'amoní. El nitrogen amoniacal reacciona amb un agent clorant per passar a monocloramina. Aquest nou compost reacciona amb timol per formar un derivat de l'inofenol que és mesurat fotomètricament.

Es va fer servir un kit comercial de la marca Merck i un mètode d'anàlisi fotomètric amb un espectrofotòmetre *Spectroquant® Nova60* de Merck (per veure el procediment consultar l'annex).

**Nitrit**

Els ions de nitrit, en contacte amb l'àcid sulfanílic, formen una sal de doazoni que reacciona amb dihidroclorur N-(1-naftil)etilendiamina convertint-se en un tint de color violeta que serà determinat fotomètricament.

Es va fer servir un kit comercial de la marca Merck i un mètode d'anàlisi fotomètric amb un espectrofotòmetre *Spectroquant® Nova60* de Merck (per veure el procediment consultar l'annex).

**Nitrat**

Els ions de nitrat en àcid sulfúric concentrat reacciona amb l'àcid benzoic per formar un compost nitrós de color vermell que serà determinat fotomètricament.

Es va fer servir un kit comercial de la marca Merck i un mètode d'anàlisi fotomètric amb un espectrofotòmetre *Spectroquant® Nova60* de Merck (per veure el procediment consultar l'annex).

**pH**

El pH va ser mesurat amb un pH-metre *Gel pH electrode PHM210* (per veure el procediment consultar l'annex).

**DQO**

La demanda química d'oxigen es fa servir per mesurar l'oxigen equivalent de la matèria orgànica que conté una mostra que és susceptible de ser oxidada per un fort oxidant químic. L'oxidant més comú que es fa servir per determinar la DQO és el dicromat, degut a la seva alta capacitat d'oxidació.

Per tal de determinar la DQO es va utilitzar un bloc d'escalfament *Libbich* (per veure el procediment consultar l'annex).

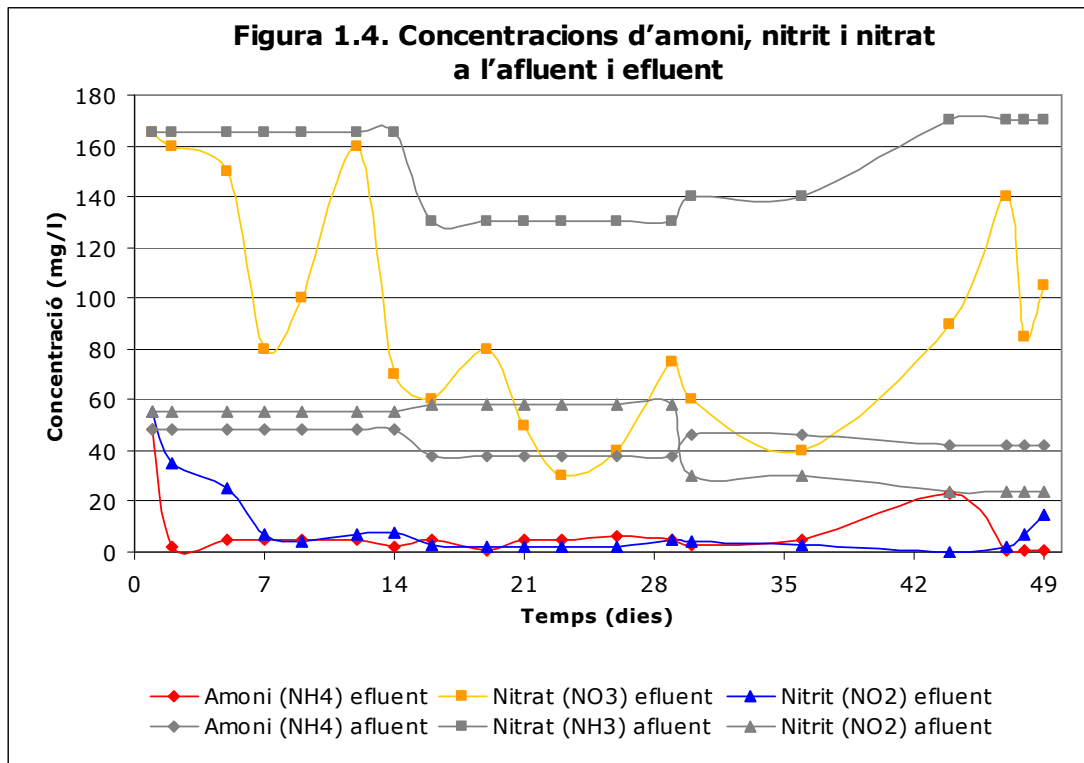
### 1.5.2.3.3 Resultats i discussió

#### **Funcionament del reactor UASB**

##### **Primer període. Aigua residual artificial**

Durant els primers 49 dies de l'experiment només es va fer servir aigua residual artificial a l'ampolla d'alimentació. La composició del nitrogen d'aquesta aigua residual sintètica a l'afluent va ser: entre 38-48 mg/l per a l'amoni, entre 24-59 mg/l per al nitrit i 130-180 mg/l per al nitrat.

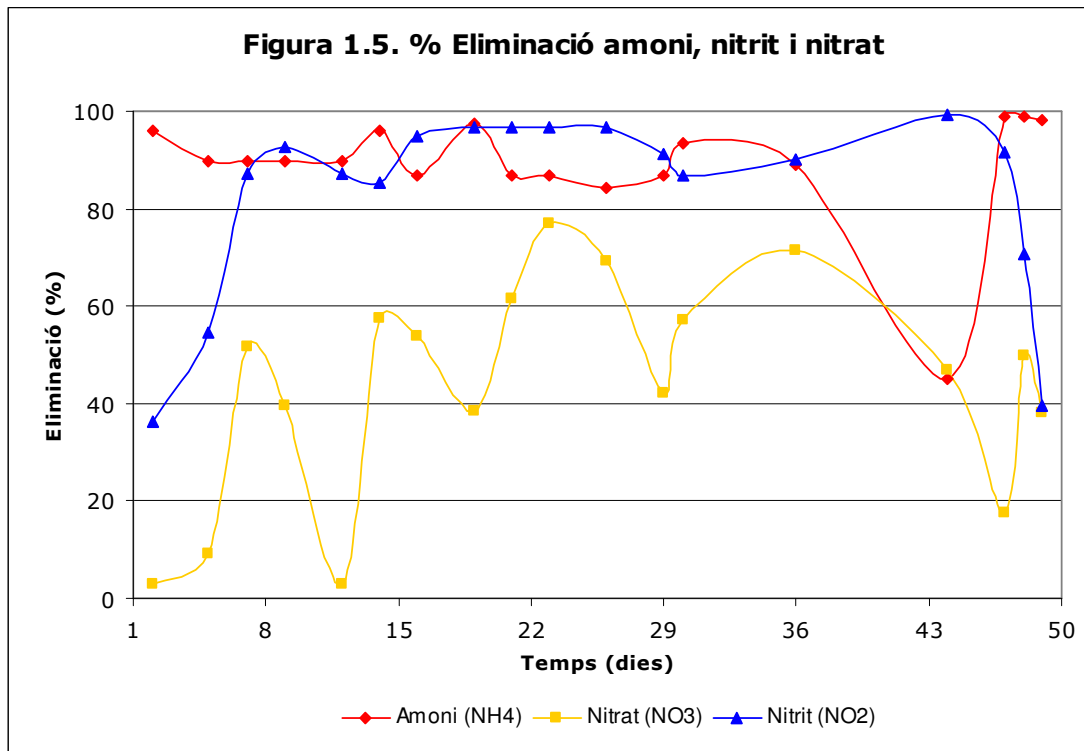
Els resultats per als diferents compostos del nitrogen, a l'afluent i a l'efluent, estan representats a la figura 1.4.



Font: Elaboració pròpia (2007)



La figura 1.5 presenta els percentatges d'eliminació per l'amoni, el nitrit i el nitrat.



Font: Elaboració pròpia (2007)

Com que el reactor ja estava en funcionament abans de començar l'estudi, podem veure (figura 1.4) com la concentració d'amoni comença a disminuir a partir del segon dia i es manté constant fins al final. També disminueix la concentració de nitrit, que després del setè dia també es manté estable fins al final d'aquest primer període. Pel que fa a la concentració de nitrat, aquesta, fluctua entre màxims i mínims durant aquests primers 49 dies.

Les baixes concentracions d'amoni i nitrit que s'observen a partir del segon dia indiquen que el procés Anammox està tenint lloc a dins del reactor. A partir del segon dia i fins al final d'aquest primer període, l'amoni adquireix uns valors al voltant de 2-3 mg/l, el que es pot traduir en un 85 a 95% d'eliminació (figura 1.5). Aquests valors es mantenen, més o menys estables, fins al dia 49.

El bacteri Anammox és fàcilment identificable atès el color vermell del fang. D'aquesta manera es pot afirmar que el bacteri Anammox està present al reactor (foto 1.2).



Foto 1.2. Reactor UASB amb el color vermell del fang

En el cas del nitrit, aquest decreix fins al setè dia i es manté estable també fins al final. La disminució de l'amoni i nitrit confirma que el bacteri Anammox està funcionant dins del reactor UASB.

Pel que fa al nitrat, no s'observa una tendència clara (figura 1.4), pel contrari, s'observa una evolució sense gaire sentit, segurament degut als problemes amb la instal·lació durant aquests primers 49 dies d'experiment (oxigen a dins del reactor, gomes obstruïdes o un termòstat defectuós).

Per tal d'intentar entendre l'evolució del nitrat, primer s'han d'explicar algunes de les característiques del procés de desnitrificació.

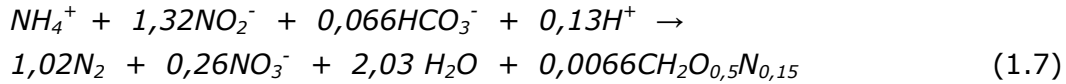
La desnitrificació és una reducció biològica del nitrat a nitrogen gas portada a terme per bacteris heterotròfics que obtenen la seva energia de la matèria orgànica i que utilitzen oxigen o nitrat com a acceptor d'electrons. Els bacteris heterotròfics fan servir la matèria orgànica com a font de carboni. Quan la matèria orgànica es troba present en una quantitat important significa que la desnitrificació és alta, i per tant, el consum de nitrat és també alt.

Per altra banda, quan l'amoni està present a l'aigua residual, els bacteris heterotròfics prefereixen utilitzar l'amoni com a font de nitrogen en comptes del nitrat. D'aquesta manera el consum de nitrat és molt més baix.

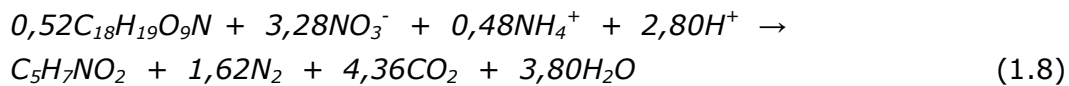
Aquestes dues explicacions, i els diferents problemes amb la instal·lació, podrien explicar les fluctuacions del nitrat durant aquests primers 49 dies.

Per tal de comprovar quin era el procés predominant dins del reactor, Anammox o desnitrificació, es va realitzar un balanç de matèria per a cada nova ampolla d'aigua residual, segons les següents equacions.

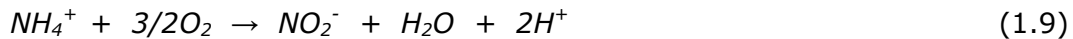
Per a la reacció Anammox:



Per al procés de desnitrificació:

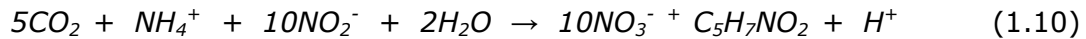


Per al procés de nitrificació:



Suposant que la concentració d'oxigen és de 8,7 mg/l.

I per al creixement del bacteri Anammox:

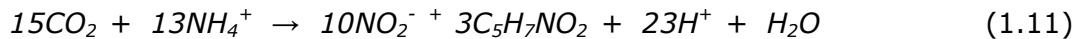


<b>Taula 1.5. Balanç de matèria de l'amoni. % eliminació de l'amoni</b>				
<b>Dia de canvi de l'ampolla affluent</b>	<b>% NH4 utilitzat per Anammox</b>	<b>% NH4 utilitzat per desnitrificació</b>	<b>% NH4 utilitzat per nitrificació</b>	<b>% NH4 utilitzat pel creixement bacteri</b>
<b>1</b>	62,45	26,85	2,49	8,19
<b>16</b>	67,12	21,47	2,53	8,82
<b>30</b>	53,36	35,65	3,90	7,02
<b>36</b>	44,68	45,38	4,08	5,84

Font: Elaboració pròpia (2007)

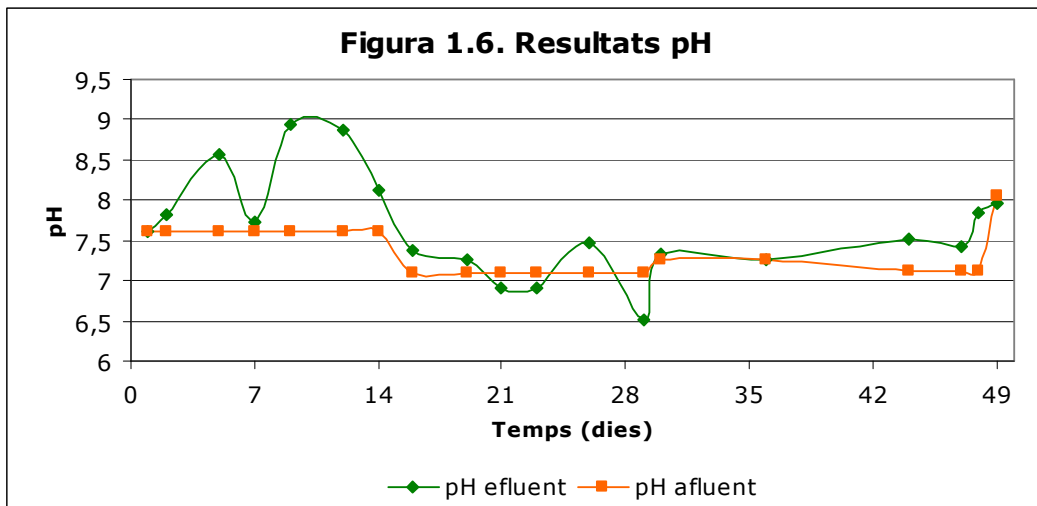
Tal i com es pot veure al balanç de matèria, el procés Anammox és el procés predominant dins del reactor UASB, encara que també es dona el procés de desnitrificació.

A més dels processos que s'han descrit anteriorment, podem trobar altres processos que també prenen part en l'eliminació de l'amoni, *stripping* o arrossegament de CO<sub>2</sub> del medi, una diversitat microbiològica dins del reactor UASB, o una major oxidació de l'amoni per al creixement del bacteri Anammox, segons la següent equació:



També és necessari tenir en compte, segons Van de Graff et al. (1996) que el procés Anammox produeix una quantitat de nitrat que representa un 10% de l'amoni de l'afluent. Això significa que el procés Anammox elimina només el 90% del nitrogen que entra al reactor.

Pel que fa als valors de pH, tant els de l'afluent com els de l'efluent, es troben sempre entre 6,28 i 8,95 (figura 1.6). Com a resultat de la disminució d'amoni, es pot observar, després dels primers dies i fins al final del primer període, una disminució dels valors de pH.



Font: Elaboració pròpia (2007)

Encara que la majoria dels valors de pH durant aquests primers 49 dies estan entre els 6,7 i 8,3, el rang fisiològic del pH del bacteri Anammox (Strous et al.,

1999), es poden trobar alguns valors fora d'aquest rang, segurament degut als diferents problemes amb la instal·lació.

Alguns d'aquests valors que es troben fora del rang fisiològic també es podrien deure als canvis en la composició de l'ampolla d'alimentació mentre la solució va entrant al reactor.

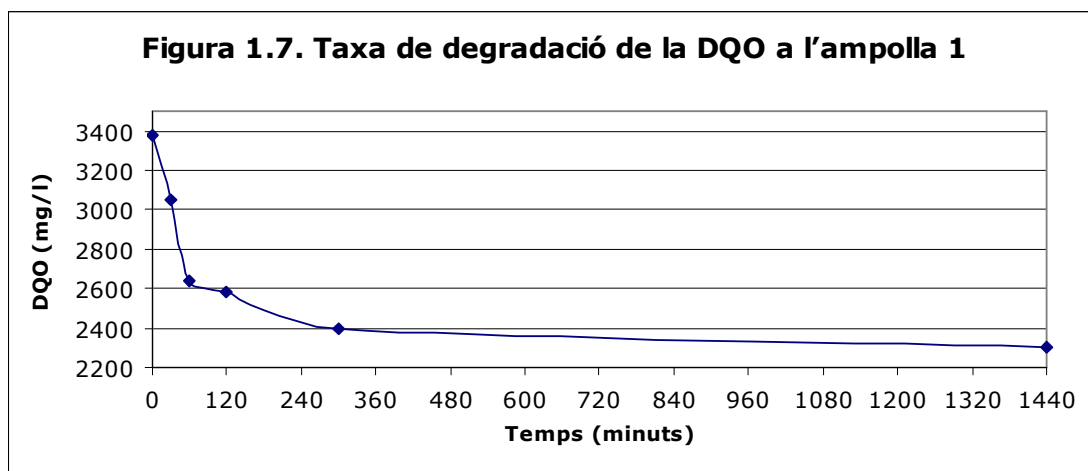
### **Digestió aeròbica dels purins tractats**

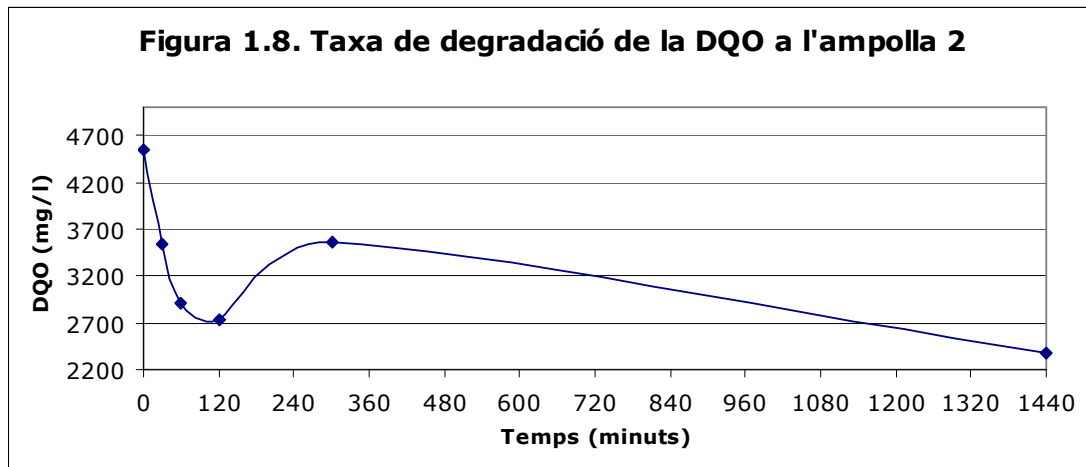
Abans d'afegir els purins de porc, el dia 49 de l'experiment, a l'aigua residual artificial, aquests van ser tractats aeròbiamment amb la intenció de reduir tant com fos possible la major part de la matèria orgànica biodegradable.

L'experiment va consistir en una simple instal·lació on dues ampolles, amb una barreja d'un 20% de fangs actius/nitrificants i un 80% de purins de porc digerits, era airejada amb una bomba d'aire durant 24 hores i, amb una taxa d'aireació de 1500 cc/minut.

L'experiment es va portar a terme en dues ampolles per tal d'evitar qualsevol problema que pogués ocórrer si és fes només en una. D'aquesta manera, també va permetre verificar que la degradació de la matèria orgànica es donava a totes dues ampolles.

Després de 24 hores d'experiment, la DQO total va ser mesurada per tal de conèixer la quantitat de matèria orgànica que s'havia degradat, així com la quantitat final que encara restava a cada una de les ampolles. Aquestes dades es poden observar a les figures 1.7 i 1.8.





Font: Elaboració pròpia (2007)

Durant les 24 hores que va durar l'oxidació aeròbica es varen agafar diferents mostres en diferents moments: al minut 0, minut 30, 1 hora, 2 hores, 5 hores i finalment a les 24 hores.

A l'ampolla 2, a la mostra de les 5 hores, podem observar un valor una mica estrany que no correspon amb el total de la seqüència; segurament aquest valor es deu a algun problema amb el tub d'assaig.

De totes, maneres, en tots dos casos, és possible afirmar que la tendència de la DQO és clarament decreixent.

A l'ampolla número 1, l'eliminació de matèria orgànica biodegradable va ser del 31,88%, i pel que fa a l'ampolla número 2 va ser del 47,72%.

La quantitat final de DQO per a les dues mostres es troba al voltant dels 2,3 gr/l. Encara que es pogués tractar d'una concentració de DQO baixa, el bacteri Anammox necessita una concentració de matèria orgànica tan baixa com sigui possible, ja que quan es disposa de suficient matèria orgànica, la desnitrificació heterotròfica és converteix en el procés dominant dins del reactor.

Aquest procés aeròbic podia haver continuat durant més de 24 hores per tal de verificar si la reducció de la matèria orgànica continuaria, però els valors de totes dues ampolles després de 24 hores són bastant similars. Aquesta similitud és la que fa pensar que la quantitat de matèria orgànica que encara restava a les dues ampolles era no biodegradable.

