

BIOGÀS: UNA TECNOLOGIA MADURA EN INNOVACIÓ PERMANENT

Xavier Flotats Ripoll

Professor emèrit d'enginyeria ambiental a la Universitat Politècnica de Catalunya i membre de la Societat Catalana de Tecnologia.
xavier.flotats@upc.edu

Resum: Les tecnologies per a la producció de biogàs i biometà, vectors energètics renovables, es basen en el procés de digestió anaeròbia, amb més de 100 anys d'estudi i desenvolupament i amb més de 21.000 instal·lacions a Europa a l'actualitat. Malgrat això, no són conegudes pel gran públic, quan són una eina clau per convertir els residus orgànics domèstics i agroalimentaris o les dejeccions ramaderes en matèries primeres per obtenir productes per a la química de síntesi, per substituir fertilitzants minerals o per reemplaçar el gas natural d'origen fòssil. En el present article s'exposen les característiques del procés de digestió anaeròbia, els dissenys de sistemes que l'utilitzen, els avantatges ambientals que comporta i els costos econòmics de producció dels gasos obtinguts. El procés de digestió anaeròbia és clau per valoritzar els residus orgànics en el nou paradigma de l'economia circular.

Paraules clau: digestió anaeròbia, biogàs, biometà, energia renovable, reciclatge de nutrients.

BIOGAS: A MATURE TECHNOLOGY IN CONSTANT INNOVATION

Abstract: Technology for the production of biogas and biomethane, renewable energy vectors, is based on the anaerobic digestion process, with more than 100 years of study and development and currently with more than 21,000 facilities in Europe. Despite this, this kind of technology is not generally known, although it is a key tool for converting domestic and agrifood waste, or livestock manure, into raw materials to obtain products for the synthesis chemistry, to replace mineral fertilizers, or to replace fossil natural gas. This article describes the characteristics of the anaerobic digestion process, the design of systems which use it, the environmental advantages they entail, and the economic costs of producing the renewable gases. Anaerobic digestion is a key process to valorising organic waste in the new circular economy paradigm.

Keywords: anaerobic digestion, biogas, biomethane, renewable energy, nutrients recycling.

1. Introducció

L'energia continguda en els aliments prové de l'energia solar fixada pels organismes fotosintètics, igual que el contingut energètic dels efluents residuals de tota la cadena alimentària, des de les restes de collita, dejeccions ramaderes o residus de la indústria alimentària fins a la fracció orgànica dels residus domèstics o les femtes humanes a les aigües residuals. Els macro- i micronutrients que el cos humà necessita per viure, que corresponen alhora a la composició del cos (C, O, H, N, Ca, P i uns catorze elements més de la taula periòdica), procedeixen del CO₂ atmosfèric, del sòl agrícola i de les aigües. El cos d'un adult amb un pes estable no acumula aquests nutrients, els reposa amb l'alimentació i els excreta a través de l'alè, la transpiració, l'orina i la femta. Així vol dir que part de l'energia capturada durant la fotosíntesi, no utilitzada en el metabolisme dels animals i humans, així com quasi tots els nutrients, es troben als residus orgànics i a les aigües residuals de tota la cadena alimentària; també a les emissions gasoses que es produeixen, principalment metà (CH₄), òxid nitrós (N₂O),

ambdós amb efecte hivernacle, amoníac (NH₃) i compostos orgànics volàtils (COV).

El concepte *economia circular* també afecta el cicle d'aquests materials residuals, dels quals es pot aprofitar el contingut energètic, com a font d'energia renovable, i els nutrients, si aquests es poden recuperar de manera adequada per a la producció d'aliments. El procés que compleix les característiques d'aprofitament energètic i conservació de nutrients és la digestió anaeròbia, el qual produeix un gas combustible, anomenat *biogàs*, i un digestat, producte de la digestió, que conté tots els nutrients inicials. Aquest procés s'aplica a les plantes de biogàs, d'actualitat per haver aprovat el Govern de la Generalitat durant el 2024 una estratègia per a la seva implantació (Sarquella *et al.*, 2024) i una estratègia per a la gestió i ús del digestat (Carreras *et al.*, 2024).