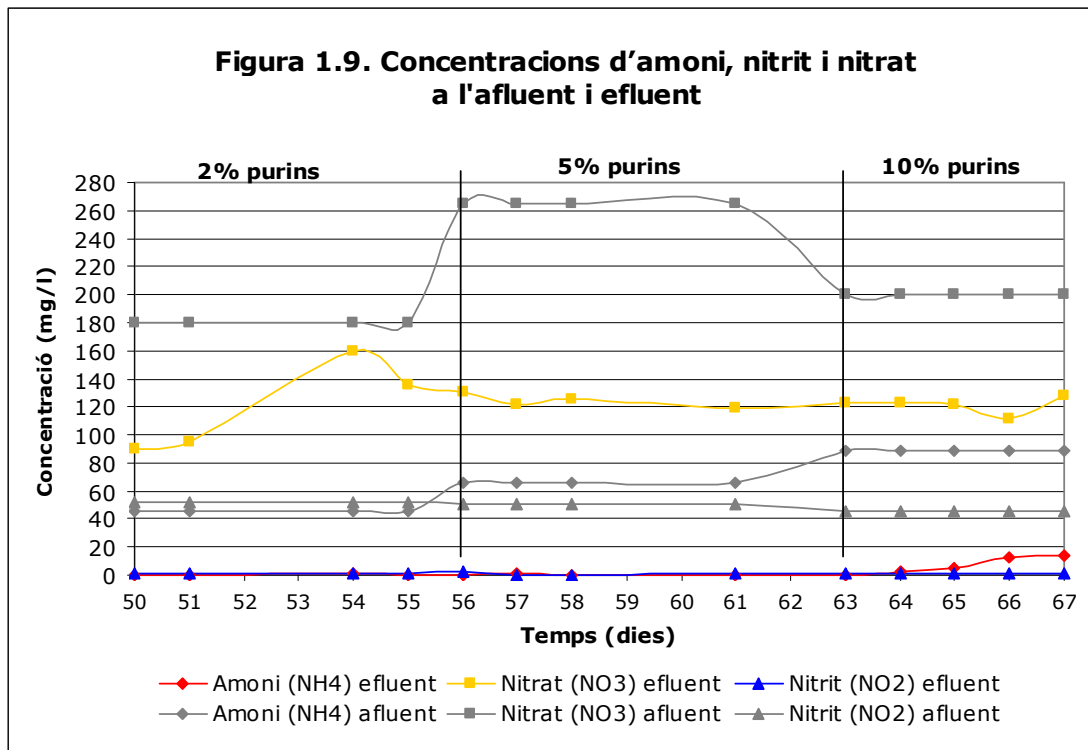
### Segon període. Introducció dels purins de porc

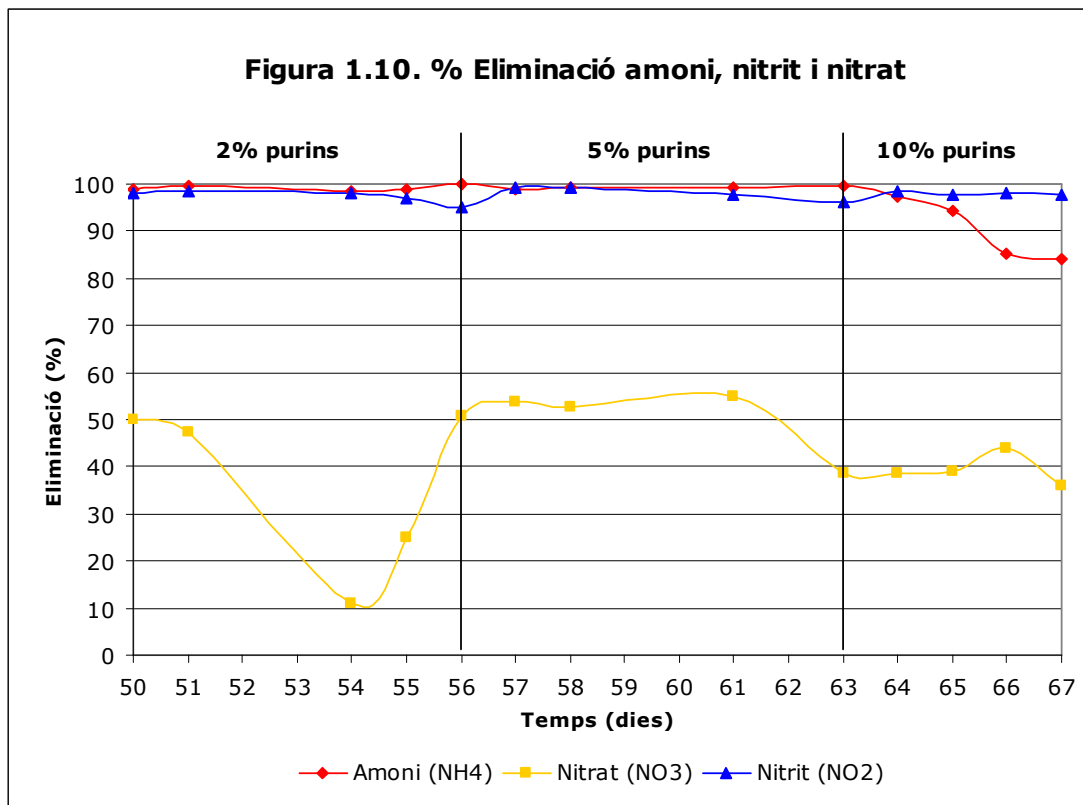
El dia 49 de l'experiment, els purins de porc tractats aeròbiament durant 24 hores van ser afegits a l'ampolla d'alimentació. Les quantitats que es varen afegir, de manera gradual, a la solució artificial d'aigua residual varen ser del 2%, 5% i, finalment del 10%.

Aquests purins contenien una gran quantitat d'amoni, 456 mg/l, i una baixa concentració de nitrat, 4 mg/l i nitrit, 0,6 mg/l.

La composició del nitrogen de l'aigua residual d'aquest segon període va ser: entre 45,5 i 89 mg/l per a l'amoni, entre 46 i 52 mg/l per al nitrit i 180-265 mg/ per al nitrat. Es pot observar com la concentració d'amoni augmenta de manera progressiva a mida que la quantitat de purins que s'afegeix a l'ampolla d'alimentació també augmenta. Les concentracions de nitrit són similars al primer període, mentre que les de nitrat són una mica més altes.

Els resultats per als diferents compostos del nitrogen, tant a l'afluent com a l'efluent i el % d'eliminació de l'amoni, nitrit i nitrat es representen a les figures 1.9 i 1.10.





Font: Elaboració pròpia (2007)

Durant els dies que l'aigua residual artificial va ser alimentada amb un 2 i un 5% de purins, les concentracions d'amoni i nitrit, a l'efluent, es varen mantenir baixes, amb valors entre 0,1 i 0,7 mg/l (98-99% d'eliminació) per a l'amoni, i entre 0,3 i 2,6 mg/l (95-99% d'eliminació) per al nitrit (figures 9 i 10). Amb aquestes dades es pot afirmar que el procés Anammox s'està duent a terme dins del reactor.

Encara que les concentracions eren baixes, en el cas del nitrit, es pot observar com la seva concentració augmenta una mica més durant els últims dies que l'ampolla de l'afluent està alimentada amb un 2 i un 5% de purins; segurament degut als canvis en la composició de l'ampolla afluent.

Aquest increment dels valors del nitrit no es donen quan a l'ampolla d'alimentació se li afegeix un 10% de purins. Durant aquest període els valors del nitrit estan al voltant d'1 mg/l o menys.

A on si que es poden observar canvis, durant la fase on s'incorpora el 10% de purins, és amb la concentració d'amoni. Encara que el bacteri Anammox és



capaç de reduir la seva concentració, els valors finals no són els mateixos que durant el primer període on només es feia servir l'aigua residual artificial o durant les fases on s'afegí el 2 i 5% de purins a l'ampolla d'alimentació. Amb el 10% de purins, els valors de l'amoni a l'efluent varen ser més alts, entre els 2,5 mg/l del primer dia i, els 14,3 mg/l del darrer dia.

Aquests valors més alts de l'amoni a l'efluent es deuen a l'alta concentració inicial a l'ampolla d'alimentació (89 mg/l).

Segurament, amb un augment més gradual de la quantitat de purins durant aquest segon període, el bacteri Anammox podria haver eliminat una quantitat més gran d'amoni.

En el cas del nitrat, després d'haver afegit els purins, la seva concentració disminueix degut a la presència de matèria orgànica a l'ampolla d'alimentació. Quan això passa, els bacteris desnitrificants fan servir aquesta matèria orgànica per al procés de desnitrificació.

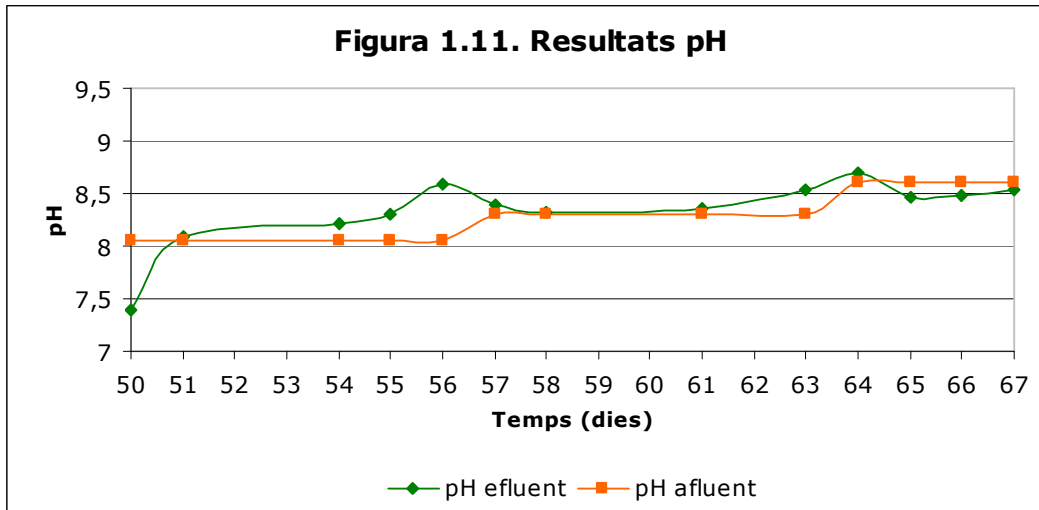
<b>Taula 1.6. Balanç de matèria de l'amoni. % eliminació de l'amoni</b>				
<b>Dia de canvi de l'ampolla afluent</b>	<b>% NH4 utilitzat per Anammox</b>	<b>% NH4 utilitzat per desnitrificació</b>	<b>% NH4 utilitzat per nitrificació</b>	<b>% NH4 utilitzat pel creixement bacteri</b>
<b>49 (2% purins)</b>	59,91	29,66	2,52	7,89
<b>56 (5% purins)</b>	52,10	38,79	2,24	6,86
<b>63 (10% purins)</b>	55,47	34,55	2,64	7,32

Font: Elaboració pròpia (2007)

A l'igual que al primer balanç de matèria, aquest segon balanç (taula 1.6) també s'ha calculat, segons les equacions 7, 8, 8 i 10.

Al balanç de matèria d'aquest segon període, el procés predominant continua essent l'Anammox, encara que com al primer període, també es dona la desnitrificació.

Els resultats de l'evolució del pH durant aquest període es poden observar a la figura 1.11.



Font: Elaboració pròpia (2007)

Com es pot observar a la figura 1.11, la majoria dels valors de pH, tant de l'afluent com de l'efluent estan per sobre del rang fisiològic del bacteri Anammox (6,7-8,3). Aquests valors són deguts a l'alt valor de pH (8,84) dels purins de porc tractats aeròbiament durant 24 hores i que posteriorment es varen afegir a l'ampolla d'alimentació.

Aquests valors més alts de pH podrien explicar per què el bacteri Anammox no va ser capaç d'eliminar la major part de l'amoni quan l'ampolla d'aigua residual artificial va ser alimentada amb un 10% de purins.

Durant aquesta segona part de l'experiment, el fang OLAND que hi havia a l'interior del reactor UASB va perdre la major part del seu color vermell per agafar un color molt més marró, tal i com es pot veure a la fotografia 1.3.



Foto 1.3. Reactor UASB amb el color marró del fang

#### 1.5.2.3.4 Conclusions

Amb els resultats obtinguts en aquest projecte és pot afirmar que el procés Anammox s'estava donant dins del reactor UASB. Les baixes concentracions d'amoni i nitrit a l'efluent i el color vermell del fang present durant la major part de l'experiment ho confirmen.

Encara que el procés Anammox era el procés predominant dins del reactor, el procés de desnitrificació també estava present. Els resultats demostren que els processos Anammox i de desnitrificació poden coexistir al mateix medi.

Com que el reactor ja estava funcionant abans de començar amb el projecte, el bacteri Anammox va començar a treballar a partir del segon dia. Les concentracions d'amoni i nitrit varen començar a disminuir a partir del segon dia i, després del setè dia, ambdues concentracions es varen mantenir més o menys estables durant els seixanta-set dies de l'experiment.

A pesar de les concentracions d'amoni a l'efluent durant els dies en què l'ampolla d'alimentació estava alimentada amb un 10% de purins, el procés Anammox es presenta com una alternativa als mètodes biològics convencionals per a l'eliminació del nitrogen.

Comparat amb els processos tradicionals de nitrificació i desnitrificació, el procés Anammox:

- No necessita una font externa de carboni
- No necessita oxigen
- No necessita d'una alta tecnologia
- Genera una baixa quantitat de fangs
- Requereix menys aireació
- El cost és menor

Si s'hagués disposat de més temps per a aquest experiment, la quantitat de purins de porc que s'afegia al reactor s'hagués pogut incrementar progressivament fins arribar al 100%.

Una vegada obtinguts uns resultats satisfactoris al laboratori, el següent pas seria el de la creació d'una planta pilot, per després, passar ja al repte d'un planta a escala real.

### **1.5.3 El procés combinat Sharon-Anammox a partir de fons documentals**

Per poder aplicar el procés Anammox és necessari disposar d'un efluent amb unes concentracions adequades de nitrit i amoni. L'amoni està present a les aigües residuals mentre que el nitrit no hi acostuma a aparèixer.

Quan és dona aquest cas, és precís complementar el procés Anammox amb un altre procés que el generi, normalment oxidant una part d'amoni a nitrit. Aquest nitrit es pot generar a partir del procés Sharon.

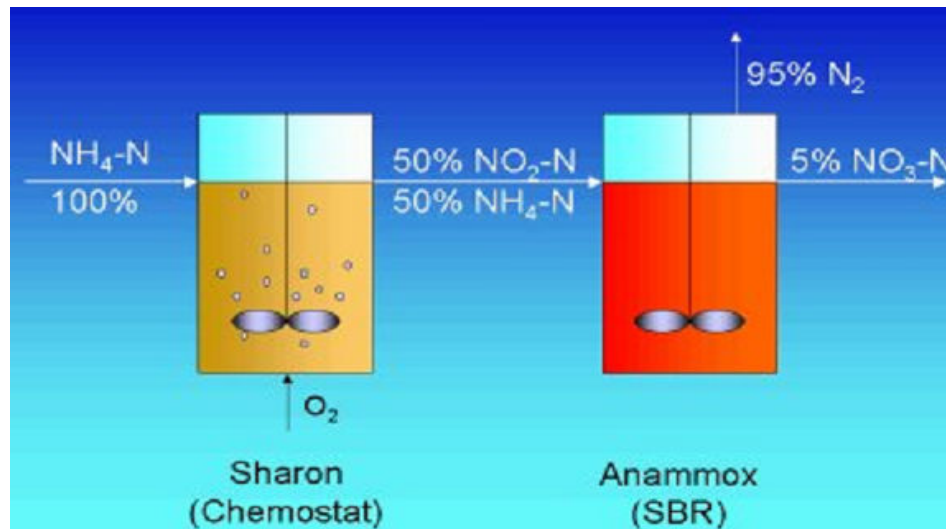
La combinació d'ambdós processos és un tractament molt avantatjós per a l'eliminació del nitrogen amoniacal d'aigües residuals altament carregades i amb baixes concentracions de compostos orgànics que no seria rentable sotmetre a processos convencionals.

El procés combinat Sharon-Anammox consta de dues etapes. La primera etapa és el procés Sharon, on es dona la conversió parcial de l'amoni a nitrit amb presència d'oxigen. L'efluent obtingut en aquest procés (50% N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> i 50% N-NO<sub>2</sub>) s'utilitza per alimentar el procés Anammox, que en absència d'oxigen i sense necessitat d'una font de matèria orgànica és transformat a nitrogen gas.

La característica principal d'aquests processos és que no es necessita matèria orgànica, ja que els bacteris implicats són autotròfics.

Amb aquest procés combinat Sharon-Anammox s'aconsegueix aprofitar i sumar totes les avantatges, descrites anteriorment, que tenen ambdós tractaments per separat.

A la figura 1.12 es pot veure esquematitzat el sistema combinat Sharon-Anammox, amb les espècies nitrogenades que hi participen (Van Dongen et al., 2001).

**Figura 1.12. Sistema combinat Sharon-Anammox**

Font: Van Dongen et al. (2001)

### 1.5.3.1 Avaluació econòmica del procés Sharon-Anammox a partir de la fundació Stowa

El disseny d'aquesta avaluació econòmica està basat en els treballs de recerca i investigació de la fundació holandesa Stowa sobre l'eliminació del nitrogen a les aigües residuals.

El cost d'eliminació del nitrogen per kilogram s'ha calculat per a tres escenaris diferents:

- Escenari 1 – Baix: situació on l'aigua residual conté una baixa concentració de nitrogen (0,5 gr. N/l).
- Escenari 2 – Mig: situació amb una relativa alta concentració d'amoni (1,2 gr. N/l).
- Escenari 3 – Alt: situació on l'espessiment mecànic de l'excés de fangs té lloc abans de la digestió (2 gr. N/l).

S'assumeix un afluent de 1.200 Kg. de nitrogen per dia.

### 1.5.3.1.1 Assumpcions

Per a una correcta estimació del costos del procés Sharon-Anammox s'assumeix que el temps de retenció al reactor nitrificant és de 1,3 dies i la profunditat del tanc de 5 metres. El temps de retenció és una combinació del temps necessari per a la retenció aeròbica, que és d'1 dia, i el volum addicional per a la supressió de protozous durant períodes de no aireació. L'oxigen dissolt es manté a 1,5 mg/l.

Per al reactor Anammox, s'ha triat una taxa de càrrega de 3,5 gr.  $\text{NO}_2^- \text{N}/\text{m}^2$  per dia, una superfície de càrrega específica del material d'empaquetament (rebliment) de  $350 \text{ m}^2/\text{m}^3$  i un temps mínim de retenció de 4 hores. Per al reactor Anammox de fangs granulars s'assumeix una superfície específica de  $2000 \text{ m}^2/\text{m}^3$ . A la següent taula 1.7 es presenten els resultats per als tres escenaris.

<b>Taula 1.7. Paràmetres dels diferents escenaris per a l'estimació de costos</b>					
<b>Reactor</b>	<b>Paràmetre</b>	<b>Unitats</b>	<b>Escenari 1</b>	<b>Escenari 2</b>	<b>Escenari 3</b>
	Càrrega de N	Kg N/dia	1.200	1.200	1.200
	Contingut $\text{NH}_4$	Kg N/ $\text{m}^3$	500	1.200	2.000
	Cabal d'aigua	$\text{m}^3/\text{dia}$	2.400	1.000	600
<b>Reactor Sharon</b>	Volum aireació	$\text{m}^3$	3.120	1.300	780
	Demanda d'oxigen basada en l'oxidació d'amoni	Kg $\text{O}_2/\text{dia}$	2.181	2.181	2.181
	Aport d'aire*	$\text{Nm}^3/\text{dia}$	56,000	56,000	56,000
<b>Reactor Anammox Il·lit mòbil</b>	Volum reactor	$\text{m}^3$	450	450	450
	TRH	hores	4,5	11	18

<b>Taula 1.7. Paràmetres dels diferents escenaris per a l'estimació de costos</b>					
<b>Reactor</b>	<b>Paràmetre</b>	<b>Unitats</b>	<b>Escenari 1</b>	<b>Escenari 2</b>	<b>Escenari 3</b>
<b>Reactor Anammox fangs granulars</b>	Volum reactor	m <sup>3</sup>	75	75	75
	TRH**	hores	0,75	1,8	3

Font: Fundació Stowa (2001)

\* Assumint que el consum d'oxigen per metre de l'altura del reactor és de 15 gr. Nm<sup>3</sup>.m.

\*\* Segons l'estabilitat del procés (variacions a afluent) es pot necessitar un temps de retenció més gran.

#### 1.5.3.1.2 Estimació dels costos del procés combinat Sharon-Anammox

Aquesta estimació de costos, creada per Grontmij Consultants, de Bilt, The Netherlands) està basada en les assumpcions donades a l'annex del projecte.

<b>Taula 1.8. Estimació costos procés combinat Sharon-Anammox</b>				
<b>Paràmetre</b>	<b>Unitats</b>	<b>Escenari 1</b>	<b>Escenari 2</b>	<b>Escenari 3</b>
Càrrega de nitrogen	Kg N/dia	1.200	1.200	1.200
Cabal	m <sup>3</sup> /dia	2.400	1.000	600
Concentració	Kg/m <sup>3</sup>	500	1.200	2000
Inversió	€	2.261	1.814	1.635
Depreciació (D)	K€/any*	240	196	178
Manteniment (M)	K€/any	46	41	38
Personal (P)	K€/any	11	11	11
Total D+M+P	K€/any	296	248	227
Electricitat	K€/any	82	76	74
Descàrrega d'amoni a l'aigua superficial	K€/any	100	100	100
Costos totals	K€/any	479	424	401
Cost per Kg. N incloent taxes**	€	1,32	1,17	1,11
Cost per Kg. N excloent taxes	€	1,04	0,89	0,83

Font: Grontmij Nederland BV (2004)

\* Preus estan expressats en milers d'euros (K€).

\*\*Els costos per Kg N han estat calculats segons la quantitat de nitrogen eliminat. Per a l'escenari 2 s'ha comptabilitzat un 83% d'eliminació.



## 1.6. COMPARACIÓ DE COSTOS DELS DIFERENTS PROCESSOS

Aquesta comparació en l'estimació dels costos de cada procés s'ha d'entendre com una aproximació. Això és deu a que les fonts bibliogràfiques que recullen aquestes dades provenen d'institucions i centres d'investigació diferents. Tal i com s'indica la taula 1.9.

<b>Taula 1.9. Comparació de costos dels diferents processos</b>		
<b>Procés</b>	<b>Cost estimat</b>	<b>Unitat</b>
Sharon	1,5 <sup>(1)</sup>	€/Kg N
Anammox	0,7-1,1 <sup>(2)</sup>	€/Kg N
Sharon-Anammox	1,11-1,32 <sup>(3)</sup>	€/Kg N
Altres tractaments biològics	2,3-4,5 <sup>(4)</sup>	€/Kg N
Tractaments fisicoquímics	4,5-11,3 <sup>(4)</sup>	€/Kg N

(1) Font: Fundació Stowa (2001). Estimació de costos per a una EDAR amb capacitat per a 500.000 h.e.

(2) Font: Centre avançat de tractaments d'aigües residuals de la Universitat de Queensland, Austràlia (2005)

(3) Font: Grontmij Nederland BV (2004)

(4) Font: Fundació Stowa (2001)

## 1.7. CONCLUSIONS

Tant el procés Sharon, com el procés Anammox, i la combinació de tots dos, es proposen com una alternativa als sistemes biològics tradicionals de nitrificació i desnitrificació quan les càrregues de nitrogen a l'afluent són altes.

Es tracta de tractaments altament sostenibles i competitius, tant pels seus resultats, com sobre tot, pels seus costos.

Pel que fa al procés Sharon, la demanda d'oxigen es redueix en un 25%, la demanda de metanol com a font per a la desnitrificació en un 40%, produeix un 30% menys de fangs, redueix en un 20% les emissions de CO<sub>2</sub> i, pràcticament no emet cap tipus d'olor.

Actualment ja existeixen diverses estacions depuradores d'aigües residuals que funcionen amb el procés Sharon, com per exemple a Holanda, totes elles amb uns resultats altament satisfactoris, amb una eficiència en l'eliminació de l'amoni d'un 95%.