Segons l'inventari de gasos amb efecte hivernacle de 2023 a Catalunya (OCCC, 2025), les activitats de gestió de fems i purins, la gestió i el tractament de residus, el dipòsit en abocadors, el tractament de les aigües residuals i l'aplicació de llots al sòl van emetre 128.288 tones de CH₄ a l'atmosfera, amb un efecte hivernacle equi-

valent a 3,6 milions de tones de CO₂ i un valor energètic d'1,78 TWh, si es considera un poder calorífic inferior (PCI) de 10 kWh/Nm³, una energia que es perd i que contamina. A partir de les emissions indirectes de N₂O de l'inventari de 2023, les emissions estimades de NH₃ de la gestió de fems i purins i de les activitats de fertilització orgànica i mineral van ser de 68.842 tones, un valor fertilitzant que es perd i que contamina.

El CH₄ és el component principal del biogàs, el qual es pot separar de la resta de gasos per obtenir biometà, amb característiques molt semblants al gas natural d'origen fòssil, la qual cosa permet substituir-lo.

L'objectiu del present article és exposar les característiques del procés de digestió anaeròbia, les tecnologies per al seu control i optimització, els seus avantatges ambientals, els processos de recuperació de nutrients, el grau d'implantació a Europa i els costos de producció de biometà.

2. Breu introducció històrica

Van Brakel (1980) considera que l'inici de la història científica de la digestió anaeròbia (DA) i el biogàs s'ha de datar el 1776 amb Volta, que va concloure que la quantitat de gas emès a zones pantanoses era funció de la quantitat de matèria orgànica en descomposició dipositada al fons, i que una certa proporció d'aquest gas a l'aire produïa una mescla inflamable.

La investigació sistemàtica de la DA va començar a la segona meitat del segle XIX. El 1884 Pasteur va presentar els resultats del seu equip sobre la fermentació de fems a 35 °C i va concloure que aquest procés podria significar una nova font d'energia per a calefacció i enllumenat. Va rebre encàrrecs per construir plantes de biogàs, però no els va acceptar argumentant que l'estat de la recerca era encara preliminar (Van Brakel, 1980).

A finals del segle XIX es documenten dues instal·lacions a Anglaterra i l'Índia. El 1895 el gas recollit d'una fossa sèptica que tractava aigües residuals alimentava part de la xarxa d'enllumenat públic d'Exeter. El 1897 es va instal·lar un digestor anaerobi a l'hospital de leprosos de Matinga (Bombai, Índia), alimentat amb els residus orgànics produïts. El biogàs obtingut es va utilitzar per a l'enllumenat i el 1907 també com a combustible per a un motor (Deublein i Steinhauser, 2008).

La revisió bibliogràfica publicada per Van Brakel (1980) fa referència a línies de recerca, publicacions, desenvolupaments tecnològics, patents o interessos governamentals en diferents països en el període 1900-1970, entre els quals destaquen França i Alemanya. En publicacions del període 1945-1960, s'estimava que la digestió anaeròbia no era rendible com a mètode de producció d'energia, tenint en compte els preus dels combustibles fòssils, però que la contribució al tractament de residus orgànics i a la producció de fertilitzants donava al biogàs un interès d'especial rellevància.

En consultar la base de dades SCOPUS de recerca publicada, cercant pels termes *anaerobic digestion* o *biogas* al títol, resum o paraules clau, es troben 52 articles en el període 1920-1969, 473 en el període 1970-1979 i 2.629 en el període 1980-1989. La recerca publicada sobre la DA ha augmentat gairebé exponencialment des de 1990 (vegeu la figura 1).

La influència de les publicacions procedents d'Alemanya i França va arribar a Espanya a la dècada dels anys cinquanta. L'any 1956 l'INIA (Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias) va començar a investigar amb una planta pilot de disseny francès i el 1960 va presentar resultats, amb la proposta que caldria aprofitar la font d'energia que representaven els fems per millorar el nivell de vida de la població rural (Cibrián, 1960). El mateix any, Bañolas de Ayala (1956), de l'Institut de Fermentacions Industrials

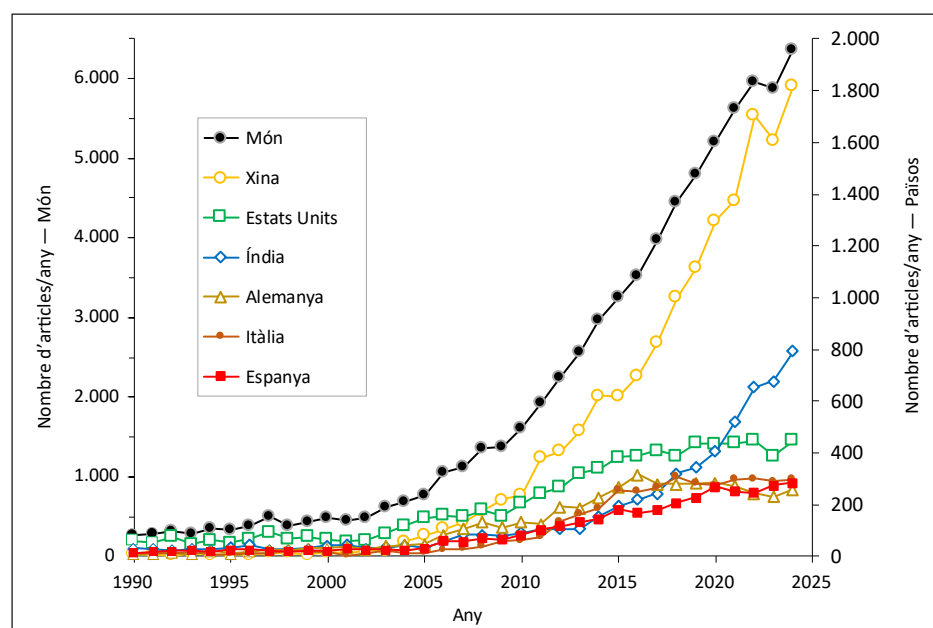


FIGURA 1. Nombre de treballs de recerca publicats anualment amb els termes *anaerobic digestion* o *biogas* al títol, resum o paraules clau, segons la base de dades SCOPUS (setembre de 2025), al món i als sis països amb més publicacions.
FONT: Elaboració pròpia.

de Sarrià, va proposar l'aplicació de la digestió anaeròbia a la fracció orgànica de residus municipals, il·lustrant el seu treball amb l'exposició del projecte constructiu d'una planta a Banyuls de la Marenda (França). Dues publicacions espanyoles posteriors, fins al 1965, citades per Van Brankel (1980), van continuar insistint en l'interès que l'aprofitament energètic del biogàs podia tenir per al desenvolupament rural a Espanya, però no hi ha evidències que es construís cap instal·lació en aquell període.

Les crisis del petroli dels anys setanta van tornar a despertar l'interès per l'estudi de la digestió anaeròbia com a mètode per produir energia. Demuynck, Nyns i Palz (1984) van identificar 546 plantes de biogàs a la Unió Europea i Suïssa a principis de 1983, amb l'inici de la construcció al sector ramader en el període 1979-1980, al sector industrial el 1980-1981 i l'aprofitament de biogàs de dipòsits de residus municipals el 1981-1982. A Catalunya i la resta d'Espanya també comença a partir de 1979 una intensa activitat en aquest camp, amb diverses jornades tècniques, seminaris i construcció de plantes pilot, la primera de les quals, a principis de 1980, a Torre Marimon, Caldes de Montbui, seu actual de l'Institut de Recerca i Tecnologia Agroalimentàries (IRTA), per experimentar amb biogàs de purins de porc, i l'any següent, una de contacte anaerobi per a la depuració d'aigües residuals d'elevada càrrega orgànica en una indústria alimentària (Canals i Adroer, 1981).