Pel que fa al procés Anammox, aquest presenta una sèrie d'avantatges, respecte als tractaments convencionals, encara més notables:

- Una eliminació més alta dels nivells de nitrogen
- Una reducció de les emissions de CO<sub>2</sub> de fins a un 90%
- No consumeix oxigen
- Un 60% menys de consum energètic
- Una mínima producció de fangs
- No es consumeix metanol ni cap altra font de carboni externa
- Una reducció del 50% en l'espai físic que es necessita

## 1.8. GUIA DE RECOMANACIONS TÈCNIQUES PER A LA SEVA APLICACIÓ

### **Desenvolupament i enriquiment de biomassa Anammox**

A l'hora de posar en funcionament un reactor Anammox a escala real es fa necessari obtenir grans quantitats de biomassa. Una opció per disposar d'aquesta quantitat de biomassa Anammox és la de cultivar-la en reactors de laboratori. Encara que existeix una solució millor per a l'obtenció d'un cultiu enriquit de bacteris Anammox; a partir de fangs mixtos provinents de depuradores d'aigües residuals (EDAR).

Per a un correcte aïllament i enriquiment de biomassa Anammox és imprescindible mantenir un ambient totalment anaeròbic dins del sistema ( $OD < 1\mu\text{M O}_2$ ).

Els microorganismes Anammox es caracteritzen per la seva baixa velocitat de creixement ( $\mu_{\text{max}}$  de l'ordre de  $0,065 \text{ d}^{-1}$ ), de manera que l'enriquiment de cultius requereix llargs períodes de posada en marxa. Per tal de reduir al màxim el temps de posada en marxa per a l'aplicació del procés a escala industrial és necessari utilitzar sistemes que permetin una alta retenció de biomassa. Existeixen diverses possibilitats com ara, la utilització de sistemes de biopel·lícules amb biomassa fixada sobre material de suport, o en forma de grànuls com en el cas del reactor seqüencial discontinu (*Sequencing Batch Reactor*, SBR)

Els reactors del tipus SBR presenten unes característiques adequades per a l'aïllament d'una comunitat microbiana de creixement extremadament lent com l'Anammox, ja que permet una eficaç retenció de biomassa. A més, el reactor SBR, al ser un sistema agitat de barreja completa, permet una distribució homogènia dels substrats, productes i agregats de biomassa a dins del reactor, factors importants per a aquest procés, ja que no es produeixen acumulacions locals de nitrit que poden produir inhibició.

### **Elecció del reactor**

Per a una correcta aplicació del sistema Anammox, l'elecció del tipus de reactor és molt important. Diferents estudis (Fundació Stowa, 2001) han demostrat

que el procés Anammox, tant en una planta pilot com a escala real, funciona millor en un reactor de biopel·lícula o en un reactor de fangs granulars.

L'avantatge d'un reactor de biopel·lícula és la seva fàcil posada en marxa i funcionament, mentre que el reactor de fangs granulars es caracteritza per la seva alta capacitat per tractar càrregues de nitrogen més altes, encara que la seva posada en funcionament pot necessitar de períodes més llargs degut a la seva retenció de fangs més baixa.

### **Procés Sharon**

Es tracta d'un procés continu que opera sense retenció de biomassa i a temperatures elevades (30 °C – 40 °C) i pH (6,5 - 8) per poder oxidar parcialment l'amoni a nitrit.

La presència de protozous pot influir negativament en el procés de formació de nitrit. Segons estudis experimentals (Fundació Stowa, 2001), s'ha observat que períodes de no aireació o disminucions de pH a 6, prevenen el creixement de protozous. Encara que aquests períodes de no aireació poden afectar de manera clara la conversió d'amoni a nitrit.

### **Procés Anammox**

Per al seu correcte funcionament, l'activitat del bacteri Anammox s'ha de donar dins d'un rang de pH d'entre 6,4 i 8,3 i una temperatura d'entre 30 i 37 °C.

Per evitar possibles efectes d'una alta concentració de nitrit a l'activitat Anammox, la concentració d'aquest al reactor s'ha de mantenir tant baixa com sigui possible. S'ha trobat, experimentalment (Fundació Stowa, 2001), que per protegir la biomassa Anammox, la concentració de nitrit s'ha de mantenir per sota del 70 mg NO<sub>2</sub>-N/L.

Quan l'activitat del bacteri Anammox ja està present dins del sistema, ja es pot començar a incrementar gradualment la càrrega de nitrogen a l'efluent del procés Sharon.

La fase de posada en funcionament del sistema Anammox pot ser seguida a través de la prova anomenada FISH (*Fluorescent In Situ Hybridisation*), amb la finalitat de comprovar si el bacteri Anammox està present al reactor. El creixement i presència del bacteri Anammox es pot anar determinant i quantificant amb aquesta tècnica.

Un altra prova que servirà per determinar si el bacteri Anammox és el responsable de la correcta conversió d'amoni i nitrit en nitrogen gas és el test amb hidroxilamina. L'addició d'aquesta solució dins del sistema servirà per confirmar si els responsables de la formació de nitrogen gas són els oxidants d'amoni.

Períodes de no alimentació, durant el procés Anammox, no representen cap problema, sempre que el nitrat estigui present dins del reactor. En absència de nitrat, la probabilitat de formació de sulfurs és alta, tòxic per al procés Anammox.

### **Procés combinat Sharon-Anammox**

Al procés combinat Sharon-Anammox s'han de combinar dos processos microbiològics. El primer d'ells (conversió parcial de l'amoni a nitrit) necessita oxigen, mentre que el segon (conversió de l'amoni i nitrit a nitrogen gas) està inhibit per l'oxigen. En principi, tots dos processos es poden donar en un reactor de biopel·lícula. Quan és aquest el cas, la quantitat d'oxigen necessària per al procés Sharon s'ha de calcular amb precisió tenint en compte la quantitat d'amoni a l'afluent del procés Anammox. Però, per a un millor control i estabilitat del procés és recomanable que cada conversió es doni en reactors separats.

Es fa necessari prevenir la presència de sulfat a l'afluent del procés Anammox ja que aquest pot passar a sulfur. El sulfur és tòxic per al bacteri Anammox i es forma per una presència excessiva de DBO al reactor Anammox. La reducció del sulfat es pot prevenir amb l'addició de nitrat a l'afluent.

La posada en marxa del sistema de formació de nitrit (Sharon) pot ser relativament ràpida. En unes 2 setmanes s'aconsegueix la conversió requerida del 50% d'amoni a nitrit. Per al procés Anammox es necessita un període de temps més llarg (alguns mesos).

**Tractament de fangs. Estudi de l'efecte del temps  
de retenció en la hidròlisi biològica de fangs  
(2a part)**

## 2.1 INTRODUCCIÓ

La consciència social de l'estat de les aigües fluvials, va acabar fent implantar, per llei, les estacions depuradores d'aigües residuals (EDAR). Aquestes plantes tracten les aigües contaminades d'origen urbà i industrial i permeten tenir els rius en millors condicions.

Un cop solucionat aquest problema en els recursos hídrics, apareix un nou problema, l'augment del nombre d'estacions depuradores d'aigües residuals porta implícit un creixement de la producció de fangs resultant dels tractaments de depuració.

Un dels problemes principals amb què es troben les EDAR són les característiques finals dels fangs, la seva reducció volumètrica, el seu possible tractament i l'elecció del seu destí final i ús.

L'aplicació al sòl, i sobretot la seva disposició en abocadors eren els destins més comuns dels fangs. Però això està canviant i cada cop més s'intenta donar un valor als fangs. Es comença a tractar-los com a una oportunitat i no com a un residu. Els tractaments avancen dia a dia i se'ls hi cerquen noves sortides. Això fa que sorgeixin l'obertura d'un nou mercat, oportunitats de negoci i la demanda de professionals especialitzats.

## 2.2 ORIGEN I PROBLEMÀTICA DELS FANGS RESIDUALS

L'acompliment de la Directiva Europea sobre depuració d'aigües residuals 91/271 ha portat a Catalunya la construcció i l'exploració de més de tres-centes EDAR (332 al juny del 2007 segons l'ACA).

El fang biològic es produeix en les plantes de tractament d'aigües residuals urbanes i industrials. El tractament i la gestió dels fangs és un dels problemes més importants en el camp del tractament de les aigües residuals. Aquesta situació es preveu que es veurà agreujada en el futur, per un increment del volum de fang produït associat a l'exigència de nivells més alts de depuració i per l'augment dels nombre d'estacions depuradores en funcionament.

A aquest biosòlid se li ha de trobar una destinació que depèn de la seva qualitat i quantitat, però també depèn de les condicions de l'entorn de l'EDAR. Les alternatives bàsiques de valorització i disposició són o bé l'aplicació al sòl (agricultura, jardineria, restauracions, etc.) o bé l'abocador o la incineració. Es tracta, per tant, de prevenir, en la mesura del possible, la generació de fangs residuals, reutilitzar-los tant com es pugui, reciclar-ne allò que no es pugui reutilitzar i per últim valoritzar energèticament tot el que no es pugui reutilitzar o reciclar. Les limitacions que presenten les opcions tradicionals de gestió dels fangs, fa necessari buscar solucions innovadores i efectives per a solucionar el problema que suposa la gestió d'aquests fangs biològics (per exemple la seva valorització energètica o la fabricació de materials per a la construcció).

### **2.2.1 Característiques dels fangs residuals**

L'exploració de les EDAR porta implícita la producció de biosòlids, ja que n'és un dels productes resultants i aquests surten amb una quantitat i una qualitat variables que depenen del cabal i les característiques de l'aigua tractada i de la tecnologia aplicada a cada EDAR.

Tot i això, es pot dir que tenen com a característiques principals una elevada biodegradabilitat (pel seu alt contingut en matèria orgànica) i amb quantitats importants de nutrients (especialment el nitrogen, però també de fòsfor i



oligoelements). D'aquestes circumstàncies en depèn l'ús que se'n pugui fer, que és molt variable.

Els paràmetres dels fangs d'aigües residuals són la base necessària per a la construcció i instal·lació de plantes de tractament de fangs. Aquests paràmetres proporcionen indicacions necessàries per al disseny sobre les proporcions orgàniques existents al fang, el comportament de sedimentació, la capacitat de deshidratació i el valor de la calor produïda als fangs. Alguns d'aquests paràmetres els podem observar a la taula 2.1.

<b>Taula 2.1. Paràmetres a analitzar dels fangs residuals</b>			
<b>Paràmetres Generals</b>	<b>Elements Inorgànics</b>	<b>Compostos Orgànics</b>	<b>Microbiologia</b>
pH	Nitrogen Kjeldahl	AOX	Escherichia Coli
Conductivitat	Nitrogen Total	PAH's	Salmonella spp.
Humitat	Nitrogen Amoniacal	Dioxines i furans	
Matèria seca	Fòsfor total	PCB's	
Matèria volàtil	Potassi total	Ftalats	
Matèria Orgànica	Calci	LAS	
Poder calorífic	Magnesi	Nonifenol/Nonifenol etoxilats	
Propietats físiques	Ferro		
Propietats reològiques	Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn		
	B, Co, Fe, Mn, Mo		

Font: II Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas - EDAR II PNLD (2007-2015); MMA; 2007

## 2.3 DESTÍ HABITUAL DELS FANGS I PRÀCTIQUES ACTUALS

Ara per ara, el fang, un cop deshidratat, és destinat als següents aprofitaments:

- agricultura o jardineria 34%
- abocadors 19%
- valorització energètica 7%
- plantes de posttractament (assecatges tèrmics o compostatges) 40%

Els percentatges corresponen a l'any 2005 segons un informe publicat per la Generalitat de Catalunya (Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya, 2005). Val a dir que la majoria de fangs que van anar a plantes de posttractament van acabar també valoritzats agronòmicament, i que, per tant, la dada real final de fangs destinats a l'agricultura és molt més alta.

A nivell europeu (i l'any 2005) els nivells varien sensiblement:

- aplicació agrícola 54%
- abocador 25%
- valorització energètica 18%
- altres destinacions 3%

D'aquests, l'aplicació al sòl dels fangs es presenta com l'opció més atractiva (i econòmica) de valorització, tot i que conté limitacions importants pel que fa a la disponibilitat del sòl i el seguiment i/o control dels fangs.

### **2.3.1 Abocadors**

Fins ara és l'alternativa més econòmica, ja que les pràctiques habituals per a dur els fangs als abocadors es limitaven habitualment a una deshidratació per a abaratir-ne el transport. Per tant (segons la lògica capitalista), era de les pràctiques més comunes, alhora que la menys desitjada pels seus efectes mediambientals (genera lixiviats indesitjables i difícils de controlar, alhora que

pot produir emissions de metà a l'abocador) i perquè no permet una reutilització dels fangs, una revalorització.

Tot i que és una solució vàlida per a fangs no aptes per a la seva aplicació al sòl, aquests són cada cop menys (pels avenços en els tractaments de les aigües), i, com es pot veure en els apartats posteriors, el ventall de solucions és cada cop més ampli i tots amb més beneficis. A més, els abocadors tenen una capacitat limitada i a nivell general n'existeix un dèficit prou gran (d'espai) per a residus de tot tipus, ja que es generen problemes socials cada cop que s'ha de construir i situar un nou abocador.

En aquest sentit s'ha de valorar també que cada cop la sensibilització ambiental de la població, les administracions i les empreses en general va augmentant per poc que sigui, i això fa que hi ha hagi una demanda social de polítiques de sostenibilitat que exigeixen implantar la reducció, el reciclatge i la reutilització o valorització dels fangs.

Per aquests motius, en els últims anys s'ha considerat que la deposició de fangs en abocadors és la pitjor de les alternatives, ja que, a més de reduir la vida efectiva dels abocadors, és l'única alternativa que no implica cap reutilització dels fangs.

Tots aquests fets fan que aquesta destinació estigui condemnada a desaparèixer (o restar en percentatges mínims), fet accentuat per la nova directiva europea, que és molt més restrictiva (Directiva 99/31/CE), ja que n'exigeix un tractament previ a l'abocament més exigent, el contingut en matèria seca ha de ser com a mínim del 45% i hi ha d'haver una reducció progressiva de la matèria orgànica.

### **2.3.2 Incineracions**

La incineració està prevista (segons el II Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas Residuales – EDAR II PNLD (2007-2015) ) que acabi estabilitzant-se com a destinació dels fangs al voltant del 15% al 2011. Els avantatges que presenta la incineració són:

- La producció d'energia elèctrica i calorífica

- L'estalvi de combustibles fòssils
- La no incorporació a les emissions de CO<sub>2</sub> de les procedents de l'ús de carboni fòssil

I tot i que aquests avantatges no es discuteixen, existeix, però, un intens debat social sobre els seus inconvenients:

- La producció d'escòries i cendres
- Uns eventuais problemes d'olors i fums
- Una eventual emissió de dioxines
- Una eventual emissió de furans
- L'emissió de CO<sub>2</sub>

Així doncs, el fet que no s'elimina per complet el fang (doncs en queden residus -cendres, escòries tòxiques- que s'han de dur igualment a l'abocador o trobar-ne la sortida adient) i, per contra, la seva combustió genera els contaminants propis d'una combustió (més els que puguin portar els fangs) que són emissions gasoses que poden contribuir als grans problemes de contaminació atmosfèrica d'escala planetària, fan que aquesta destinació pugui produir intensos problemes socials i que cada cop sigui menys aconsellable.

### **2.3.3 Compostatge**

La valorització agronòmica dels fangs és l'opció més extesa ara per ara a Catalunya, a l'estat espanyol i a europa. Al 2005 a Catalunya més de 41.000 tones de matèria seca de fang residuals van acabar adobant algun camp o jardí, xifra que més o menys es ve mantenint estable des de l'any 2001<sup>1</sup>.

Tot i que, en algunes ocasions, els fangs es poden aplicar directament sobre el sòl, normalment aquests requereixen d'un tractament de compostatge per tal d'adquirir un valor molt més gran i ser realment satisfactoris com a adob.

---

<sup>1</sup> Dept. de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya (2005). Dades de gestió de fangs a l'Agència Catalana de l'Aigua

El procés de compostatge consisteix en la descomposició biològica aeròbia i l'estabilització de substrats orgànics dels fangs i altres elements, de la qual se n'obté un producte final estable que pot ser aplicat al sòl beneficiosament.

Els tractaments que es realitzen als fangs per tal de poder obtenir un compostatge òptim són un assecatge tèrmic, o, en tot cas, una deshidratació; normalment, però, els fangs no en solen tenir prou només amb una deshidratació i solen requerir un assecatge tèrmic.

Cal tenir en compte que el fang no és porós (no permet la circulació de l'aire) i es fa necessari mesclar-ho amb un agent esponjat (bé sigui escorça, estella, fusta de poda, etc.). Això es fa amb l'objectiu final d'aconseguir que la barreja permeti el pas de l'aire i que l'agent esponjat capti aigua del fang per capil·laritat (per a així donar-li porositat interna). A més, s'ha de mirar també que l'agent esponjat que no es degrada es recuperi com a màxim amb la mateixa humitat que en iniciar, per a que no perdi capacitat d'absorció d'aigua.

En un procés de compostatge, els responsables o agents de la transformació són els microorganismes, per tant tots aquells factors que puguin limitar la seva vida i desenvolupament, limitaran també al propi procés. Els factors que intervenen són complexos, però podem assenyalar com més importants la temperatura, el pH, la aireació, el balanç de nutrients i la presència d'una població microbiana capaç de descompondre els residus. Totes aquestes variables estan influenciades per les condicions ambientals, el tipus de residu i pel maneig del procés. Totes elles estan interaccionades.

Pel que fa al balanç energètic cal esmentar que, segons uns estudis (Josep Saña, 2005) en els processos de compostatge, es poden utilitzar els fangs d'assecatge tèrmic –el pel·let– com esmena energètica, cosa que millora el comportament tèrmic i ajuda a equilibrar (i abaratir) el balanç energètic del procés.

A Catalunya hi ha diferents instal·lacions de compostatge de fangs, que utilitzen diferents sistemes de compostatge. Aquests són:

- Compostatge en piles estàtiques ventilades
- Compostatge en piles ventilades i voltejades
- Compostatge en canals

- Compostatge en túnels

### Compostatge en piles estàtiques ventilades

#### **Avantatges**

- La construcció és barata.
- El control visual del procés és òptim.
- Els costos de ventilació són reduïts, en poder-ne aprofitar l'efecte xemeneia que es produeix a les piles.
- És ideal per a plantes de petites dimensions i/o allunyades de nuclis habitats.

#### **Inconvenients**

- La higienització a la part externa de la pila és incompleta, tret que es realitzi com a mínim un volteig o una maduració amb alguna fase termòfila.
- Hi ha menys capacitat de tractament per unitat de superfície per a la secció triangular de les piles, a la reduïda alçada d'aquestes i a d'elevada proporció de material esponjant.
- Al país no hi ha experiència en sistemes de control automatitzat del procés adaptats al compostatge en piles, si bé no hauria de ser complicat aconseguir-ho.
- El control de les olors és fa difícil.

### Compostatge en piles ventilades i voltejades

#### **Avantatges**

- La construcció és barata tot i el cost afegit de la màquina voltejadora.
- Necessita menys material de suport i per tant incrementa la capacitat de tractament per unitat de superfície de les piles estàtiques.
- La homogeneïtat de la mescla inicial té una menor importància en el desenvolupament del procés. Per tant, podem emprar mescladores més petites o fins i tot prescindir d'elles.
- És ideal per a plantes de petites dimensions i/o allunades de nuclis habitats.

#### **Inconvenients**

- Requereix l'ús d'una màquina voltejadora, habitualment amb un alt cost de compra i manteniment.
- Hi ha un mal control de les olors.
- Al país no hi ha experiència en sistemes de control automatitzat del procés adaptats al compostatge en piles, si bé no hauria de ser complicat aconseguir-ho

### Compostatge en canals

#### **Avantatges**

- El control visual del procés és magnífic.
- La homogeneïtat de la mescla inicial té una menor importància en el desenvolupament del procés. Per tant, podem emprar mescladores més petites o fins i tot prescindir d'elles.
- L'existència de parets laterals incrementa la capacitat de tractament per unitat de superfície.
- Necessita menys material suport i per tant incrementa la capacitat de tractament per unitat de superfície, si bé la utilització de la voltejadora limita l'alçada del material.
- La càrrega i descàrrega del material és senzilla.
- El cost d'aireig és raonable en aprofitar parcialment l'efecte xemeneia.

#### **Inconvenients**

- El cost d'amortització i manteniment de la màquina voltejadora.
- La tendència a formar crostes a la part inferior dels canals.
- El sistema d'aireig té certa facilitat per a embussar-se.
- Hi ha grans dificultats a l'hora de desembussar-lo.
- Es fa difícil l'adaptació d'un sistema automatitzat de ventilació, en existir diverses zones amb ventiladors diferents.

### Compostatge en túnels

#### **Avantatges**

- El control automatitzat és una tecnologia molt contrastada en el compostatge en túnels.
- L'arrancada del procés és més ràpida en condicions hivernals ja que pot reciclar aire preescalfat.

- EL control de pudors és excel·lent.

### **Inconvenients**

- Cost molt elevat de l'obra civil.
- No permet el control visual del procés.
- Hi ha una elevada proporció de material de suport.
- Els costos de ventilació són elevats.
- Omplir i buidar els túnels és incòmode.
- La coordinació entre la ventilació dels túnels i la renovació de l'atmosfera de la nau és difícil.

Així, la tria d'un o altre sistema de compostatge està en funció de determinats criteris:

- El volum de residus a tractar.
- La proximitat de la instal·lació als nuclis habitats (problemes de dolentes olors).
- L'espai disponible (sistemes tancats requereixen menor superfície en les instal·lacions). Necessitat, per això, d'accelerar el procés.
- Les inversions i els costos d'explotació.
- La simplicitat tecnològica i, en tot cas, el control sobre la tecnologia.
- Dins els sistemes tancats (en reactors): s'ha de mirar si és modular o no. Si no convé diversificar massa els sistemes tancats.

En general, els punts bàsics que cal tenir en compte per al funcionament correcte del procés i de les instal·lacions de compostatge són:

- La qualitat del fang per tractar: contingut d'aigua, presència d'elements estranys i emmagatzematges massa perllongats.
- Els microcontaminants orgànics.
- La caracterització microbiològica.
- La presència de metalls pesats.
- La fiabilitat dels equips i els punts crítics de les instal·lacions.
- El balanç energètic.



Així, de la viabilitat de la utilització de fangs de depuradores urbanes a l'agricultura productiva, en podem dir que:

- Les característiques agronòmiques no suposen un inconvenient per a l'ús dels fangs a l'agricultura productiva.
- Els metalls pesats poden ser limitats a llarg termini (Zn, Cu principalment).
- Els microcontaminants orgànics necessiten un estudi més ampli. La prevenció en origen és indispensable.
- La microbiologia pondera la importància del tractament del fang a través de una digestió, compostatge, assecat tèrmic...