A l'experimentació inicial i la creació de grups d'investigació va seguir la construcció d'instal·lacions comercials promogudes per una línia de subvencions del Ministeri d'Agricultura espanyol (Reial decret 2454/1980, de 24 d'octubre). Aquella eferescència inicial no va tenir continuïtat en acabar-se les subvencions, en establir-se els preus del petroli i en no haver-hi legislació que promogués les plantes de biogàs com a eines de protecció ambiental. Tan sols una planta, construïda en una granja de porcs a la Garrotxa a principis dels anys vuitanta, va arribar als vint anys de funcionament (Flotats i Gibert, 2002). La digestió anaeròbia es va anar incorporant a plantes depuradores d'aigües residuals i a les de tractament de la fracció orgànica de residus municipals (FORM), però al sector agropecuari no es torna a activar el mercat d'aquestes instal·lacions fins a la promulgació del Reial decret 661/2007, de 25 de maig, en el qual per primera vegada a Espanya s'estableix una tarifa a la producció d'energia elèctrica a partir de biogàs superior a la de cogeneració amb gas natural (Flotats *et al.*, 2016).

La tarifa regulada per a la producció d'energia elèctrica a partir de biogàs es va aturar per a noves instal·lacions amb la promulgació del Reial decret 1/2012, de 27 de gener, cosa que va provocar l'aturada de projectes nous en el sector privat. Aquest mercat de plantes de biogàs no es torna a activar fins a l'any 2022, amb l'aprovació del Pla REPowerEU de la Unió Europea, el qual pretén activar la producció de biometà per substituir gas natural i reduir la dependència del gas de Rússia. A Espanya l'Hoja de Ruta del Biogàs, de 2022, actualitzada amb la revisió de setembre

de 2024 del PNIEC (Plan Nacional Integrado de Energía y Clima 2023-2030), i a Catalunya l'Estratègia Catalana del Biogàs (Sarquella *et al.*, 2024) van en la línia d'incentivar la construcció de noves instal·lacions i incrementar l'aportació del biogàs a la producció d'energia primària.

3. El procés de digestió anaeròbia

La digestió anaeròbia (DA) és un procés microbiològic que segueix diferents reaccions en un esquema sinèrgic en què la matèria orgànica es transforma, en absència d'oxigen, en biogàs, un gas inflamable constituït principalment per metà (CH_4) i diòxid de carboni (CO_2), amb traces d'altres components (humitat, pols, H_2S , NH_3 ,...), amb un contingut de CH_4 que oscil·la entre el 55% i el 75% en volum, depenent del substrat orgànic. La figura 2 mostra un esquema de les principals reaccions que es produeixen durant el procés de DA, els grups de microorganismes que les catalitzen i la distribució mitjana de DQO (demanda química d'oxigen) al llarg del procés.

Com que el procés es realitza en absència d'oxigen, la DQO és conservativa, és a dir, la DQO del substrat inicial és la suma de la DQO dels productes. Aquesta propietat permet el balanç de DQO, tant d'instal·lacions a escala de laboratori com industrials, per caracteritzar l'eficiència en la producció de CH_4 . La biodegradabilitat anaeròbia es defineix com la fracció de la DQO d'un substrat determinat que es transforma en CH_4 ($0,35 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{kg DQO}$), àcids grassos volàtils i microorganismes (Holliger *et al.*, 2016).

Els equilibris químics que afecten la dinàmica i l'estabilitat de la digestió anaeròbia també es descriuen a la figura 2. L'equilibri dinàmic entre anions i cations afecta la dinàmica del pH i, per tant, el procés de desenvolupament general, ja que el creixement òptim dels bacteris es troba al voltant de pH neutre. Totes les reaccions i equilibris químics indicats a la figura 2 s'inclouen en el model de digestió anaeròbia número 1 —ADM1— (Batstone *et al.*, 2002), que és el model de referència actual i la base per a nous desenvolupaments (Mo *et al.*, 2023). Amb aquest es pot simular el comportament de digestors anaerobis durant el transitori de les engegades o en fer un canvi en la composició del substrat, a partir de la caracterització detallada de cada component de la matèria primera d'entrada. Això converteix aquest model matemàtic en una eina rellevant per al disseny i operació d'instal·lacions, i també com a eina per a l'aprenentatge (Solera *et al.*, 2014).

La velocitat de cadascuna de les reaccions indicades a la figura 2 és diferent, de manera que la velocitat global del procés està controlada per la reacció més lenta. Per a substrats en què la matèria orgànica es troba majoritàriament en forma de partícules, la fase de desintegració i hidròlisi és sovint la limitant, mentre que, si es troba en forma soluble, la limitant és la metanogènesi, ja que l'acidogènesi i l'acetogènesi són comparativament més ràpides. En aquests dos casos extrems, és possible simplificar el model ADM1, adoptant les equacions de velocitat i estequio-

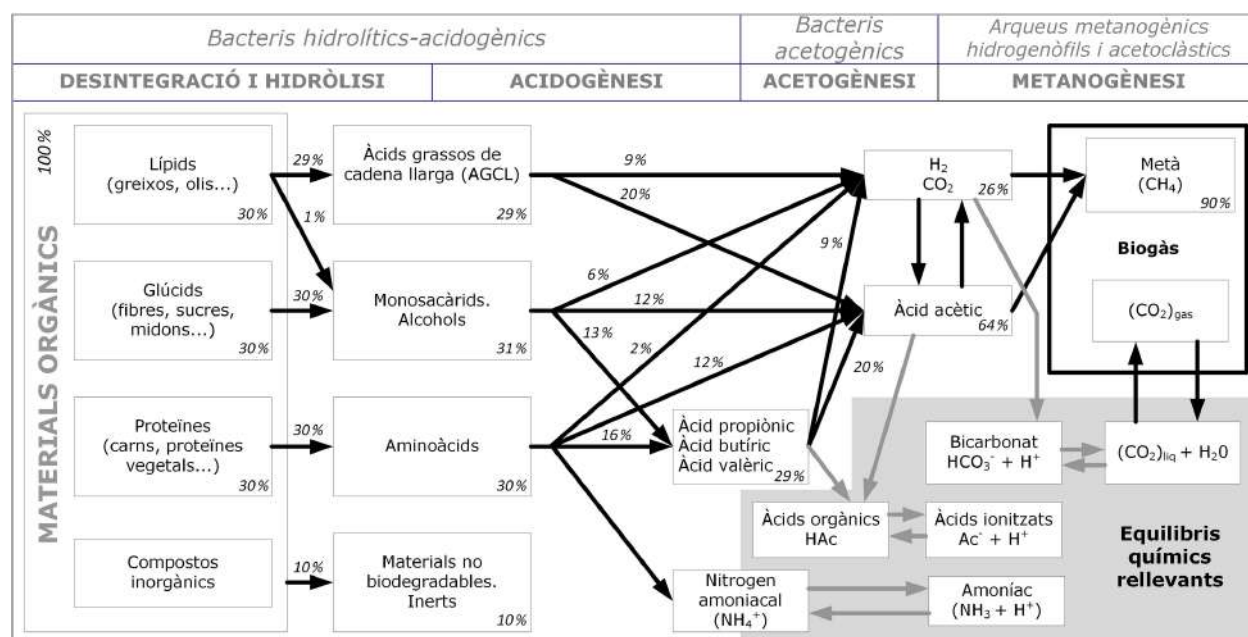


FIGURA 2. Representació esquemàtica del procés de digestió anaeròbia. Els valors (%) indiquen el flux de DQO per a un compost particulat constituït per un 10% de matèria orgànica no biodegradable i un 30% de carbohidrats, 30% de proteïnes i 30% de lípids, en termes de DQO, segons Batstone *et al.* (2002). FONT: Elaboració pròpia.

metria corresponents, per aproximar solucions per estat estacionari, quan el cabal i la composició de l'alimentació són constants.