Tal com es pot llegir a la introducció, per molts esforços que es duguin a terme a casa nostra per a millorar el producte de sortida del compostatge, ara per ara, aquesta possible destinació dels fangs es veu limitada per senzilla raó de la disponibilitat del sòl, doncs no hi ha tanta demanda de compost al mercat català. Els beneficis dels fangs com a compost s'observen més a llarg termini que no pas ho fan els adobs inorgànics tradicionals i això no l'ajuda a l'hora d'entrar al mercat. Des de l'estat, amb el nou "II Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas - EDAR II PNLD (2007-2015)" apunten a mantenir aquesta destinació final pujant-la lleugerament del 65% actual fins al 70%.

### **2.3.4 Restauració activitats extractives**

Els fangs residuals, també poden tindre una utilitat en el sòl encara que no siguin especialment aptes per al conreu. La seva utilitat radica en la restauració d'espais degradats com pedreres, talussos d'obra pública i terrenys marginals.

El Departament de Medi Ambient, a partir de diverses proves pilot, ha potenciat la restauració superficial d'espais afectats per activitats extractives amb fangs provinents de depuradores d'aigües residuals urbanes (per a més detalls de les localitzacions d'aquestes actuacions consultar a l'annex la taula 6 anomenada *Activitats extractives on s'han aplicat fangs de depuradora (des de l'any 1994 fins a l'abril de 1997)*). Els fangs de depuradora són subproductes amb un alt contingut en matèria orgànica i amb quantitats importants de nutrients -nitrogen, potassi, fòsfor i oligoelements. Per això són de gran interès en la restauració de sòls degradats, ja que en milloren algunes propietats, tant

físiques com biològiques: milloren la retenció de l'aigua alhora que n'augmenten la resistència a l'erosió i en milloren l'estructura, són una aportació de matèria orgànica, incrementen la concentració de nutrients i la fertilitat del sòl i, a més, estimulen l'activitat microbiana. L'objectiu principal de l'aprofitament dels fangs en la restauració és preparar un substrat edàfic que possibiliti, en una sola intervenció, la revegetació de la zona sense que s'hi hagin de tornar a aplicar més fertilitzants.

Al contrari del que passa amb les aplicacions agrícoles, no hi ha encara una normativa específica que reguli l'aplicació de fangs en la restauració d'activitats extractives ja que, en molts casos, l'ús final dels terrenys no és agrícola ni té per finalitat mantenir o millorar la fertilitat del sòl.

Els fangs de depuradora, després d'un tractament adient, es comporten com a sòlids pastosos que es poden manipular de forma similar als fems dels animals. Per aplicar-los, és convenient que estiguin digerits i que provinguin de depuradores d'aigües residuals urbanes equipades amb tractament biològic perquè la seva caracterització sigui l'adient per a les aportacions al sòl. Les aplicacions controlades afavoreixen molt l'eliminació dels fangs de depuració, ja que les aportacions per unitat de superfície solen ser relativament altes. Els fangs de depuradora, correctament usats i controlats, no són perillosos i són comparables a altres fertilitzants.

La metodologia per a l'aplicació correcta d'aquests fangs per a la creació de substrats edàfics està recollida en el *Manual de restauració d'activitats extractives amb fangs de depuradora*, editat pel Departament de Medi Ambient l'any 1996. D'acord amb aquest manual, la manera més adequada d'emprar els fangs és efectuar-ne una barreja prèvia amb terres o amb materials estèrils de granulometria fina. Prèviament, s'ha d'avaluar l'aptitud del medi físic que cal restaurar, tenint en compte el tipus de substrat, els aspectes geomorfològics, els accessos, etc. Els materials calcaris i els sediments argilosos són els més adients per a la restauració amb fangs. Les terres i els materials residuals massa pedregosos dificulten la incorporació dels fangs de depuradora i la seva posterior transformació en el sòl. Per això, cal que les terres que s'utilitzen per mesclar amb els fangs tinguin més d'un 20% de fracció fina amb partícules amb una grandària inferior a 2 mm. Les limitacions més importants, les presenten els substrats àcids i sorrenys que faciliten la mobilitat o el drenatge d'alguns contaminants que contenen els

fangs. Cal desaconsellar, també, l'aplicació en activitats extractives situades a les lleres dels rius o dins la capa freàtica, a causa de l'alt risc de contaminació que els seus lixiviats poden ocasionar. Per a més detalls consultar a l'annex la taula 7 anomenada *Aptitud dels diferents tipus d'activitats extractives per admetre fangs de depuradora en la seva restauració del Manual de restauració d'activitats extractives amb fangs de depuradora*.

En definitiva, l'aptitud dels diferents tipus d'activitats extractives per admetre fangs de depuradora en la seva restauració depèn de les característiques edàfiques i geomorfològiques del substrat i sobretot del control / seguiment que se'n pugui fer.

Pel que fa als tractaments requerits, majoritàriament fins ara s'han fet servir fangs que només se'ls ha deshidratat. L'ús de fangs líquids permetria ometre el procés de deshidratació a les plantes, cosa que, lògicament, comportaria una reducció de costos la manipulació seria més senzilla i les despeses d'irrigació serien inferiors; no obstant això, els costos de transport s'incrementarien. Caldria valorar en cada cas l'opció més adient tenint en compte les característiques de cada situació. Tot i això, la restauració superficial edàfica amb fangs de depuradora representa una de les opcions en que cal invertir menys esforços en el tractament de fangs.

Finalment, és interessant comentar que aquesta aplicació innovadora no disposa d'una regulació específica fins al moment. No obstant això, si el contingut en metalls pesats -així com els paràmetres microbiològics dels subproductes utilitzats a la investigació- són amb concordança amb la legislació en agricultura, en aquest sentit, no representa cap amenaça per a la salut pública.

### **2.3.5 Valorització energètica**

Tots els processos de degradació de la matèria orgànica desprenen gas. Quan la descomposició es realitza en condicions anaeròbiques, o sigui, amb manca d'oxigen, el biogàs alliberat conté majoritàriament un hidrocarbur, el metà, i diòxid de carboni. La biometanització és un procés industrial controlat que ens permet generar eficaçment biogàs, un producte valoritzable, a partir de la fermentació de la fracció orgànica dels residus. Aquest procés inclou diversos

fases, posteriors al pretractament en sec, en les que intervenen microorganismes diferents que actuen en condicions canviants. El procés inicial és aeròbic, tot i que la producció del metà es realitza en condicions estrictament anaeròbiques.

Tot el procés de biometanització es realitza a l'interior dels digestors. Es tracta de dipòsits de milers de m<sup>3</sup> de capacitat que actuen com a reactors de fermentació anaeròbia i en els quals regulem la temperatura i assegurem la homogeneïtzació dels materials per facilitar l'actuació dels microorganismes. La incorporació de nova polpa (matèria orgànica i aigua, en unes proporcions de 10 i 90% respectivament), es realitza per la part inferior dels digestors, provocant un moviment circular de tot el brou. El carregament dels digestors és continu, de manera que la renovació de matèria orgànica es realitza sense aturar el procés, de la mateixa manera que la sortida dels fangs ja fermentats i del biogàs. El procés de fermentació té una durada d'uns 20 dies.

Com a resultat de la biometanització s'obté biogàs format per metà i diòxid de carboni a parts iguals, i una petita fracció d'hidrogen, nitrogen i sulfur d'hidrogen. També obtenim en aquest procés un subproducte digerit format per fangs de matèria orgànica fermentada que es pot revaloritzar reincorporant-lo a la línia de compostatge. El compost que se n'obté, de baixa qualitat, es destina principalment a la restauració de sòls.

El biogàs és un combustible renovable útil per generar electricitat i calor i per a ser emprat en els vehicles de motor com a substitut dels combustibles fòssils. El biogàs es condueix a un gasòmetre, que l'emmagatzema i regula el seu cabal de sortida. El gasòmetre està format per una estructura metàl·lica externa que protegeix al seu interior una membrana flexible. El gas es manté a una pressió pràcticament equivalent a l'atmosfèrica (20 mbar). El gasòmetre disposa d'un mecanisme de seguretat que allibera el gas en cas d'excés de pressió i el crema amb una torxa. Des del gasòmetre es redirigeix el biogàs, enriquit amb un 10% de gas natural, a les turbines de la central de cogeneració. A través dels motors es genera electricitat, que és exportada a la xarxa, i calor en forma de vapor, que reutilitzem per mantenir la temperatura dels digestors estable a 37°C.

El fet de produir biogàs permet dues coses molt importants: estalviar energia primària (procedent de combustibles fòssils) i reduir les emissions de contaminants orgànics a l'atmosfera.

### **2.3.6 Transformació en carbó actiu**

La transformació de fangs procedents d'estacions depuradores en carbó actiu és un altre destí possible, tot i que encara en vies experimentals. Es tracta d'aprofitar els fangs excedents de les EDAR i, mitjançant una etapa prèvia d'assecatge seguida de piròlisi, obtindre'n els sòlids adsorbents que conté, per a poder així, amb aquests, eliminar l'H<sub>2</sub>S present a les aigües residuals i, entre d'altres coses, causant de les males olors (reduint la concentració d'H<sub>2</sub>S, també es redueix la concentració dels compostos de sofre orgànics.).

La primera referència es remunta a l'any 1976, amb un treball realitzat per Bosch i els seus col·laboradors, (Bosch et al.,1976). No obstant això, els estudis s'han anat incrementant i el 1996 apareixien nous treballs importants (Lu, 1996; Martin et al., 1996) i més recentment també cal destacar alguns de l'any 2001 (Bagreev et al., 2001; Bashkova et al., 2001).

Els fangs biològics són de naturalesa carbonosa i amb un alt contingut de matèria orgànica. Aquestes característiques, permeten la conversió del fang en un sòlid adsorbent de tipus carbonós. Aquesta conversió ofereix el doble benefici de reduir el volum de fang que ha de ser gestionat i alhora produir un adsorbent amb un cost inferior a la dels adsorbents convencionals (carbons actius comercials).

Fins el moment, els tractaments alta temperatura han demostrat la seva efectivitat per du a terme el procés de transformació dels excedents de fang biològic en un sòlid adsorbent carbonós (carbó actiu). A la nostra universitat ja s'hi han presentat alternatives (com la tesi doctoral d'Elvira Serra i Bigas que porta per títol *Adsorbents a partir de fangs biològics excedents de depuradora mitjançant l'aplicació de microones: estudi d'obtenció, caracterització i aplicació en fase líquida*) a aquests processos a alta temperatura, on proposen

un nou procés d'obtenció d'un sòlid adsorbent carbonós a partir dels excedents de fangs biològics, mitjançant un tractament a baixa temperatura, combinant el tractament per microones amb l'addició d'un reactiu químic (àcid sulfúric, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). Això té la utilitat de poder utilitzar els sòlids adsorbents obtinguts de les aigües residuals per a millorar la qualitat d'aquestes aigües residuals.

Paràmetres d'operació com poden ser la quantitat d'àcid sulfúric adicionada al fang, el nivell de potència del forn microones i el temps de tractament, es modificaran per tal de determinar la influència que poden tenir sobre la qualitat del sòlid adsorbent. Un cop determinada la qualitat dels diferents sòlids adsorbents s'avalua la seva capacitat per a l'eliminació de colorant i metalls en fase líquida. Els resultats obtinguts (Ros et al, 2003) demostren que la selecció del tipus d'assecatge no influeix de manera significativa sobre la capacitat d'eliminació de H<sub>2</sub>S (X/M). En canvi, són factors determinants les concentracions de Ca<sup>2+</sup> i Fe<sup>2+/3+</sup> i la presència d'aigua. I, com a conclusió més important, mostra que un carbó actiu derivat de fangs presenta eficàcies d'eliminació semblants a les de carbons actius comercials impregnats, facilitant-ne, a més, l'aprofitament i la reutilització. A tot això cal sumar-li el fet que també permet l'obtenció d'energia durant el procés de transformació dels fangs per piròlisi. Per tant, permet obtenir uns sòlids adsorbents de baix cost amb unes eficiències d'eliminació de H<sub>2</sub>S comparables a les de molts carbons actius comercials impregnats.

### **2.3.7 Altres**

Hi ha experiències que comencen a aprofitar els fangs residuals com a matèria prima. Tot i que molts d'aquests són encara projectes en estudi i desenvolupament, cal nombrar-los per la importància que poden adquirir si s'arriben a realitzar-se de forma satisfactòria. Entre aquests, els que més sobresurten són els que utilitzen els fangs per a la fabricació de materials per a la construcció.

La fabricació de materials per a la construcció a partir de fangs implica una reducció important del volum de fangs per a ser eliminats i alhora un estalvi d'aigua i energia, així com una disminució en els costos de tractament de fangs.

Dins d'aquest camp són destacables les experiències, per exemple, de l'enginyeria ambiental Ambisat de Madrid, on barregen els fangs de depuradora amb altres elements (ciment i calç) per tal de poder fer un formigó de qualitat acceptable com a formigó de baixa resistència. A més té l'avantatge que com més metalls pesants té el fang més resistència té el formigó, cosa que dona sortida als fangs que no servien per a la valorització agronòmica.

A casa nostra, la UPC també està duent a terme diversos projectes d'activitats de recerca entorn de l'estudi de nous materials energèticament eficients per a la construcció, valorització de residus en materials de construcció, eficiència energètica i proposta i construcció de plantes pilot i prototipus. Entre d'altres:

- Projecte Ecobrick: Projecte inclòs dins els programes Brite-Euram i Petri de la Unió Europea. està. Dirigit a l'obtenció de ceràmiques estructurals destinades a la construcció mitjançant l'addició de residus (entre ells, els fangs d'EDAR i argiles). La valorització dels fangs s'inicia amb un tractament dels fangs fins al 20 % de sequedat (espessint-los i deshidratant-los) Els fangs en aquestes condicions són emmagatzemats en sitges i posteriorment transportats a una empresa ceràmica, on són barrejats amb residu forestal i la mescla sortint, amb argila. La mescla final s'extrusiona, es modela i s'introdueix al forn per a obtenir material ceràmic. La totxana obtinguda té propietats aïllants per l'elevada porositat que presenta. Aquesta porositat està associada a l'oxidació, durant el procés de cocció, de la matèria orgànica que contenen els fangs.
- Projecte Cerpowder: en col·laboració de l'empresa AGBAR. Es tracta de buscar la transformació dels fangs d'una estació de tractament d'aigües per a obtenir un producte granulat atomitzat, sòlid i sec (5% d'humitat), que ha de servir de matèria primera per a la fabricació de material apte per a la indústria ceràmica de revestiment. Bàsicament la revalorització dels fangs consistiria en un tractament dels fangs fins el 20% de sequedat, és a dir, seguint un tractament idèntic a l'esmentat del projecte Ecobrick, però afegint després de l'etapa de deshidratació, una etapa d'assecatge per atomització.

Els fangs deshidratats després de ser sotmesos a un procés de fixació química també han estat utilitzats com a material addicionat al subsòl de carreteres (Azil *et al.*, 1990). Es combina el fang tractat amb agents estabilitzants (ciment, silicats de sodi, calç) o algun reactiu químic que

permeti encapsular les partícules de fang (Metcalf Et Eddy, 2003). Els residus finals de la incineració o d'altres processos tèrmics també han estat utilitzat per a generar materials que puguin ser utilitzat com a sub-base de les carreteres.



## 2.4 TIPUS DE TRACTAMENT DE FANGS

Els principals tractaments que es poden aplicar als fangs residuals són:

- Espessiment
- Condicionament
- Deshidratació (filtres premsa i banda, centrífuga, assecatge tèrmic)
- Estabilització química i biològica (aeròbica i anaeròbica digestió)

Actualment, els tractaments acceptats per aplicar els fangs a l'agricultura són els que comporten una reducció significativa de la càrrega microbiana: Els dos principals processos que compleixen aquest requisit són la digestió anaeròbica (dins del procés de depuració d'algunes EDAR) i la deshidratació i l'assecatge tèrmic (normalment en instal·lacions especialitzades per aquest procés).

### **2.4.1 Espessiment**

Mitjançant l'espessiment dels fangs (realitzat abans de qualsevol altre tractament) s'aconsegueix augmentar la concentració de sòlids en el fang. El volum es redueix aproximadament d'un 30 a un 80%, arribant a una concentració de sòlids del 10%. En plantes de tractament de menor grandària, amb alimentació regular de fangs, l'espessiment, generalment, té lloc directament dins el tanc d'emmagatzematge dels fangs (a les plantes de tractament més grans, existeixen tancs especials d'espessiment de fangs, que no permeten que els fangs no estabilitzats es podreixin). El fang és comprimit a la base del tanc mitjançant la gravetat, mentre a la part superior es produeix una capa d'aigua que s'extreu i es fa recircular novament.

### **2.4.2 Condicionament**

El tractament dels fangs per augmentar la seva susceptibilitat a la concentració es coneix com condicionament del fangs. Es pot millorar la capacitat d'assentament dels fangs per l'addició sorra, ions inorgànics polivalents com el  $\text{Fe}^{3+}$  o  $\text{Al}^{3+}$ , o polielectrolits.

### **2.4.3 Deshidratació**

La deshidratació és un procés de tractament de fangs en el qual la seva característica principal n'és l'extracció de la màxima part possible d'aigua. D'aquesta manera es fa el fang menys voluminós i més econòmic a l'hora de transportar-lo. Es sol fer després de la digestió, però aquí s'explica abans per a enfocar millor el punt 2.4.

Hi ha diferents procediments que podem dividir en dos grans tipus, segons com se n'extreu l'aigua: bé sigui de forma mecànica (assecatge mecànic), o bé aportant-hi calor (assecatge tèrmic). Així els principals tipus mecànics són els filtres banda, els filtres premsa i les centrífugues, mentre que per altra banda hi ha l'assecatge tèrmic que és el que té més interès.

#### **2.4.3.1 L'assecatge tèrmic**

L'assecatge tèrmic té el gran avantatge que pot (i sol ésser així) anar acompanyat d'instal·lacions de cogeneració per a minimitzar-ne el cost d'explotació. Això s'aconsegueix perquè l'energia necessària per al desenvolupament del procés pot procedir de calderes o dels gasos de combustió de motors de generació d'energia elèctrica associats a la planta (que funcionen amb gas natural). Aquest fet permet després vendre l'excedent d'energia a les empreses de subministrament elèctric, profit que sol atraure als grups inversors i que està fent que proliferin tant aquest tipus de plantes com les d'assecatge de purins.

Normalment abans d'assecar tèrmicament els fangs se'ls hi sol aplicar algun tipus de deshidratació mecànica. Així doncs, els fangs, en iniciar el procés d'assecatge tèrmic, contenen un 75% d'aigua i un 25% de matèria sòlida. Aquests s'introdueixen a l'assecador i s'hi aplica la calor. El resultat és per una part aigua i per l'altre el fang assecat format per un 95% de matèria seca.

En aquest procés, a part de separar la part líquida i la sòlida del fangs residuals, s'aconsegueix un producte anomenat pèl·let. Aquest ha patit una reducció de massa del 74% i una reducció del volum d'un 65%. A més, és un residu higienitzat, amb una estabilització transitòria que afavoreix a la manca d'olors i apte per a la seva aplicació en tots els possibles destins (com ja s'indica en l'apartat 2.2.3 referent al compostatge).

## **2.4.4 Estabilització química i biològica**

Els mètodes d'estabilització permeten reduir, inhibir o eliminar el potencial de putrefacció que tenen els fangs per la presència de matèria orgànica. Alhora es redueixen els patògens s'eliminen olors desagradables. Aquests mètodes poden canviar les característiques físiques i químiques del fang.

### **2.4.4.1 Estabilització química**

La més comú de les estabilitzacions químiques és la estabilització amb calç, la resta són petits tractaments molt puntuals.

#### **2.4.4.1.1 Estabilització amb calç**

Cada cop menys, però l'estabilització amb calç ha estat un dels tractaments més aplicats als fangs. L'estabilització i condicionament amb calç implica l'addició de calç al fang no tractat en quantitat suficient per assolir un pH de 12 o més elevat. Això proporciona un medi en el que els microorganismes no hi poden viure. D'aquesta manera, el fang no es torna putrefacte, no es produeixen olors i no representa un problema per a la salut si el pH es manté a aquest nivell.

L'estabilització amb calç implica incrementar la quantitat final total respecte a la de fang produïda i alhora disminuir el poder calorífic del fang. El gran inconvenient de l'estabilització amb calç és que, fora de la deposició en abocador (p. ex. en cas d'aplicació al sòl) aquest fang estabilitzat amb calç requereix un tractament que fa incrementar-ne molt el cost d'eliminació.

### **2.4.4.2 Estabilització biològica**

Dins els processos d'estabilització biològica les digestions (aeròbica i anaeròbica) són els mètodes més utilitzats en la majoria de plantes de tractament d'aigües residuals a la Unió Europea, i entre aquests, la digestió anaeròbia és la més present. Per això aquest és el procés tractat amb més profunditat.

Mitjançant la digestió s'aconsegueix una reducció important de la quantitat de fang, seguint la política de gestió de fangs de la UE que té jerarquizades les prioritats en la gestió de fangs: evitar, reduir, reciclar, incinerar amb la recuperació d'energia i aplicar al sòl.

#### 2.4.4.2.1 Digestió Aeròbica

L'estabilització aeròbica es pot realitzar simultàniament en plantes de fangs actius on els fangs, tant primaris com secundaris, són contínuament airejat durant llargs períodes de temps. Els microorganismes estan en fase respiratòria on els materials continguts en les cèl·lules són oxidats, tenint com a resultat una reducció de la matèria orgànica degradada biològicament. D'aquesta manera, l'estabilització aeròbica de l'excés de fangs (incloent-hi fangs primaris) genera un consum d'energia. Addicionalment, aquesta fase necessita un volum extra en el reactor.

#### 2.4.4.2.2 Digestió Anaeròbica

El primer procés, la digestió anaeròbica es coneix també amb el nom de biometanització. Es tracta d'un procés biològic en absència d'oxigen on la matèria orgànica, present en els fangs de la purga del reactor biològic i dels decantadors de l'EDAR, mitjançant microorganismes, es converteix biogàs (barreja, principalment, de CH<sub>4</sub> i CO<sub>2</sub>, en una proporció aproximada 65/35 %).

Aquesta producció de biogàs engloba un sistema complex de reaccions consecutives fins obtenir finalment els productes indicats. Una de les reaccions més importants es dona quan es produeix la descomposició de la matèria i s'esdevenen els àcids grassos volàtils, que seran l'aliment dels microorganismes metanogènics. Aquests microorganismes són els que produeixen el biogàs dins del reactor.

A la natura la conversió anaeròbia té lloc arreu on s'acumula matèria orgànica i el subministrament d'oxigen és deficient, com en les maresmes i sediments lacustres. La formació microbiana de metà es produeix també en la digestió dels remugants.

En les unitats de digestió, les condicions externes que actuen sobre el procés poden ser regulades per accelerar-lo en comparació amb el que es produeix a la natura. A més, el gas produït (biogàs) pot ser recollit i utilitzat com a combustible. Així la finalitat de la digestió anaeròbia de residus és una reducció de la concentració de substàncies orgàniques contaminants i procediment (OBJECTIUS) per reduir la concentració de substàncies orgàniques contaminants i produir energia utilitzable.

Juntament amb els productes principals, metà, aigua i CO<sub>2</sub> hi ha altres compostos com l'NH<sub>4</sub>. La generació d'aquest ió amoni és la causant que l'aigua del sobrenedant surti altament carregada en nitrogen amoniacal. L'amoni procedeix de l'interior dels fangs (microorganismes) ja que és utilitzat com a nutrient en el procés aerobi d'eliminació de matèria orgànica.

El rendiment de la reacció de la digestió anaeròbia, i per tant la producció de biogàs, depèn de diversos factors que intervenen molt en el resultat final. Els més importants són:

- la temperatura d'operació (Psicròfil (<20°C), Mesòfil (30-35°C) i Termòfil (50-70°C))
- el pH (entre 6.8-7.6)
- la càrrega orgànica
- el potencial redox (entre -300mV i 300mV).
- el temps de retenció hidràulic (el temps òptim de fermentació oscil·larà entre 15 i 20 dies)

Aquest últim va ser el paràmetre estudiat en l'anàlisi experimental que és explicat en profunditat en l'apartat 2.4.

Avui en dia, el tractament de la fermentació anaeròbia s'aplica principalment, a banda de les plantes de tractaments d'aigües residuals d'alta càrrega, a les plantes de tractaments de purins i a les plantes de tractament de residus sòlids. I per això, actualment, la digestió anaeròbia, té un interès creixent en els països desenvolupats gràcies a les seves propietats ambientals i energètiques. En són exemple, països com Dinamarca, Estats Units, Alemanya, Lituània... Els plans de la Unió Europea en matèria d'energia tenen com a objectiu que l'any 2020, el 20% de l'energia total consumida provingui de fonts d'energia renovables. I per tant, el biogàs pot jugar una peça clau en el desenvolupament energètic dels propers anys.

#### Etapas de la digestió anaeròbia

La conversió biològica de la matèria orgànica complexa en metà la realitzen poblacions bacterianes molt diverses, les activitats metabòliques de les quals operen a diferents nivells tròfics (és a dir que diferents espècies realitzen diferents reaccions bioquímiques). El metà obtingut és bioquímicament inert en

condicions anaeròbies i en absència d'acceptadors d'electrons, la qual cosa assegura la continuïtat de la descomposició orgànica.

La digestió anaeròbia s'ha dividit clàssicament en tres etapes:

- Etapa d'hidròlisi-acidogènesi

Els polímers orgànics són hidrolitzats a molècules senzilles i solubles, que són fermentades fonamentalment a àcids orgànics, etanol, amoníac, hidrogen i diòxid de carboni.

- Etapa acetogènesi

Els compostos intermedis (àcids orgànics, alcohols,...) són consumits pels bacteris acetogènics i transformats a àcid acètic, diòxid de carboni i hidrogen. Aquest darrer és metabolitzat pels bacteris homoacetogènics, per generar més àcid acètic.

Aquests bacteris que duen a terme aquestes reaccions són anomenats organismes OHPA (acetògens productors obligats d'hidrogen). La seva existència ve lligada a la dels bacteris consumidors d'hidrogen.

Finalment es pot observar que l'acetat es pot arribar a obtenir per tres vies:

- coproducció a partir de la matèria orgànica
- homoacetogènesi a partir de l'hidrogen, diòxid de carboni o sucres
- acetogènesi amb producció simultània d'hidrogen

- Etapa metanogènesi, en la qual es produeix el metà a partir de substrats monocarbonats o en alguns casos amb substrats amb dos carbonis units amb un enllaç covalent.

Els microorganismes que duen a terme aquesta etapa tenen unes característiques tant particulars que formen un grup a part dins els procariotes, anomenat arqueobacteris.

Les diferències amb la resta de procariotes es refereixen a la composició de la paret cel·lular, a la presència de determinats lípids a la membrana i d'ARN-polimerases amb composició diferent.

Els substrats utilitzats són: hidrogen, diòxid de carboni formiat, CO, compostos, amb un grup metil (com el metanol), i l'acetat, dels quals els més importants són l'hidrogen, el diòxid de carboni i l'acetat. Tot i així la

metanogènesi a partir de l'hidrogen i el diòxid de carboni és quatre vegades més energètica que la que es fa a partir de l'acetat.

#### **2.4.4.3 El biogàs**

Els productes de la digestió anaeròbia són el biogàs juntament amb un efluent. El biogàs té unes característiques i utilitats que es detallen a continuació.

El biogàs és una mescla de metà ( $\text{CH}_4$ ) i de diòxid de carboni ( $\text{CO}_2$ ), amb petites proporcions d'hidrogen ( $\text{H}_2$ ), nitrogen ( $\text{N}_2$ ) i sulfur d'hidrogen ( $\text{H}_2\text{S}$ ). La composició així com la quantitat produïda de biogàs depenen, no tan sols del residu tractat, sinó que també de les condicions d'operació del digestor.

Cada any, l'activitat microbiana allibera entre 590 i 880 milions de tones de metà a l'atmosfera. Al voltant del 90 % del metà emès prové de la descomposició de la biomassa. La resta és d'origen fòssil, o sigui relacionat amb processos petroquímics. La concentració de metà a l'atmosfera a l'hemisferi nord és proper a 1,65 ppm.

El biogàs es pot originar a partir de dos tipus de biomassa: el d'abocador i el procedent de purins. El biogàs procedent del tractament de purins té moltes més variabilitats, tenint en compte les característiques dels mateixos purins, tot i que inicialment es poden establir esquemes comuns vàlids per a tots els aprofitaments. El biogàs que s'aconsegueix és una barreja de diferents gasos. Les proporcions varien en cada cas, segons quin sigui el procediment emprat en les instal·lacions o segons el tipus de residu tractat.

Algunes dades més que cal destacar són:

- La producció del biogàs obtingut en aigües residuals és 190-1176 (en ml/l/dia) i el percentatge de  $\text{CH}_4$  que s'hi troba varia entre un 52 i un 69%.
- el poder calorífic inferior (PCI) del metà és de 35.984 KJ/Nm<sup>3</sup> i el del biogàs està al voltant dels 23.000 KJ/Nm<sup>3</sup>. La seva combustió és neta, i malgrat l'efecte que pugui produir la presència d'àcid sulfhídric (sempre mins), no produeix olors desagradables.
- El metà té una temperatura crítica de -82 °C, per la qual cosa la seva liquació no és senzilla.

- Per les seves característiques, el biogàs és comparable en les seves aplicacions al gas manufacturat (18.400 KJ/Nm<sup>3</sup>) i el gas natural (35400KJ/Nm<sup>3</sup>).
- El valor calorífic del biogàs és al voltant de 6 kWh/m<sup>3</sup>. És a dir que un metre cúbic de biogàs és equivalent aproximadament a mig litre de combustible diesel.

#### 2.4.4.3.1 Utilització del biogàs

Normalment, el biogàs produït per un digestor es pot utilitzar directament com a qualsevol altre gas combustible. No obstant, és possible que el seu ús requereixi a vegades de processos que, per exemple, redueixin el contingut de sulfur d'hidrogen.

En principi, el biogàs pot ser utilitzat de quatre maneres diferents:

- a) Utilitzar el gas de baix poder calorífic per a la generació de vapor o electricitat.
- b) Subministrar part del gas net per a usos industrials (poc viable).
- c) Purificar aquest gas i injectar-lo a una xarxa de distribució en condicions semblants a les del gas natural.
- d) Utilitzar el biogàs "in situ" com a matèria primera per a obtenir productes valuosos, com metanol o gas natural liquat.

El que siguin o no siguin viables les anteriors opcions, entre altres coses, dependrà de les característiques del gas (composició, poder calorífic, etc...).

Una de les aplicacions més curioses del biogàs, es tracta d'utilitzar aquest gas comprimit com a combustible per a vehicles (p.ex. tractors) en condicions econòmicament favorables.

Cal tenir present que si el biogàs es barreja amb aire en una proporció 1 a 20, es forma una mescla altament explosiva. Per tant, les pèrdues de les canonades en espais tancats constitueixen un perill potencial.



## 2.5 ESTUDI DE L'EFECTE DEL TEMPS DE RETENCIÓ EN LA HIDRÒLISI BIOLÒGICA DE FANGS

### **2.5.1 Resum**

Aquest estudi experimental va ser realitzat durant un període de quatre mesos a les instal·lacions del Institute of Environment & Resources de la DTU (Denmark Technical Univesity) de Lyngby, Copenhague. El projecte va ser conduït per la professora Rena Angelidakis i Ahmed Ucisik.

L'anàlisi experimental consisteix en analitzar diferents paràmetres d'unes mostres de fang residual, producte del procés de depuració de l'aigua residual urbana. Amb l'anàlisi i l'estudi dels resultats obtinguts pretenem esbrinar quin efecte té la retenció hidràulica (*Sludge Retention Time*) en la degradació dels àcids grassos volàtils presents en aquest residu.

A part de l'anàlisi dels àcids grassos volàtils, dels quals es tenen en compte el total i els diferents components (acetat, butirat, etc...), per saber el canvi de les condicions i característiques del residu durant els diferents temps d'estudi, també s'analitzen el  $PO_4$ ,  $NH_3$ , el pH, els SST, els SSV i també en especial importància la DQO total i la DQO soluble.

D'aquesta manera, s'obtidrien les conclusions adequades es podria recomanar i aplicar a gran escala el temps òptim de digestió d'aquests fangs per afavorir al màxim possible la conversió dels àcids grassos volàtils a metà i altres gasos i que podrien ser utilitzats com a combustible.

Es disposa de diferents reactors, els quals s'omplen amb la mateixa mescla de fangs residuals (80% de fang provinent del digestor i 20% de fangs primaris). Aquest reactius estan totalment en condicions anaeròbiques i a una temperatura constant de 30°C. El que els diferencia els uns dels altres és el temps de residència dels fangs dins de cada un.

Els temps estudiats són: 10 dies, 17 dies i 23 dies.

Per simular el procés que es podria donar en una depuradora real, cada dia s'aplica a cada reactor una entrada i una sortida de una petita quantitat de fang. Sempre és la mateixa quantitat, d'aquesta manera es manté un volum constant de producte i es va renovant l'existent, d'aquesta manera s'evita parar el procés per falta de substrat o perquè ja s'hagin degradat totes les molècules existents en les condicions inicials.

## 2.5.2 Consideracions inicials

Primer de tot i per saber una mica més de l'efecte de la retenció hidràulica, s'ha de saber què és exactament. Podem definir el temps de retenció en un procés de tractament com el nombre de dies que la matèria orgànica o les bacteris són al digestor. Teòricament es calcula fent la divisió entre el volum actiu del reactor i el flux d'entrada i sortida del líquid.

La teoria existent sobre els efectes de la retenció de fangs ja dona idea de quin és el comportament d'aquests durant diferents períodes de temps. Per exemple, un temps de retenció curt, pot no ser suficient per degradar completament les molècules contaminants i d'aquesta forma el procés no és prou eficient. D'altre banda, si el temps de retenció és massa llarg els microorganismes podrien morir per haver-n'hi un excés de concentració i un creixement lent dels mateixos.

La retenció de fangs té diferents conseqüències en cada component o molècula, tan en aigua contaminada com en els fangs. Per exemple, per la nitrificació o per afavorir la disponibilitat de matèria orgànica per la desnitrificació, la retenció hauria de ser elevada, però si ho apliquéssim, a part de ser inviable perquè les instal·lacions d'una planta de tractament són limitades, també perjudicariem altres processos com l'eliminació biològica del fòsfor.

Una altre característica important de l'estudi és que es mantenen els reactors en condicions anaeròbiques. L'absència d'oxigen provoca el que es doni la fermentació. La degradació de les molècules produirà alcohols, àcids orgànics,  $\text{CO}_2$  i  $\text{H}_2$ .

També s'ha de tenir molt en compte el valor de pH, intentar mantenir-lo dins un rang òptim a les característiques dels microorganismes, i més tenint en compte que a mesura que avança el temps i la degradació es duu a terme, el valor de pH va disminuint. Això és important, perquè per exemple, la bactèria responsable de la producció de metà n'és molt sensible i podria inhibir-la.

Un altre paràmetre molt important a tenir en compte és la temperatura. En aquest estudi es manté constant a 30°C. La importància d'aquesta característica radica en que influeix molt en l'efectivitat del procés de hidròlisi. Per exemple, la degradació és més elevada en temperatures altes, en canvi, a mesura que la disminuïm també perdem eficiència, velocitat i per tan, no hi ha tanta degradació de substàncies contaminants.

En el cas que més interessa, l'efecte de la temperatura en els àcids grassos volàtils és molt important. Per exemple, a 25°C la seva concentració es manté constant i elevada. En canvi, si disminuïm fins a 16°C perdem gran part d'aquesta concentració. Per tant, la temperatura en que es mantene els reactors, a part de ser alta és constant, això afavorirà per aconseguir i mantenir la concentració òptima de biomassa.

Com hem dit anteriorment, els fangs els podem descriure com "una mescla d'aigua i sòlids mesclats fruit del resultat de processos naturals o artificial", (*Chemical and Engineering News, 1997*).

En el nostre cas hem utilitzat fangs primaris. Aquests són recollits en la purga del decantador primari, abans que el líquid entri a la fase biològica del tractament. I els fangs provinents del digester (*digested sludge*) són recollits després del procés de digestió anaeròbica. Una diferència destacable que tenen entre ells és el percentatge de sòlids i matèria orgànica. En el cas dels fangs del digester, el percentatge de sòlids s'estima entre 45%-60%. En canvi, en els fangs primaris, la consistència és molt més líquida i la concentració de matèria orgànica molt més baixa, per tant l'aigua representa el 93%-97%.

### **2.5.3 Descripció dels tres reactors**

Tots tres reactors, al inici de l'estudi són omplerts amb una barreja dels dos tipus de fangs descrits anteriorment. Aquesta mescla consta de 1200 ml. (80%) de fangs del digester i 300 ml. (20%) de fangs primaris. També es

mantenen tots en idèntiques condicions. Dins un refrigerador a 30°C constantment.

També, per garantir les condicions anaeròbiques, abans de tancar el reactor, se l'hi fa un tractament amb nitrogen. D'aquesta manera, s'expulsa de l'interior del reactor tot l'oxigen i se n'elimina el dissolt en la mescla.

Un cop preparats els tres reactors s'analitza una mostra de la mescla per tal de conèixer les condicions inicials que hi ha. Els anàlisis, lògicament, són els mateixos que després es faran per cada mostra. A partir d'aquí, cada un constarà d'un temps de retenció diferent.

Reactor 1: aquest reactor té un temps de retenció de 10 dies (SRT=10 dies). Per simular un reactor real d'una planta de tractament, en aquest cas, cada dia es treuen 500 ml de la mescla i s'afegeixen 500 ml de fangs primaris. La primera mostra que s'agafa per començar a estudiar l'efecte de la retenció serà el dia 11. Continuarem agafant mostres durant una setmana, però sense deixar de treure i afegir fangs.

Reactor 2: compleix una retenció de 17 dies (SRT=17 dies). En aquest s'extreuen cada dia 300 ml de la mescla i se n'hi afegixen 300 ml de fangs primaris. La primera mostra s'agafa el dia 18 i ho es repeteix cada dia durant una setmana. La pressa de mostres s'ha de fer sense oblidar l'extracció i addició de fangs.

Reactor 3: el temps de retenció és de 23 dies (SRT=23 dies). En aquest cas, es treu cada dia 200 ml de mostra i hi s'afegeixen 200 ml de fangs primaris. El procés és el mateix que en els casos anteriors però en aquest cas la primera mostra s'agafa el dia 24 i també durant una setmana.

Quan se simula una bomba que alimenta el reactor afegint producte i així complint el temps de retenció desitjat, només hi s'aplica fangs primaris perquè aquest tipus té més potencial per produir àcids grassos volàtils. Molècula que després se n'estudiarà el comportament.

El fang primari que s'afegeix a les mostres cada dia, es guarda en una cambra frigorífica a 4°C per intentar mantenir-ne les condicions inicials. Tot i així, després de cada setmana se n'ha d'anar a buscar altre cop de fresc perquè considerem que aquest temps és suficient com perquè hi hagi pogut haver una degradació prou important durant l'emmagatzematge que podria afectar en els resultats que obtindrem.



Foto 2.1: Els tres reactors utilitzats.

## 2.5.4 Descripció dels mètodes analítics

### pH

La mesura del pH és saber l'acidesa o alcalinitat d'una substància en funció de l'activitat dels ions d'Hidrogen. Sabent que el pH de l'aigua és el que es considera neutre (pH=7), el valor que nosaltres tenim amb els fangs primaris serà similar i hem d'intentar mantenir-lo el màxim possible.

El pH ha estat calculat utilitzant amb un pHmetre (Gel pH Electode PHM210).

**PO<sub>4</sub>**

Els fosfats són un component del fòsfor. Aquest compost és present i important en els fangs actius. Ens podria afectar a l'hora de d'eliminar la matèria orgànica del substància contaminada.

Per trobar els valors s'ha utilitzat un espectrofotòmetre. És un ket comercial Spectroquant Nova60 de Merck.

**NH<sub>4</sub>**

L'amoni, en els fangs sol estar parcialment en forma de ions d'amoni i parcialment en amoníac.

S'ha utilitzat per fer la mesura un fotòmetre Spectroquant Nova60 de Merck

**SST i SSV**

Els sòlids en suspensió totals i volàtils són els residu obtingut de la filtració i assecament de la mostra. Els resultats obtinguts serveixen com a indicador general del nivell possible de contaminació de la mostra i són importants de saber abans d'aplicar un tractament biològic o químic.

Per fer la mesura s'han col·locat les mostres en recipients de porcellana i posats durant 12 i 24 hores en un forn assecador a 105°C i un a 550°C respectivament.

**AGV**

Els àcids grassos volàtils són àcids grassos amb una cadena de sis o menys carbonis.. Amb l'anàlisi obtenim la quantitat total de AGV a la mostra i la quantitat de cada un dels seus components (acetat, butirat, propinat,...).

Per fer la mesura, es preparen les mostres adients i es col·loquen a l'espectrofotòmetre que calcula la concentració automàticament.

**DQO**

S'analitza la DQO (demanda química d'oxigen) total i la DQO soluble. Obtindrem la quantitat d'oxigen equivalent pel contingut de matèria orgànica present a la mostra que és susceptible de ser oxidada.

Per fer les dues mesures s'ha utilitzat el mateix sistema de valoració amb una solució de FAS (FerroAmminoSulfat). Anteriorment s'ha diluït la mostra i s'hi barreja dicromat com a reactiu.

Per el DQO soluble s'utilitza el mateix procediment però abans de fer la dilució hi afegir el reactiu, es fa una centrifugació i filtració de la mostra per eliminar totalment els sòlids en suspensió insolubles.

### 2.5.5 Resultats obtinguts

Primer de tot s'analitza i s'obtenen els resultats per saber les condicions inicials dels dos tipus de fangs utilitzats. A partir d'aquests resultats es poden comparar amb els que s'obtidran durant la fase experimental amb els reactors i així establir i conèixer els efectes que ha provocat el temps de retenció.

Fangs primaris: resultats obtinguts en els anàlisis realitzats a les mostres de fangs primaris. Abans de mesclar-ho i posar-ho a l'interior dels reactors.

#### pH, PO<sub>4</sub> NH<sub>4</sub>

<b>Taula 2.2 Resultats obtinguts de pH, PO<sub>4</sub> NH<sub>4</sub></b>		
<b>pH</b>	<b>PO<sub>4</sub> (mg/l)</b>	<b>NH<sub>4</sub> (mg/l)</b>
6.45	476	15.5

Font: Elaboració pròpia (2007)

A la figura 2.2 veiem que el fang primari té un pH gairebé neutre, resultat de l'aigua residual de procedència urbana i una concentració de fosfats i amoni no massa elevada per ser fangs.

#### SST i SSV

<b>Taula 2.3 Resultats dels SST i SSV</b>				
<b>Pes</b>	<b>Pes (g) 105°C</b>	<b>Pes (g) 550°C</b>	<b>SST</b>	<b>SSV</b>
12,50	12,73	12,55	0,225	0,0444

Font: Elaboració pròpia (2007)

La taula 2.3 mostra els sòlids en suspensió totals i volàtils. El valor de "Pes" representa el pes del vas de porcellana, en el qual s'afegeixen 10 ml de

mostra. Lògicament la concentració dels primers és molt més elevada, ja que els SSV en representen aproximadament el 15%.

## DQO

<b>Taula 2.4 Resultat DQO total</b>		
<b>FAS (ml)</b>	<b>Dilució</b>	<b>DQO (mg/l)</b>
3,04	100	35387,2

Font: Elaboració pròpia (2007)

La taula 2.4 veiem que la mostra per calcular la DQO total està força diluïda i la concentració total trobada és molt elevada, amb un alta càrrega de matèria orgànica, fet normal tractant-se de fangs i de ser previs al tractament biològic.

## AGV

<b>Taula 2.5 Resultats dels AGV, per components i total</b>							
<b>Acetat</b>	<b>Propinat</b>	<b>Isobutirat</b>	<b>Butirat</b>	<b>Isovalalerat</b>	<b>Valerat</b>	<b>Hexanoic</b>	<b>Total</b>
7,52	2,36	0,09	0,31	0,13	0,046	0,04	10,51

Font: Elaboració pròpia (2007)

La concentració d'àcids grassos trobats en aquesta mostra és molt petita. A més, es veu reflexa que tot i tenir molts components, més del 70% és acetat, gairebé un 30% és propinat i la concentració de la resta és gairebé insignificant.

Fangs de digestió: resultats obtinguts en els anàlisis realitzats a les mostres de fangs de digestió abans de mesclar-ho i posar-ho a l'interior dels reactors.

<b>Taula 2.6 Resultats obtinguts de pH, PO<sub>4</sub> NH<sub>4</sub></b>		
<b>pH</b>	<b>PO<sub>4</sub> (mg/l)</b>	<b>NH<sub>4</sub> (mg/l)</b>
7.47	428	9.3

Font: Elaboració pròpia (2007)

Els fangs de digester, ja són tractats i vistos els resultats (taula 2.6) veiem que el pH és més elevat, tot i ser neutre, i que les concentracions d'amoni i fòsfats han disminuït, tot i no fer-ho excessivament.



## SST i SSV

<b>Taula 2.7 Resultats dels SST i SSV</b>				
<b>Pes</b>	<b>Pes (g)105°C</b>	<b>Pes (g) 550°C</b>	<b>SST</b>	<b>VSS</b>
19,99	20,153	20,03	0,1542	0,032

Font: Elaboració pròpia (2007)

La concentració de sòlids en suspensió totals no és massa elevada en el cas de fangs provinents del digestor, tot i que el % de concentració dels SSV si és més important que en els cas de fangs primaris.

## DQO

<b>Taula 2.8 Resultat DQO total</b>		
<b>FAS (ml)</b>	<b>Dilució</b>	<b>DQO(mg/l)</b>
3.2	50	17080

Font: Elaboració pròpia (2007)

En el càlcul d'aquest resultat de la DQO total veiem que la mostra ja ha estat menys diluïda, per tan, la concentració trobada és més petita. Això pot ser degut a que en aquest cas ja hem tractat l'aigua biològicament.

## AGV

<b>Taula 2.9 Resultats dels AGV, per components i total</b>							
<b>Acetat</b>	<b>Propinat</b>	<b>Isobutirat</b>	<b>Butirate</b>	<b>Isovalalerat</b>	<b>Valerat</b>	<b>Hexanoic</b>	<b>Total</b>
0,95	0,123	0,006	0,097	0,0185	0,007	0,018	1,22

Font: Elaboració pròpia (2007)

La concentració dels àcids grassos volàtils és molt inferior que en el cas del fangs primaris però tot i així, l'acetat representa gairebé més del 90% del total de la

## 2.5.6 Resultats dels reactors

Taules dels resultats obtinguts en l'anàlisi de les mostres dels diferents reactors.

Reactor 1: temps de retenció de 10 dies. Les mostres són agafades a partir del dia número 11.

<b>Taula 2.10 Resultats obtinguts de pH, PO<sub>4</sub> NH<sub>4</sub></b>			
<b>Dia</b>	<b>pH</b>	<b>PO<sub>4</sub> (mg/l)</b>	<b>NH<sub>4</sub> (mg/l)</b>
<b>Inicial</b>	7,24	566	13,8
<b>11</b>	5,46	589	14,4
<b>12</b>	5,16	521	23,6
<b>13</b>	5,29	604	19,8
<b>14</b>	5,2	615	15,5
<b>15</b>	5,21	621	24,3
<b>16</b>	5,24	626	30

Font: Elaboració pròpia (2007)

En aquesta taula 2.10 ja es veuen els primers efectes del temps retenció, han passat deu dies i el pH ha disminuït en gairebé 2 punts. En canvi, els fosfats i amonis, han augmentat, especialment l'amoni, que ha duplicat la seva concentració.

<b>Taula 2.11 Resultats obtinguts en l'anàlisi de SST i SSV</b>					
<b>Dia</b>	<b>Pes (g) porcellana</b>	<b>Pes (g) 105°C</b>	<b>Pes (g) 550°C</b>	<b>SST</b>	<b>SSV</b>
<b>Inicial</b>	12,67	12,81	12,71	0,1386	0,0346
<b>11</b>	14,91	15,11	14,95	0,1972	0,0402
<b>12</b>	12,67	12,86	12,72	0,1909	0,0453
<b>13</b>	10,71	10,90	10,75	0,1922	0,0435
<b>14</b>	12,15	12,36	12,19	0,2154	0,0456
<b>15</b>	13,56	13,74	13,61	0,1781	0,0432
<b>16</b>	14,52	14,70	14,55	0,1744	0,0276

Font: Elaboració pròpia (2007)

En la taula anterior (taula 2.11) veiem com les variacions que pateixen els SST i SSV no són molt importants, tot i que si hi ha un augment i una degradació durant les primeres mostres agafades.

<b>Taula 2.12 Resultats obtinguts de la DQO total.</b>			
<b>Dia</b>	<b>FAS (ml)</b>	<b>Dilució</b>	<b>DQO (mg/l)</b>
<b>11</b>	3,446	100	32192
<b>14</b>	3,845	100	29000
<b>17</b>	3,663	100	30456

Font: Elaboració pròpia (2007)

La DQO observada durant les mostres agafades durant la setmana posterior al complir SRT=10 del primer reactor, veiem que la concentració obtinguda és molt similar a la dels fangs primaris i es manté constant la setmana en què nosaltres prenem mostres.

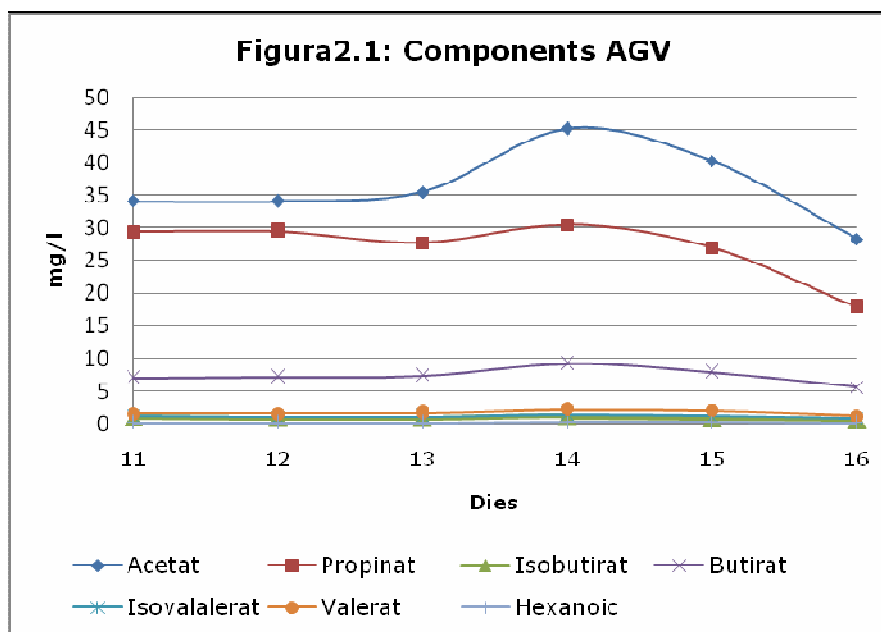
<b>Taula 2.13 Resultats obtinguts en la DQO soluble.</b>			
<b>Dia</b>	<b>FAS (ml)</b>	<b>Dilució</b>	<b>DQO (mg/l)</b>
<b>11</b>	3,01	25	11146
<b>14</b>	3,46	25	10246
<b>17</b>	4,58	25	8006

Font: Elaboració pròpia (2007)

La DQO soluble (taula 2.13) veiem que la dilució de la mostra utilitzada ja és molt inferior perquè hi ha hagut una filtració prèvia. En aquest cas, la concentració obtinguda va disminuint al llarg de la presa de mostres i representa aproximadament un 30% de la total obtinguda.

<b>Taula 2.14 Resultats obtinguts de AGV, total i per cada component.</b>								
<b>Dia</b>	<b>Acetat</b>	<b>Propinat</b>	<b>Iso butirat</b>	<b>Butirat</b>	<b>Iso valalerat</b>	<b>Valerat</b>	<b>Hexanoic</b>	<b>Total</b>
<b>Inici</b>	3,392	2,581	0,407	0,518	0,541	0,115	0,027	7,585
<b>11</b>	34,155	29,388	0,978	6,933	1,186	1,518	0,152	74,311
<b>12</b>	34,113	29,458	0,840	7,120	0,972	1,570	0,149	74,225
<b>13</b>	35,507	27,793	0,843	7,331	1,037	1,630	0,168	74,312
<b>14</b>	45,177	30,502	1,111	9,151	1,427	2,141	0,257	89,770
<b>17</b>	40,333	26,992	0,822	7,856	1,143	2,035	0,215	79,400
<b>18</b>	28,305	17,885	0,629	5,570	0,787	1,183	0,166	54,527

Font: Elaboració pròpia (2007)



Font: Elaboració pròpia (2007)

En la taula 2.14 i la figura 2.1 es veu que l'acetat i el propinat representen més del 90% dels àcids grassos volàtils. A més si comparem els resultats amb la mostra inicial veiem que en el reactor 1 s'han multiplicat per 10.

Reactor 2: temps de retenció de 17 dies. Les mostres són agafades a partir del dia número 17 mateix.

<b>Taula 2.15 Resultats obtinguts de pH, PO<sub>4</sub> NH<sub>4</sub></b>			
<b>Dia</b>	<b>pH</b>	<b>PO<sub>4</sub> (mg/l)</b>	<b>NH<sub>4</sub>(mg/l)</b>
<b>Inici</b>	7.27	545	14.0
<b>17</b>	5,34	544	12,4
<b>18</b>	5,31	440	16,24
<b>19</b>	5,26	422	12,6
<b>20</b>	5,33	522	14,1
<b>21</b>	5,32	454	16,1
<b>22</b>	5,29	476	15,3
<b>23</b>	5,26	430	15

Font: Elaboració pròpia (2007)

En el segon reactor, la mescla té un pH molt similar al reactor 1, però continua sent aproximadament 2 punts inferiors a la mostra inicial. En canvi, en aquest cas, els amonis i els fosfats són molt similars a l'inici i molt més baixos que en els obtinguts al reactor de SRT=10 dies.

<b>Taula 2.16 Resultats obtinguts en l'anàlisi de SST i SSV</b>					
<b>1</b>	15,217	15,256	15,207	0,038	-0,010
<b>17</b>	12,158	12,358	12,206	0,200	0,047
<b>18</b>	7,336	7,516	7,375	0,179	0,039
<b>19</b>	14,650	14,834	14,679	0,184	0,029
<b>20</b>	15,122	15,348	15,167	0,226	0,044
<b>21</b>	14,159	14,37	14,204	0,212	0,045
<b>22</b>	12,542	12,814	12,608	0,271	0,062
<b>23</b>	23,686	23,992	23,742	0,306	0,055

Font: Elaboració pròpia (2007)

En aquesta taula 2.16 veiem que des del primer dia hi ha hagut un augment de la concentració de sòlids totals i volàtils a mesura que passen els dies. S'han utilitzat 10 ml de mostra dins el vas de porcellana i a partir d'aquí s'han fet els càlculs.

<b>Taula 2.17 Resultats obtinguts de la DQO total</b>			
<b>Dia</b>	<b>FAS (ml)</b>	<b>Dilució</b>	<b>DQO (mg/l)</b>
<b>17</b>	3,856	100	<b>28912</b>
<b>20</b>	3,096	100	<b>34992</b>
<b>23</b>	1,59	100	<b>47040</b>

Font: Elaboració pròpia (2007)

La DQO total ha augmentat significativament després d'un temps de retenció de 17 dies, és gairebé un 50% major que en el reactor anterior i com és temps passa més continua augmentant.

<b>Taula 2.18 Resultats obtinguts en la DQO soluble.</b>			
<b>Dia</b>	<b>FAS (ml)</b>	<b>Dilució</b>	<b>DQO (mg/l)</b>
<b>17</b>	3,44	25	10286
<b>20</b>	3,815	25	9536
<b>23</b>	3,845	25	9476

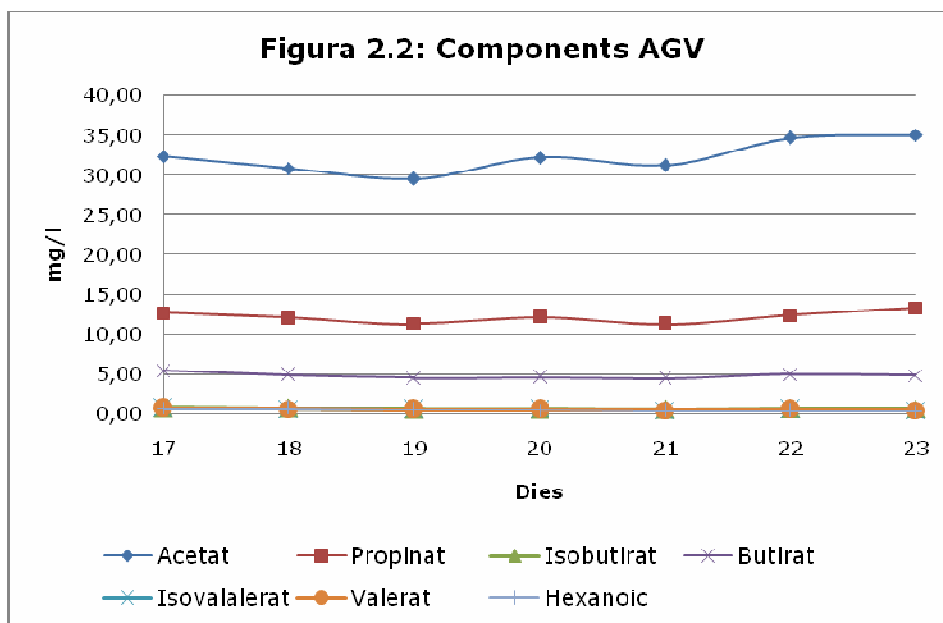
Font: Elaboració pròpia (2007)

La DQO soluble té el comportament contrari a la DQO total, es manté constant i fins i tot disminueix. La dilució utilitzada és molt petita degut a l'eliminació de matèria orgànica al filtrar.

**Taula 2.19 Resultats obtinguts de AGV, total i per cada component**

Dia	Acetat	Propinat	Iso butirat	Butirat	Iso valalerat	Valerat	Hexanoic	Total
<b>Inici</b>	3,32	2,328	0,411	0,545	0,485	0,485	0,074	7,65
<b>17</b>	32,33	12,717	0,733	5,410	0,697	0,697	0,717	53,30
<b>18</b>	30,81	12,083	0,649	4,940	0,606	0,606	0,671	50,37
<b>19</b>	29,56	11,309	0,577	4,524	0,523	0,523	0,550	47,57
<b>20</b>	32,18	12,168	0,575	4,622	0,500	0,500	0,446	50,99
<b>21</b>	31,21	11,281	0,553	4,428	0,458	0,458	0,390	48,78
<b>22</b>	34,66	12,396	0,620	4,998	0,508	0,508	0,403	54,10
<b>23</b>	35,04	13,307	0,590	4,802	0,480	0,480	0,302	55,01

Font: Elaboració pròpia (2007)



Font: Elaboració pròpia (2007)

La figura 2.2 representen els àcids grassos per cada component. L'acetat és amb diferència l'element més abundant. En aquest cas la concentració total, calculada a la taula 2.19, és inferior a les obtingudes en el reactor anterior, per tant, no tan diferent de la inicial.

Reactor 3: Temps de retenció de 23 dies. Les mostres són agafades a partir del dia número 24.

<b>Taula 2.20 Resultats del pH</b>	
<b>Dia</b>	<b>pH</b>
<b>24</b>	5,14
<b>25</b>	5,17
<b>26</b>	5,17

Font: Elaboració pròpia (2007)

Com es veu a la taula 2.20, el pH de les mostres del reactor 3 és constant i amb caràcter àcid.

<b>Taula 2.21 Resultats obtinguts en l'anàlisi de SST i SSV</b>					
<b>Dia</b>	<b>Pes (g)</b>	<b>Pes (g) 105°C</b>	<b>Pes (g) 550°C</b>	<b>SST</b>	<b>SSV</b>
<b>24</b>	14,2512	14,458	14,297	0,2068	0,0458
<b>25</b>	14,3654	14,5825	14,411	0,2171	0,0456
<b>26</b>	16,1007	16,3142	16,1416	0,2135	0,0409

Font: Elaboració pròpia (2007)

Els sòlids en suspensió totals i volàtils de la taula 2.21 són constants observant els valors de les tres mostres analitzades i amb valors força elevats.

<b>Taula 2.22 Resultats obtinguts de la DQO total.</b>			
<b>Dia</b>	<b>FAS (ml)</b>	<b>Dilució</b>	<b>DQO(mg/l)</b>
<b>24</b>	3,34	100	41944
<b>25</b>	4,48	100	32824
<b>26</b>	4,53	100	32424

Font: Elaboració pròpia (2007)

La DQO obtinguda en aquest reactor ha disminuït com més temps ha passat, és de destacar que a partir del dia 23 on hi ha un màxim, les concentracions obtingudes són inferiors. Hi comença a haver-hi una degradació.

<b>Taula 2.23 Resultats obtinguts en la DQO soluble</b>			
<b>Dia</b>	<b>FAS (ml)</b>	<b>Dilució</b>	<b>DQO (mg/l)</b>
<b>24</b>	3,35	25	10466
<b>25</b>	3,69	25	9786
<b>26</b>	3,85	25	9466

Font: Elaboració pròpia (2007)

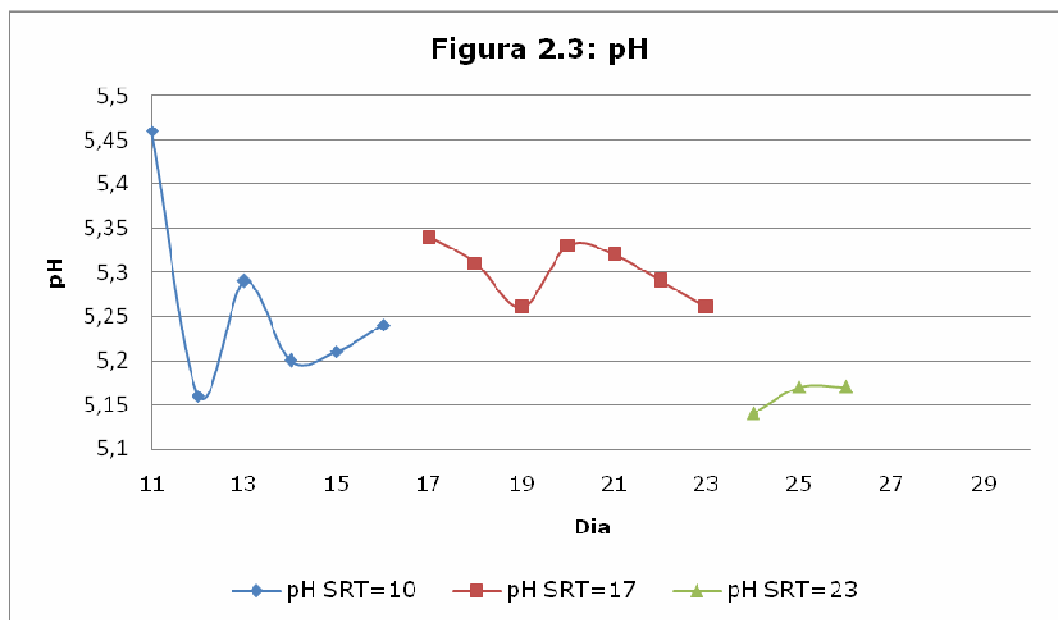
La DQO soluble té un comportament molt similar al de la DQO total, arriba a un màxim, i es va degradant. Tot i així, el ritme en què ho fa és molt més lent. Es manté molt més constant la concentració.

## 2.5.7 Discussió de resultats

Després d'obtenir aquests resultats, fem les interpretacions i comparacions entre ells per obtenir les conclusions finals i saber l'efecte que ha tingut el temps de retenció en cada cas i poder predir quin seria el més òptim o recomanable per aplicar a escala real.

La comparació i la discussió dels resultats obtinguts estan fets segons cada tipus d'anàlisi:

### pH

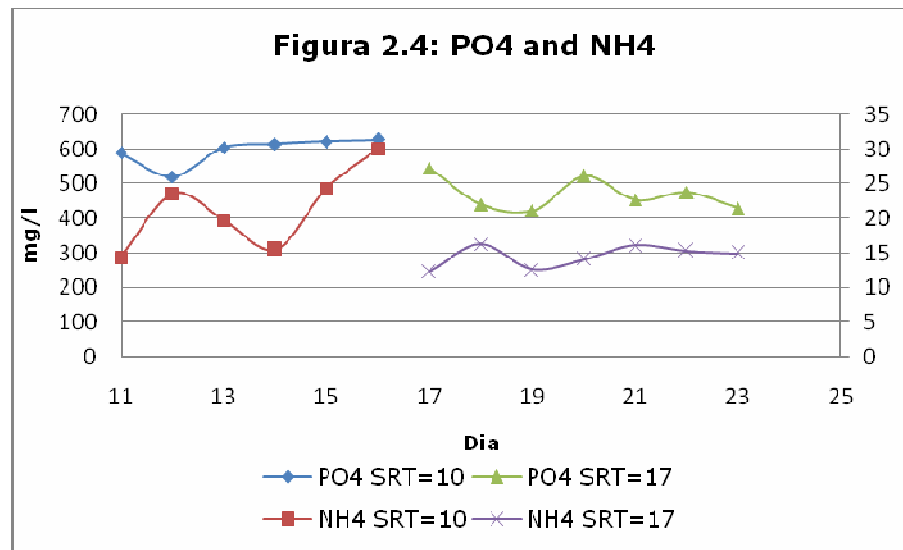


Els valors del pH no es veuen molt afectats segons els diferents temps de retenció que hem estudiat. En canvi, si que hi ha un descens important si ho es compara amb el valor obtingut en la mostra inicial. Des d'aquell moment, a la primera mostra agafada, després que es complissin els temps, el valor ha descendit en dos punts. En la figura 2.3 sembla que hi hagi comportaments molt diferents, però només hi ha dècimes o centèsimes de diferència. Com a



fet a destacar, es podria dir que en totes les mostres de SRT=23 dies, el pH obtingut és sempre inferior a la resta de resultats obtinguts ens els altres temps de retenció.

## PO<sub>4</sub> i NH<sub>4</sub>



Font:Elaboració pròpia (2007)

Si s'observa la figura 2.4 on es comparen els resultats per l'amoni i els fosfats podem veure que els valors obtinguts en el reactor de 17 dies són sempre inferiors, tan en cas del PO<sub>4</sub> com en el NH<sub>4</sub> als obtinguts al reactor de 10 dies. A falta de resultats pel reactor de major durada de temps, podríem fer una primera afirmació dient que com més elevat és el temps de residència, la degradació de fosfats i amoni és major.

## SST i SSV

A part del resultat obtingut en els anàlisis fets per saber els sòlids en suspensió total i volàtil, s'ha fet la relació de proporció entre ells dos.

<b>Taula 2.24 SST/SSV en SRT=10 dies</b>		
<b>SST</b>	<b>SSV</b>	<b>SST/SSV</b>
0,138	0,034	4,005
0,197	0,040	4,905
0,190	0,045	4,214
0,192	0,043	4,418

**Taula 2.24 SST/SSV en SRT=10 dies**

0,215	0,045	4,723
0,178	0,043	4,122
0,174	0,027	6,318

Font: Elaboració pròpia (2007)

**Taula 2.25 SST/SSV en SRT=17 dies**

SST	SSV	SST/SSV
0,038	-0,010	-3,87
0,200	0,047	4,184
0,179	0,039	4,612
0,184	0,029	6,222
0,226	0,044	5,040
0,212	0,045	4,685
0,271	0,062	4,363
0,306	0,055	5,495

Font: Elaboració pròpia (2007)

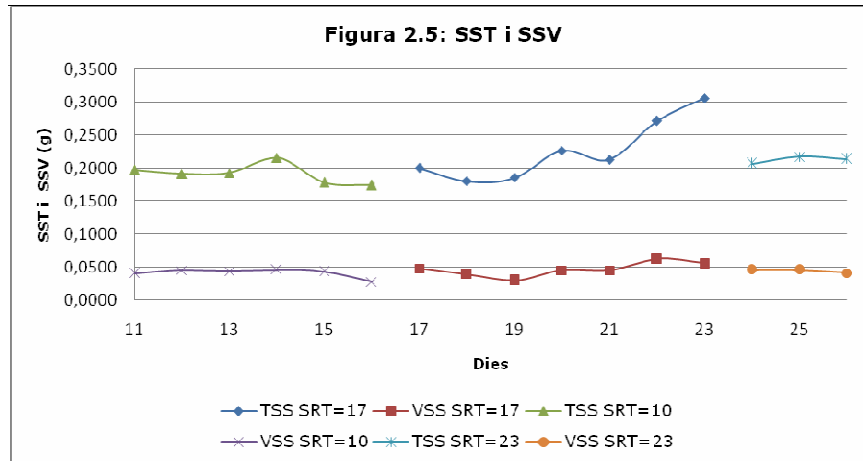
En la taula anterior (Taula 2.25) hi ha un error en la primera mostra, així que no l'agafarem com a resultat obtingut en l'estudi.

**Taula 2.26: SST/SSV en SRT=23 dies**

TSS	VSS	TSS/VSS
0,206	0,045	4,515
0,217	0,045	4,760
0,213	0,040	5,220

Font: Elaboració pròpia (2007)

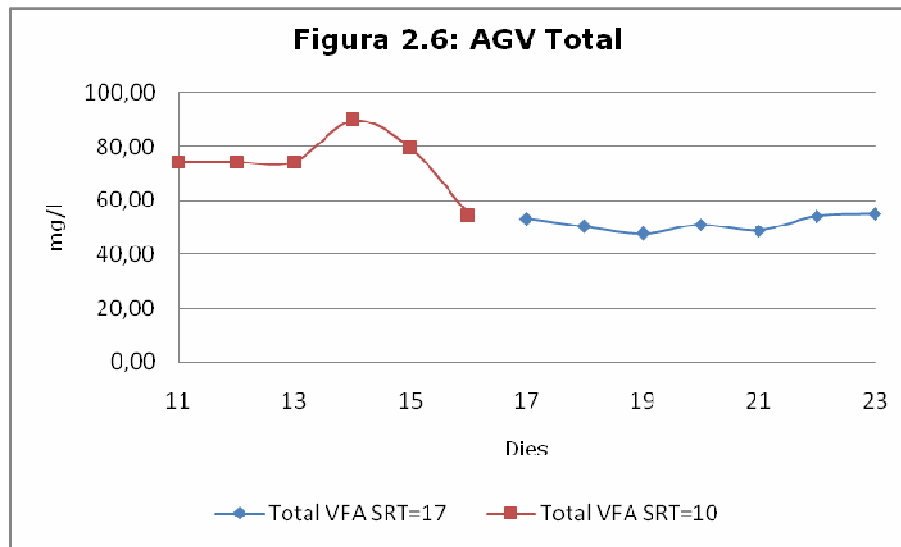
La presència de sòlids en les mostres representa unes proporcions molt baixes, lògicament la proporció dels sòlids volàtils representa una petita part d'aquests sòlids totals. Tot i així, la proporció entre ells dona uns valors molt similars en totes les mostres i en tots els diferents temps de retenció. Si ens fixem en els valors obtinguts, podem veure que hi ha un augment important dels sòlids totals des de l'inici de l'estudi (mostra inicial) als diferents temps de retenció (Figura 2.5).



Font: Elaboració pròpia (2007).

La presència dels sòlids en suspensió volàtils, representa aproximadament el 25% dels sòlids totals. Aquest fet òbviament es reflexa en els tres reactors diferents. Tots i els petits canvis podríem afirmar que l'efecte del temps de retenció no té influència en la presència o evolució dels sòlids totals o volàtils.

### Àcids grassos volàtils

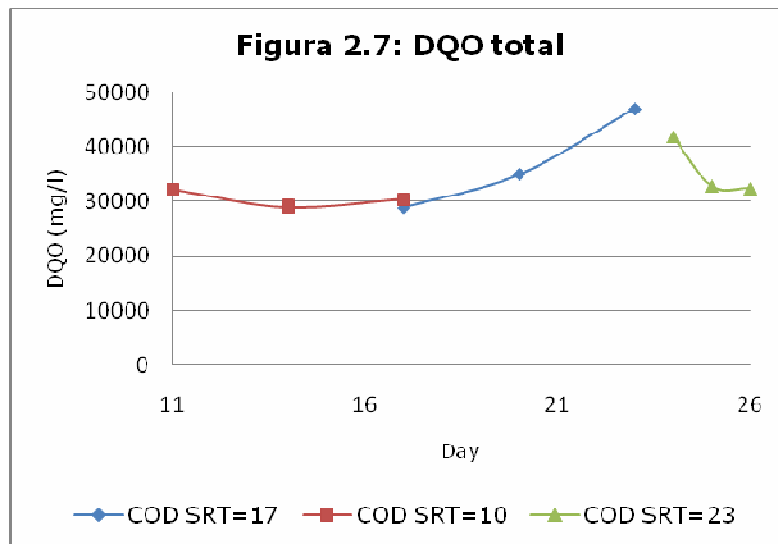


Font: Elaboració pròpia

El comportament dels àcids grassos volàtils, segueix diferents comportaments amb els dos temps de retenció estudiats. Si observem en el reactor de 17 dies, podem dir que no hi ha gaire variació durant la setmana que agafem mostres. En canvi, els resultats obtinguts en el reactor de 10 dies, mostren un comportament entre cada mostra molt diferent. Al principi hi va haver un

ascens o producció dels àcids mentre que, quan passa el temps, hi ha un descens molt important. En una visió general, podem dir que com més temps passa el producte dins els reactors, més disminueix la concentració d'àcids grassos volàtils, per tant, en un principi això afavoriria a la producció del metà perquè es va donant la conversió.

## DQO total



Font: Elaboració pròpia (2007)

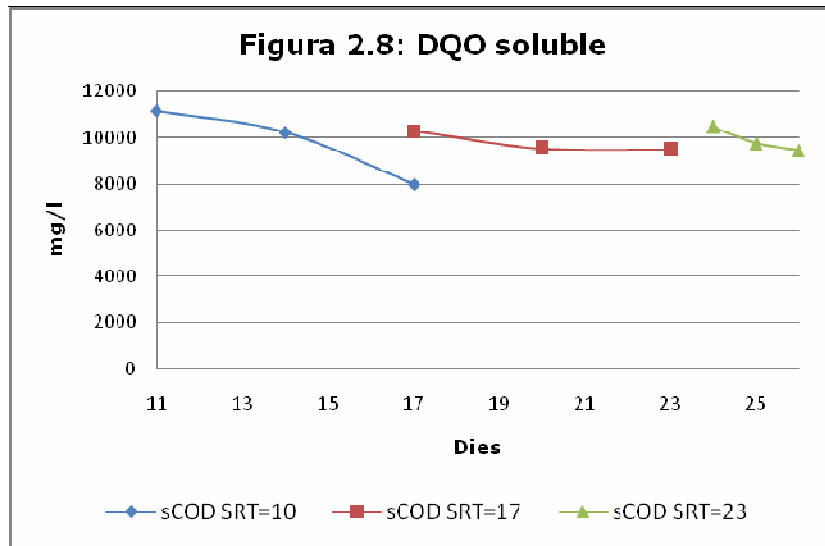
En la observació dels resultats obtinguts per la DQO total, es veu que el comportament és totalment diferent a cada temps de retenció estudiat. Aquesta característica podria tenir a veure en el procés que pateix la matèria orgànica al llarg del temps dins d'un digester anaeròbi.

Per exemple, quan el temps són 10 dies (SRT=10), hi ha una presència més o menys constant de la concentració, per tant podríem dir que no és suficient temps com per afectar a la DQO total. Però, a partir d'aquest moment, un cop passades dues setmanes de l'inici de l'experiment, el comportament de la matèria orgànica canvia totalment. En el reactor de 17 dies, hi ha un augment o producció molt important. La quantitat incrementa aproximadament per un 40%.

A partir d'aquest punt, podria ser el moment en què es més es comença a produir en el metà ( $\text{CH}_4$ ) i diòxid de Carboni ( $\text{CO}_2$ ), a mesura que continua augmentant el temps de retenció la concentració de matèria orgànica va disminuint gairebé exponencialment. Això ho demostra el fet que la primera

mostra recollida del reactor de 23 dies (SRT=23) té un concentració ja inferior a la última del reactor de 17 dies (SRT=17), per tan, s'està produint una degradació. A més, durant aquest última setmana, la concentració cada cop és inferior.

### DQO soluble



Font: Elaboració pròpia (2007)

La DQO soluble té un comportament molt similar en tots els reactors estudiats. Podem veure que la diferència de concentració, al contrari que passa amb la DQO total, és gairebé inapreciable. A partir que agafem la primera mostra, el dia 11, fins la última, el dia 26, les concentracions inicials són molt similars. Tot i que, en aquest cas, durant el temps en què hem agafat les mostres de cada reactor, totes han patit una disminució més o menys destacable pel que fa a la DQO soluble, en cap cas hi ha hagut un augment de matèria.

Tot i així, amb el reactor de 17 dies (SRT=5), com hem vist anteriorment, la DQO total pateix un increment molt important, en canvi, la DQO soluble, passa el contrari, tot i que sigui molt lleugerament, hi ha una degradació.

Cal destacar que la DQO soluble representa aproximadament el 25% de la DQO total.

Per tan, vistos els resultats obtinguts, podríem afirmar que el temps de retenció dels fangs no té gaire efecte en la quantitat i degradació de la matèria orgànica soluble.

## 2.6 Conclusions

Conclusions extretes a partir de la discussió de resultats i comparació de tots els anàlisis realitzats durant aquest estudi. Anàlisi dels tres reactors:

- El pH només varia si ho comparem amb l'inicial dels fangs. El temps de retenció dels fangs no té un efecte suficientment important sobre el pH.
- Els sòlids totals i volàtils en suspensió no es veuen gairebé gens afectats pel temps de retenció de fangs. En tots tres reactors, la variació que es veu és molt petita.
- La concentració de DQO pels reactors de 10 i 17 dies són molt similars. Però si ho comparem amb el reactor de 23 dies la quantitat de matèria orgànica és completament diferent. En aquest últim cas, la concentració inicial (quan agafem la primera mostra) és molt més elevada. Aquest fet podria ser degut a una transformació de matèria, o bé, podria ser conseqüència al fet que cada dia hem estat alimentant el reactor amb fangs primaris durant molts dies.
- La DQO soluble té comportaments molt diferents si els comparem amb els obtinguts en la DQO total. En aquest cas, la degradació o augment que hi ha durant els diferents temps és gairebé inapreciable. Tot i així, s'ha de comentar que en la primera mostra extreta en cadascun dels reactors (dies 11, 17 i 24) la concentració és inferior a la primera mostra extreta del reactor anterior.
- Durant el temps de retenció de fangs, hi ha una degradació de la quantitat total dels àcids grassos volàtils. Quant més elevat és el temps de retenció més baixa és la concentració dels àcids grassos totals.

- El comportament dels àcids grassos volàtils durant un temps de retenció elevat podria ser més convenient per afavorir la seva conversió a metà i diòxid de carboni.

Per tant, per millorar o optimitzar la producció del biogàs, s'aconsellaria retenir durant un temps prolongat els fangs residuals als reactors anaerobis.

Tot i així, si avaluem l'efecte del SRT en les condicions inicials de la mescla dels reactors, podem veure que si que hi ha hagut algun afecte destacat important. Per exemple:

- El pH, tan en els fangs primaris com en els fangs del digestor, l'inici de l'estudi, té un valor aproximat de 7. Només deu dies després, quan agafem la primera mosta, aquest valor és dos punts inferior. Per tant, la mescla dels reactors esdevé acida.
- La quantitat dels àcids grassos volàtils es veu multiplicada aproximadament per 10. El valor inicial de la mescla és de 7.58, en canvi, després dels 10 primer dies la concentració és de 74.33.

En quan a la digestió, podem concloure amb un sèrie d'avantatges que té aquest tipus de tractament. A més, actualment tenen un gran interès a nivell local i internacional.

- La minvada producció de fangs: la digestió anaeròbia es pot considerar com una tecnologia neta, pel tractament de les aigües residuals urbanes (ARU).
- Un balanç net positiu de producció d'energia (en comptes de consumir-la).
- Un canvi de signe quant a les emissions de gasos d'efecte hivernacle (GEH) en les EDAR.

## GLOSSARI

**Abocament industrial:** Abocament d'aigües d'instal·lacions industrials procedents de processos propis de l'activitat.

**Aigües residuals:** Aigües procedents d'habitatges, instal·lacions comercials o industrials, sanitàries, comunitàries o públiques i que són conduïdes a les instal·lacions de sanejament.

**Alcalinitat:** Capacitat d'una substància química en solució aquosa per cedir ions  $\text{OH}^-$ . L'alcalinitat d'una aigua s'expressa en equivalents de base per litre o en equivalents de carbonat càlcic.

**Biogàs:** El biogàs és una barreja de gasos produïts gràcies al procés de digestió anaeròbia que es pot aplicar a residus o subproductes orgànics, com ara purins, fems, fangs de depuradores, residus d'escorxadors, residus sòlids urbans (RSU), etc. El fet que s'obtingui de la biomassa, li dóna caràcter d'energia renovable i, neutre, o lleugerament favorable, en quant a emissions de gasos d'efecte hivernacle.

Es tracta d'una mescla combustible gasosa formada principalment per metà ( $\text{CH}_4$ ) i diòxid de carboni ( $\text{CO}_2$ ), i petites proporcions d'altres gasos com àcid sulfhídric ( $\text{H}_2\text{S}$ ), hidrogen ( $\text{H}_2$ ), amoníac ( $\text{NH}_3$ ), nitrogen ( $\text{N}_2$ ), monòxid de carboni ( $\text{CO}$ ), i oxigen ( $\text{O}_2$ ).

**Col·lector:** Qualsevol sistema de conducció que reculli i condueixi les aigües residuals urbanes, des de les xarxes de clavegueram de titularitat municipal a les estacions de tractament.

**Depuradora:** Instal·lació de tractament d'aigües potables, residuals o industrials.

**Desenvolupament sostenible:** El que es basa en l'aprofitament de recursos materials i energètics renovables i garanteix la seva renovació.

**Digestor:** Qualsevol reactor químic específicament dissenyat per al procés de digestió anaeròbia, en especial de la fracció orgànica dels residus i/o dels fangs de depuradora. És la peça bàsica d'una planta de metanització o de compostatge anaerobi.



**ETAP:** Estació de Tractament d'Aigües Potables

**Extrusió:** Procés de transformació d'un material suficientment plàstic que hom obliga a passar, sotmetent-lo a una certa pressió, per un o més broquets o fileres als quals hom dóna la forma desitjada.

**FISH (Fluorescent In Situ Hybridisaion):** Tècnica analítica que serveix per determinar si el bacteri Anammox està present dins del reactor. Amb aquesta prova, les cèl·lules Anammox presents al reactor hauran d'agafar una tonalitat fluorescent que les faci visible a través de l'observació en un microscopi.

**Fundació Stowa:** Fundació holandesa que es dedica a la investigació i recerca dels diferents camps per al tractament d'aigües.

**Lixiviats:** Productes aquosos de la dissolució dels components solubles dels residus i de les reaccions químiques entre ells.

**Organismes autòtrofs:** Són organismes capaços de sintetitzar els seus metabòlits essencials (qualsevol substància produïda o utilitzada durant el seu metabolisme) a partir de substàncies inorgàniques.

**Organismes heteròtrofs:** Són aquells organismes que s'alimenten amb les substàncies orgàniques sintetitzades per altres organismes, autòtrofs o heteròtrofs.

**Població equivalent:** Paràmetre que permet quantificar la càrrega contaminant real per habitant. El número d'habitants equivalents és sempre superior al de la població real.

**Protozous:** Organismes unicel·lulars [eucariotes](#) [heteròtrofs](#).

**Quimiòstat:** Tanc de producció que manté el creixement bacterià a la fase de creixement exponencial.

**Reactor SBR (Sequencing Batch Reactors):** Sistema que processa les aigües residuals a través d'un tractament biològic aeròbic-anòxic, basat en la generació de fangs actius per mitjà d'aireació i disminució de nutrients durant l'etapa anòxica.

**Reutilització d'aigües:** Nova utilització de l'aigua després del seu tractament i depuració.

**Sistemes de biopel·lícules:** Reactors on es dona un procés biològic de depuració d'aigües de cultiu fix sobre suports on els sòlids se separen de l'efluent mitjançant membranes de micro o ultrafiltració.

**Stripping:** És el procés que compren la transferència de matèria de la fase líquida a la fase gas. Degut a la circulació d'aire a través de la fase líquida, part de l'alcalinitat pot ser transferida a la fase gas en forma de  $\text{CO}_2$ . Aquesta transferència de matèria porta associada una producció de  $\text{OH}^-$ , amb el consegüent augment de pH. L'elevada temperatura de treball, juntament amb el pH, pot propiciar també l'eliminació per *stripping* de part del nitrogen, que és transferit en forma d'amoniac gas.

**Test amb hidroxilamina:** Tècnica analítica que serveix per comprovar si el bacteri Anammox és el responsable de la conversió de l'amoni a nitrogen gas. A partir de la degradació de la hidroxilamina a hidrazina, i el consum per part del bacteri Anammox d'aquesta última, es determinarà si els responsables de la formació de nitrogen gas són els oxidants d'amoni.

## BIBLIOGRAFIA

Agència Catalana de l'Aigua. Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya (2003). *Resum de les I Jornades Tècniques de Gestió d'Estacions Depuradores d'Aigües Residuals*.

Agència Catalana de l'Aigua. Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya (2005). *Utilització dels fangs d'assecatge tèrmic com esmena energètica en els processos de compostatge; Josep Saña; Conclusions de les II Jornades Tècniques de Gestió d'Estacions Depuradores d'Aigües Residuals (sistemes de sanejament i medi ambient i reutilització planificada de l'aigua)*

Aziz, M.A i Koe L.C.C (1990) Potential utilization of sewage sludge. *Water Science and Technology*, 22 (12): 277-285

Bagreev, A., Bashkova, S., Locke, D.C., Bandosz, T.J. (2001). *Sewage sludge-derived Materials as efficient adsorbents for removal of hydrogen sulfide*. *Environmental Science & Technology*, vol 35, pp 1537-1543, pp 3263-3269.

Bosch, H., Kleerebezem, G.J., Mars, P. (1976). *Activated Carbon from activated sludge*. *Journal of Water Pollution Control Federation*, vol 48(3), pp 551-561.

Carrera Muyo, Julián (2006). *Eliminación biológica de nitrógeno en un efluente con alta carga*. Departament d'Enginyeria Química, Universitat Autònoma de Barcelona.

Chamchoi, N. and Nitisoavut, S. (2006). *Anammox enrichment from different conventional sludges*. *Chemosphere* 2006. Dosi: 10.1016/j. Chemosphere. 2006.09.036

Colom i Puigbó, Glòria (2001). *Compostatge dels residus orgànics*. Centre d'Ecologia i Projectes Alternatius (CEPA).

Dapena Mora, Ana, Mosquera Corral, Anuska, Campos, José Luis, Méndez, Ramón (2006). *Puesta en marcha de eractores ANAMMOX a partir de lodos de*

*depuradoras*. Departament d'Enginyeria Química. Universitat de Santiago de Compostela.

Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya (2005). *Informe de la Gestió de Biosòlids de Depuració*.

Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya (2005). *Conclusions de les II Jornades Tècniques de Gestió d'Estacions Depuradores d'Aigües Residuals (sistemes de sanejament i medi ambient i reutilització planificada de l'aigua)*.

Fux, C., Marchesi, V., Brunner, I. and Siegrist, H. (2004). *Anaerobic ammonium oxidation of ammonium-rich waste streams in fixed-bed reactors*. Water Science and Technology, vol 49, No 11-12, pp 77-82.

Grontmij Water & Reststoffen (2004). *SHARON N-removal over nitrite. For treatment of nitrogen-rich wastewaters*. Dept. Water & Energy.

Gutierrez Garcia-Moreno, Oriol (2003). *Identificació de paràmetres cinètics i estquiomètrics del procés de depuració de fangs actius mitjançant tècniques respiromètriques*. Universitat de Girona.

Hao, X. D. and van Loosdrecht, M.C.M. (2004). *Model-based evaluation of COD influence on a partial nitrification-Anammox biofilm (CANON) process*. Water Science and Technology, vol 49, No 11-12, pp 83-90.

Hwang, I.S., Min, K.S. Choi, E. and Yun, Z. (2005). *Nitrogen removal from piggery waste using the Combined SHARON and ANAMMOX process*. Water Science and Technology, vol 52, No 10-11, pp 487-494.

Jetten M.S.M, Wagner M., Fuerst J., Van Loosdrecht M., Kuenen G., Strous M. (2001). *Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation ('anammox') process*. Curr. Opin. Biotechnol. 12 (3), pp 283-288.

Juan Roca, Francesc (2006). *Removal of ammonia from manure using the Anammox*. Institute of Environment & Resources, Technical University of Denmark.

Jung, J.Y., Kang, S.H., Chung, Y.C. and Ahn, D.H. (2007). *Factors affecting the activity of anammox bacteria during start up in the continuous culture reactor*. Water Science and Technology, vol 55, No 1-2, pp 459-468.

Juvert Vila, Eva (2004). [Disseny d'una planta de tractament de purins amb producció de biogàs](#). Universitat Politècnica de Catalunya.

López, Helio; Balaguer, M. Dolors; Colprim, Jesús (2004). *Aplicació de la tecnologia Sharon al tractament biològic d'aigües residuals d'elevat contingut amoniacal*. Scientia gerundensis, 27 , 59-73.

Lu, G.Q. (1996). *Preparation and evaluation of adsorbents from waste carbonaceous materials for SO<sub>x</sub> and NO<sub>x</sub> removal*. Environmental Progress, vol 15(1), pp 12-18.

Martin, M.J., Balaguer, M.D., Rigola, M. (1996). *Feasibility of activated and carbon production from biological sludge by chemical activation with ZnCl<sub>2</sub> H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>*. Environmental Technology, vol 17(6), pp 667-772.

Metcalf Et Eddy (2003). *Wastewater Engineering: Treatment, Diposal and Reuse*. MacGrau-Hill Company: New York.

Ministerio de Medio Ambiente (2007). *II Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas - EDAR II PNLD (2007-2015)*.

Mulder E.B.; Van Versdeld, H.W.; et al. (1995). *Simultaneous NH<sub>3</sub> oxidation and N<sub>2</sub> production at reduced O<sub>2</sub> tensions by sewage sludge subculture with chemolithotrophic medium*. Biodegradation 6: 339-349.

Pathak, Bipin K., Kazama, Futaba, Saiki, Yuko and Sumino, Tatsuo (2006). *Presence and activity of anammox and denitrification process in low ammonium-fed bioreactors*. Bioresource Technology 98, 2201-2206.

Ros, Anna, Serra, Elvira, Martín, Maria, M. Dolors i Miquel Rigola (2003). *Eliminació d'H<sub>2</sub>S mitjançant carbó actiu derivat de fangs excedents d'EDARs*. Scientia gerundensis, 26: 91-102.

Saña, Josep (2005). *La utilització dels fangs d'assecatge tèrmic com esmena energètica en els processos de compostatge: (1) el cas de Manresa i (2) la correcció de la humitat en l'estella recirculada en els túnels de compostatge.*

Schmidt, Jens E. and Ahring, Brigitte K. (1994). *Granular Sludge Formation in Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Reactors.* Biotechnology and Bioengineering, vol. 49, pp 229-246.

Schmidt, Jens E., Batstone, D. J. and Angelidaki, I. (2004). *Improved nitrogen removal in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors by incorporation of Anammox bacteria into the granular sludge.* Water Science and Technology, vol 49, No. 11-12, pp 69-76.

Serra Bigas, Elvira (2004). *Adsorbents a partir de fangs biològics excedents de depuradora mitjançant l'aplicació de microones: estudi d'obtenció, caracterització i aplicació en fase líquida.* Tesi Doctoral. Universitat de Girona.

Serra Vilella, Montserrat (2004). [Disseny genèric d'una planta d'aprofitament energètic a partir de purins amb un tractament individualitzat a la comarca d'Osona.](#) Universitat Politècnica de Catalunya.

Strous, M., Van Gerven, E., Zheng, P., Kuenen, J.G., and Jetten, M.S.M. (1997). *Ammonium removal from concentrated waste streams with the anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) process in different reactor configurations,* Wat Res., 31 (8), 1955-1962.

Tarascón i Cerdà, David (2004). *Alternatives de fertilització per a la rehabilitació de sòls degradats aplicació de fang fresc, compostatge i d'assecatge tèrmic.* Universitat Autònoma de Barcelona.

Ucisik, Ahmed S. (2001). *Controlled acidification of primary sludge.* Institute of Environment & Resources, Technical University of Denmark.

Van der Graff, A., de Bruijn, P., Robertson, L.A., Jetten, M.S.M. and Kuenen, J.G. (1996). *Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing micro-organism in a fluidized bed reactor.* Microbiology 142:2187-2196.

Van Dongen, L.G.J.M., Jetten, M.S.M. and Van Loosdrecht, M.C.M. (2001). *The combined Sharon/Anammox process*. Water and wastewater practitioner series: Stowa report.

Anaerobic Granular Sludge Bed Technology, data consulta (02/05/07)

<http://www.uasb.org/discover/agsb.htm>

Journal of water science, data de consulta (23/05/07)

<http://www.cig.ensmp.fr/~hydro/JOU/RSE/art/tdem.htm>

Lennteck. Sludge sorts, data de consulta (28/05/07)

<http://www.lenntech.com/sludgesorts.htm>

Utilización de lodos de depuradora en agricultura, data consulta (05/07/07)

<http://europa.eu/scadplus/leg/es/lvb/l28088.htm>

Wastewater treatment. Camden County M.U.A., data de consulta (28/05/07).

<http://www.ccmua.org/sludge.html>

## ANNEX

### **1. Procediment per a les anàlisis de la DQO**

Principi de les anàlisis:

El mètode es basa en l'estàndard danès DS 217:1991 "Water examination. Determination of chemical oxygen demand in water COD<sub>Cr</sub> with dichromate".

Es fa servir per tal de determinar la quantitat d'oxigen que es necessita per tal d'oxidar els compostos reductors que hi ha a la mostra (compostos orgànics i inorgànics).

La mostra ha de ser escalfada fins als 148°C, afegint dicromat potàssic en excés i una solució àcida (àcid sulfúric), durant 110 minuts. Durant l'oxidació, el crom (VI) és reduït a crom (III).

El crom (VI) que no ha reaccionat és valorat amb una solució de sulfat ferrós amoni (SAF), fent servir com a indicador ferro(1,10)-fenontralina. Amb aquest indicador la mostra ha d'agafar un color vermell com a conseqüència de la presència de ferro (II). Aquest canvi de color s'obté degut a l'oxidació del ferro (II) per part del crom (VI). El color vermell es dona quan ja no hi ha més crom (VI) a la mostra. Per a una oxidació més efectiva s'afegeix sulfat de plata com a catalitzador.

Amb la reducció dels compostos inorgànics, com ara el nitrit, el sulfur i el ferro (II) també són oxidats durant el tractament amb dicromat potàssic, contribuint al valor final de la DQO de la mostra.

Rang de concentració:

La concentració del dicromat potàssic dependrà del nivell de DQO que hi hagi a la mostra:

- Per al rang 50-600 mg/l de DQO es fa servir dicromat potàssic 0,025M i es valora amb SAF 0,035M.
- Per al rang 1-100 mg/l de DQO es fa servir dicromat potàssic 0,025M i es valora amb SAF 0,007M.



## Procediment:

- Posar en funcionament el bloc d'escalfament *Libbish*. Assegurar-se que la temperatura arriba fins als 148°C (el temps d'escalfament és aproximadament 30 minuts).
- Marcar els tubs d'assaig (marca Pyres) amb un permanent. Comprovar que tots els taps tenen la seva goma interior.
- Transferir 3,5 ml de la mostra al tub d'assaig. Utilitzar 3,5 ml d'aigua destil·lada per fer el blanc (fer com a mínim 3 blancs).
- Col·locar l'àcid sulfúric concentrat i el sulfat de plata a la campana de fums i afegir 4,5 ml amb el dispensador. Agitar suaument i posar el tap immediatament. Fer servir guants.
- Els tubs d'assaigs s'hauran d'escalfar durant 110 minuts al bloc d'escalfament.
- Després que s'hagin refredat fins als 60°C (aproximadament 1 hora després), els tubs d'assaig es trauran de l'escalfador i s'esperarà que disminueixi la seva temperatura a la de l'ambient . Apagar el bloc d'escalfament si no s'ha de tornar a fer servir més.
- Un cop refredats, s'afegiran 5 ml d'aigua destil·lada amb el dispensador. Afegir 3-4 gotes de l'indicador ferrós a cada tub.
- Valoració:
  - Col·locar la bureta (25 ml Brand digital II) a l'ampolla de solució ASF amb la correcta concentració.
  - Posar en funcionament la bureta amb el botó "on/off". Prémer la palanca "fill". La bureta s'haurà de girar endavant i enrere varies vegades fins que s'ompli amb el reactiu i no hi hagi bombolles d'aire.
  - Abans de prémer "start", prémer "clear" per posar a zero la bureta. Prémer "titrate" i començar la valoració.
  - Col·locar un petit magnètic al tub d'assaig i valorar en un agitador. Valorar amb la solució SAF fins que el color canviï. El canvi de color és de groc a blau/verd i a vermell/marró. El canvi de color és molt clar. Fer servir guants.
- Després de la valoració:
  - Llençar els continguts dels tubs d'assaig al bidó de residus per a la DQO. No fer servir la pica. Rentar els tubs i els seus taps amb aigua destil·lada i deixar assecar-se cap per vall.

Control de qualitat:

El mètode de control de la DQO es determina a partir de la concentració de glucosa (500 mg DQO/l).

Càlculs:

$$\text{DQO (mg/l)} = (a-b) \cdot N (\text{SAF}) \cdot 8000 / \text{ml mostra}$$

On:            a = ml SAF usats per a la valoració del blanc  
                   b = ml SAF usats per a la valoració de la mostra  
                   N = molaritat SAF

Per a una valoració més exacta, s'afegeix a la mostra 1 ml de dicromat potàssic 0,017M (per al calibratge de la solució SAF 0.035N) o 0,0033M (per al calibratge de la solució SAF 0,007M). La mostra és valorada fins al punt inicial.

Quan es coneix amb exactitud la molaritat del dicromat es pot calcular la nova molaritat de la solució SAF:

$$M (\text{SAF}) = 1 \text{ ml} \cdot 6 \cdot \text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7 / \text{ml SAF}$$

## **2. Procediment per a les anàlisis de l'amoni**

Procediment per a les anàlisis de l'amoni:

- Pipetejar 5 ml de la mostra dins d'un tub d'assaig.
- Afegir 0,6 ml del reactiu NH<sub>4</sub>-1 i agitar el tub.
- Afegir una microcullerada del reactiu NH<sub>4</sub>-2 i agitar amb força fins que les substàncies sòlides es dissolguin.
- Esperar 5 minuts.
- Afegir 4 gotes del reactiu NH<sub>4</sub>-3 i agitar la mostra.
- Esperar 5 minuts. Transferir la solució a una cubeta i mesurar amb l'espectrofotòmetre *Spectroquant® Nova60*.

---

Manual de l'espectrofotòmetre (*Spectroquant*® *Nova60*)

- Aixecar la tapa i esperar el "self check".
- Col·locar el tub del kit d'anàlisi *Spectroquant* al forat de l'espectrofotòmetre de manera que la seva línia negra quedi davant.
- Esperar mentre l'espectrofotòmetre escriu els paràmetres i el número de les anàlisis a la pantalla. Comprovar que el mètode sigui el correcte.
- Assecar la cubeta amb cura. Ha d'estar completament lliure d'aigua o reactius. Col·locar la cubeta al forat rectangular amb els costats transparent encarats a la llum.
- Esperar el resultat.

### **3. Procediment per a les anàlisis del nitrit**

Procediment per a les anàlisis del nitrit:

- Pipetejar 5 ml de la mostra dins d'un tub d'assaig.
- Afegir una microcullerada del reactiu NO<sub>2</sub>-1 i agitar amb força fins que el reactiu estigui completament dissolt.
- Esperar 10 minuts. Transferir la solució a una cubeta i mesurar amb l'espectrofotòmetre *Spectroquant*® *Nova60*.

Manual de l'espectrofotòmetre (*Spectroquant*® *Nova60*)

- Aixecar la tapa i esperar el "self check".
- Col·locar el tub del kit d'anàlisi *Spectroquant* al forat de l'espectrofotòmetre de manera que la seva línia negra quedi davant.
- Esperar mentre l'espectrofotòmetre escriu els paràmetres i el número de les anàlisis a la pantalla. Comprovar que el mètode sigui el correcte.
- Assecar la cubeta amb cura. Ha d'estar completament lliure d'aigua o reactius. Col·locar la cubeta al forat rectangular amb els costats transparent encarats a la llum.
- Esperar el resultat.

#### **4. Procediment per a les anàlisis del nitrat**

Procediment per a les anàlisis del nitrat:

- Afegir una microcullerada del reactiu  $\text{NO}_3^-$ -1 al tub d'assaig.
- Afegir 0,5 ml del reactiu  $\text{NO}_3^-$ -2 i agitar amb força durant 1 minut.
- Pipetejar 1,5 ml de la mostra i agitar amb força durant 1 minut.
- Esperar 10 minuts. Transferir la solució a una cubeta i mesurar amb l'espectrofotòmetre *Spectroquant® Nova60*.

Manual de l'espectrofotòmetre (*Spectroquant® Nova60*)

- Aixecar la tapa i esperar el "self check".
- Col·locar el tub del kit d'anàlisis *Spectroquant* al forat de l'espectrofotòmetre de manera que la seva línia negra quedi davant.
- Esperar mentre l'espectrofotòmetre escriu els paràmetres i el número de les anàlisis a la pantalla. Comprovar que el mètode sigui el correcte.
- Assecar la cubeta amb cura. Ha d'estar completament lliure d'aigua o reactius. Col·locar la cubeta al forat rectangular amb els costats transparent encarats a la llum.
- Esperar el resultat.

#### **5. Procediment per a les anàlisis del pH**

Instruccions per mesurar el pH en aigua amb el pH-metre *Gel pH electrode PHM210*:

Les instruccions estan basades en l'estàndard internacional ISO 10523:1994 "Water quality determination of pH".

El pH-metre està connectat a l'elèctrode de gel (pHC3105-8, radiòmetre analític). Aquest elèctrode s'omple amb el gel que conté el KCl. El rang de mesures del pH està entre 2 i 10 (0°C a 60°C).

Les mesures de pH s'han de realitzar tan aviat com sigui possible dins d'un període màxim de temps de 2 hores. Les mostres s'han de mesurar a la mateixa temperatura a la que s'han agafat.

### Calibratge i mesurament:

1. Netejar l'elèctrode amb aigua *Mili-Q* i eliminar l'aigua sobrant que quedi.
2. Comprovar la temperatura amb el termòmetre i ajustar-la fent servir els botons de fletxes.
3. Marcar dos tubs amb la data, contingut i nom i omplir-los amb la solució pH 7.0 i 10.0 o 4.0.
4. Cobrir com a mínim 2 cm de l'elèctrode dins de la solució pH 7.0 i prémer "call". Seguidament prémer √. Quan la pantalla marqui "buffer 1:7.00 dip in buffer 1" prémer novament √. Esperar que aparegui a la pantalla "dip in buffer 2".
5. Netejar l'elèctrode en aigua *Mili-Q* i eliminar l'aigua sobrant que quedi. Cobrir com a mínim 2 cm dins de la solució pH 10.0 o la solució pH 4.0.
6. Anotar al llibre de registres la sensibilitat. Aquesta haurà d'estar entre el 92 i el 105%. L'aparell ja està preparat per fer-lo servir.
7. Netejar l'elèctrode en aigua *Mili-Q* i eliminar l'aigua sobrant que quedi. Cobrir com a mínim 2 cm de l'elèctrode dins de la mostra. Mesurar la temperatura de la mostra. La mostra s'haurà de col·locar en un agitador magnètic.
8. Prémer √. Esperar fins que la pantalla marqui *STAB*.
9. Netejar l'elèctrode en aigua *Mili-Q* i guardar-lo a la solució de KCl 3M. L'elèctrode mai s'ha de guardar en aigua *Mili-Q*.

El resultat es podrà llegir directament de l'aparell i s'haurà d'expressar referenciat a:

- Identificació de la mostra.
- La ISO 10523:1994.
- El resultat amb un o dos decimals.
- Temps que es necessita per prendre la mostra i per mesurar-la.
- Temperatura de la mostra.
- Informació sobre els factors que poden influir al resultat final.

## 6. Resultats de les anàlisis de la DQO després de les 24 hores (procés aeròbic)

<b>Taula 1. Resultats DQO ampolla 1</b>	
<b>Temps (minuts)</b>	<b>DQO (mg/l)</b>
0	3378
30	3055
60	2640
120	2583
300	2395
1440	2301

Font: Elaboració pròpia (2007)

<b>Taula 2. Resultats DQO ampolla 2</b>	
<b>Temps (minuts)</b>	<b>DQO (mg/l)</b>
0	4545
30	3545
60	2904
120	2734
300	3564
1440	2376

Font: Elaboració pròpia (2007)

## 7. Resultats de les anàlisis dels compostos nitrogenats després de les 24 hores (procés aeròbic)

<b>Taula 3. Compostos nitrogenats ampolla 2 (mg N/l)</b>	
Amoni	456
Nitrit	0,6
Nitrat	4
pH	8,84

Font: Elaboració pròpia (2007)

**8. Taula de resultats de les anàlisis dels compostos nitrogenats després de 67 dies de funcionament del reactor (mg N/l)**

<b>Taula 4. Resultats dels compostos nitrogenats durant l'experimentació</b>					
<b>Dia de seguiment</b>	<b>Dia</b>	<b>Amoni (NH<sub>4</sub>)</b>	<b>Nitrat (NO<sub>3</sub>)</b>	<b>Nitrit (NO<sub>2</sub>)</b>	<b>pH</b>
01/03/07 nova AR*	1	48	165	55	7,6
02/03/2007	2	2	160	35	7,82
05/03/2007	5	<5	150	25	8,56
07/03/2007	7	<5	80	7	7,73
09/03/2007	9	<5	100	4	8,95
12/03/2007	12	<5	160	7	8,88
14/03/2007	14	2	70	8	8,12
16/03/2007	16	<5	60	3	7,37
16/03/07 AR final		<5	240	59	8,67
16/03/07 nova AR		38	130	58	7,1
19/03/2007	19	1	80	<2	7,27
21/03/2007	21	<5	50	<2	6,9
23/03/2007	23	<5	30	<2	6,91
26/03/2007	26	6	40	<2	7,47
29/03/2007	29	<5	75	5	6,52
30/03/2007	30	3	60	4	7,32
30/03/07 AR final		27	220	53	7,28
30/03/07 nova AR		46	140	30	7,26
05/04/2007	36	<5	40	3	7,25
10/04/07 AR final		3	210	93	6,69
10/04/07 nova AR		42	170	24	7,12
13/04/2007	44	23	90	0,2	7,52
16/04/2007	47	0,5	140	2	7,42
17/04/2007	48	<0,5	85	7	7,85
18/04/2007	49	0,8	105	14,5	7,95
18/04/07 AR final		11	245	46	7,72
18/04/07 nova AR		45,5	180	52	8,06
19/04/2007	50	0,5	90	1	7,39
20/04/2007	51	0,2	95	0,7	8,09
23/04/2007	54	0,7	160	1	8,22
24/04/2007	55	0,5	135	1,5	8,31

**Taula 4. Resultats dels compostos nitrogenats durant l'experimentació**

<b>Dia de seguiment</b>	<b>Dia</b>	<b>Amoni (NH<sub>4</sub>)</b>	<b>Nitrat(NO<sub>3</sub>)</b>	<b>Nitrit (NO<sub>2</sub>)</b>	<b>pH</b>
25/04/2007	56	0,1	130	2,6	8,59
25/04/07 AR final		38,5	250	56,5	8,44
25/04/07 nova AR		65,5	265	51	8,31
26/04/2007	57	0,7	122	0,3	8,39
27/04/2007	58	0,4	125	0,4	8,32
30/04/2007	61	0,5	119	1,2	8,35
02/05/2007	63	0,5	123	1'7	8,54
02/05/07 AR final		61,5	205	48,5	8,66
02/05/07 nova AR		89	200	46	8,6
03/05/2007	64	2,5	123	0,7	8,69
04/05/2007	65	5	122	1	8,46
08/05/2007	66	13,1	112	0,9	8,49
09/05/2007	67	14,3	128	1	8,53
09/05/07 AR final		88,5	180	41	8,79

Font: Elaboració pròpia (2007)

\*AR: Aigua residual

### **9. Assumpcions per a l'estimació del costos del procés combinat Sharon-Anammox.**

#### **Enginyeria civil**

Reactors Sharon i Anammox:

- Dipòsit de formigó aïllat amb tapa d'acer
- Bomba d'alimentació
- Instal·lació d'un dosificador de NaOH i emmagatzematge
- Sala d'operacions (edifici petit)
- Sense condicionament de les terres

Reactor Sharon:

- Instal·lació d'un dosificador de metanol i emmagatzematge



Reactor Anammox:

- Material de càrrega

### **Enginyeria mecànica**

Reactors Sharon i Anammox:

- Instal·lació de tubs d'acer inoxidable
- Instal·lació calefacció
- 

Reactor Sharon:

- 2 bombes d'alimentació (una operant i una altra en stand-by)
- Bufadors (encaixonats), a prop del tanc

Reactor Anammox:

- Instal·lacions by-pass

### **Enginyeria electrotècnica**

Reactors Sharon i Anammox:

- Alt nivell d'automatització
- Presència suficient d'alimentació elèctrica

Reactor Sharon:

- Control i mesurament de l'oxigen, pH i temperatura

Reactor Anammox:

- Control i mesurament del nitrit, pH i temperatura

### Costos de construcció

Els costos d'inversió han estat calculats tenint en compte el disseny dels diferents escenaris. Els costos de construcció inclouen:

- Els costos totals de construcció estan basats en els números de la companyia d'enginyeria Grontmij consultants, de Bilt, the Netherlands.
- Els costos addicionals inclouen, assegurances, taxes, permisos/concessions, estudi del sòl i costos legals. Aquests costos s'estimen en un 10% dels costos totals de construcció.
- Els costos d'imprevistos s'estimen en un 10% dels costos anteriors.
- Els costos de consultoria són un 10% dels costos anteriors.
- S'ha d'afegir un 17,5 d'IVA a tots els costos anteriors.

### Costos operacionals

Les despeses generals per a cada escenari estan relacionades amb els costos operacionals del tractament de les aigües residuals. S'han tingut en compte les següents assumpcions:

- S'assumeix una amortització de l'enginyeria civil i tècnica a 30 anys, mentre que per a l'enginyeria mecànica i electrotècnica és de 15 anys.
- Les despeses de capital s'han calculat anualment. Els interessos s'han mantingut al 8%.
- Els costos de manteniment per als treballs civils i tècnics pugen a un 0,5% anual, mentre que els de manteniment per als treballs mecànics i electrotècnics a un 3%.
- La quantitat per al personal és de 36.302 per any (1,5 persones/dia)

Per calcular el cost de l'energia i dels productes químics que es necessiten s'han fet servir els següents valors.

<b>Taula 5. Preus de l'energia i productes químics</b>		
<b>Materials</b>	<b>Preu sense IVA</b>	<b>Unitats</b>
Energia (electricitat)	0,068	(€/KWh)
Donador d'electrons (metanol)	0,136	(€/Kg)

Font: Fundació Stowa (2001)

**10. Activitats extractives on s'han aplicat fangs de depuradora (des de l'any 1994 fins a l'abril de 1997)**

<b>Taula 6. Activitats extractives on s'han aplicat fangs de depuradora (des de l'any 1994 fins a l'abril de 1997)</b>		
<b>Comarca</b>	<b>Nombre d'activitats</b>	
	<b>Extractives</b>	<b>Tones aplicades</b>
Alt Camp	3	2.550
Anoia	1	2.935
Bages	1	530
Baix Llobregat	2	1.540
Garraf	3	2.700
Gironès	2	1.460
Pla de l'Estany	1	3.028
Segrià	1	1.369
Vallès Occidental	2	3.000
Vallès Oriental	1	500
<b>TOTAL</b>	<b>17</b>	<b>19.612</b>

Font: Manual de restauració d'activitats extractives amb fangs de depuradora. (Recuperació de terrenys marginals). Junta de Sanejament (1996)

**11. Aptitud dels diferents tipus d'activitats extractives per admetre fangs de depuradora en la seva restauració.**

**Taula 7. Aptitud dels diferents tipus d'activitats extractives per admetre fangs de depuradora en la seva restauració.**

<b>Tipus de mineria</b>	<b>Dificultat de restauració</b>	<b>Viabilitat de l'aplicació de fangs de depuradora</b>	<b>Importació de terres</b>
Pedreres de roques dures (calcàries, granits, basalt, etc.)			
Sense residus estèrils: cimenteres, àrids de trituració	Alta	Moderada	Molt alta
Residus molt pedregosos: pedres decoratives, calcàries, etc	Mitjana	Alta	Alta

**Taula 7. Aptitud dels diferents tipus d'activitats extractives per admetre fangs de depuradora en la seva restauració.**

<b>Tipus de mineria</b>	<b>Dificultat de restauració</b>	<b>Viabilitat de l'aplicació de fangs de depuradora</b>	<b>Importació de terres</b>
Residus de composició problemàtica	Alta	Baixa	Molt alta
Explotacions dins la capa freàtica	-	Nul·la	Alta
Grans excavacions amb necessitat de rebliments	Mitjana	Limitada	Molt alta
Materials residuals de granulometria desequilibrada	Mitjana	Limitada	Alta
Materials molt erosionables	Baixa	Alta	No és aconsellable
Materials amb propietats físiques deficientes	Mitjana	Alta	No és aconsellable
Rumans salins	Alta	Limitada	Moderada

Font: Manual de restauració d'activitats extractives amb fangs de depuradora. (Recuperació de terrenys marginals). Junta de Sanejament (1996)