Els processos de desintegració i hidròlisi són enzimàtics. Aquests enzims són produïts pels bacteris hidrolítics-acidogènics, de manera que la velocitat del procés depèn de la superfície de les partícules i de la concentració de bacteris. Hi ha diversos models per expressar aquesta doble dependència, dels quals el més simple es basa en la cinètica de Contois (Vavilin *et al.*, 2008). Aquesta cinètica tendeix a la de primer ordre, emprada per ADM1, quan el quocient entre la concentració de matèria orgànica particulada i la de microorganismes hidrolítics tendeix a zero. Per a la resta de processos biològics, ADM1 utilitza la cinètica de Monod, modificada quan la velocitat de reacció depèn de diversos substrats o de la presència d'inhibidors, com l'amoníac (NH_3), que afecta especialment els arqueus metanogènics acetoclàstics (Chen, Cheng i Creamer, 2008).

La velocitat de les reaccions d'acidogènesi i acetogènesi depèn de la pressió parcial d'hidrogen (H_2), llevat d'algunes dels sucres. Aquestes reaccions són termodinàmicament favorables, això és, la variació de l'energia lliure de Gibbs de la reacció corresponent és negativa i, per tant, els microorganismes poden obtenir energia per al seu creixement, quan la pressió parcial de H_2 és molt baixa. Per tant, perquè tinguin lloc, és necessària l'activitat dels arqueus metanogènics hidrogenotròfics, que van transformant el H_2 i el CO_2 en CH_4 , mantenint una concentració baixa de H_2 en el medi. Per aquest motiu es diu que el procés és *sintròfic*, resultat de la col·laboració o sinergia tròfica entre bacteris i arqueus. Arribar a l'equilibri necessari entre poblacions de microorganismes, per evitar que la reacció més lenta provoqui l'acumulació

d'algun dels compostos intermedis, fa que els períodes d'engegada d'un digestor puguin anar d'unes setmanes a uns mesos. Això també suggereix que els canvis en la composició o cabal de l'alimentació hagin de ser esglaonats, per afavorir l'adaptació dels microorganismes als canvis, que usualment n'afecten la concentració (Campos-Pozuelo, 2001).

En aquest equilibri mereix atenció la reacció de producció de H_2 i CO_2 a partir de l'àcid acètic, la qual requereix una molt baixa pressió parcial de H_2 . Aquests bacteris, SAO (bacteris sintròfics oxidants d'acètic), són menys sensibles a la inhibició per NH_3 que els metanogènics acetoclàstics, i poden competir a temps de retenció dels digestors elevats, ja que els SAO es caracteritzen per una taxa de creixement molt baixa (Schnürer, Houwen i Svensson, 1994). Les condicions de creixement dels SAO esmentades són la base del funcionament estable de digestors amb un elevat contingut de nitrogen amoniacal ($> 4 \text{ g N-NH}_4^+/\text{L}$) i un temps de retenció cel·lular elevat (> 50 dies), i és on la producció de CH_4 segueix la via hidrogenotròfica (Schnürer i Nordberg, 2008; Ruiz-Sánchez *et al.*, 2018).

A la figura 3 es mostren les zones en què les reaccions indicades són termodinàmicament possibles, les quals corresponen a les àrees dels triangles compresos entre la línia de la reacció indicada i la de la metanogènesi del H_2 ; per a pressions parcials més baixes, aquesta darrera reacció no és possible. Unes condicions que permetin estar prop del vèrtex superior d'un triangle impliquen una major energia disponible per als bacteris, una major taxa de creixement i més massa de substrat transformada en microorganismes, la qual cosa modifica l'estequiometria de la reacció biològica. Això darrer ha fet proposar modificacions al model ADM1 (Mo *et al.*, 2023).

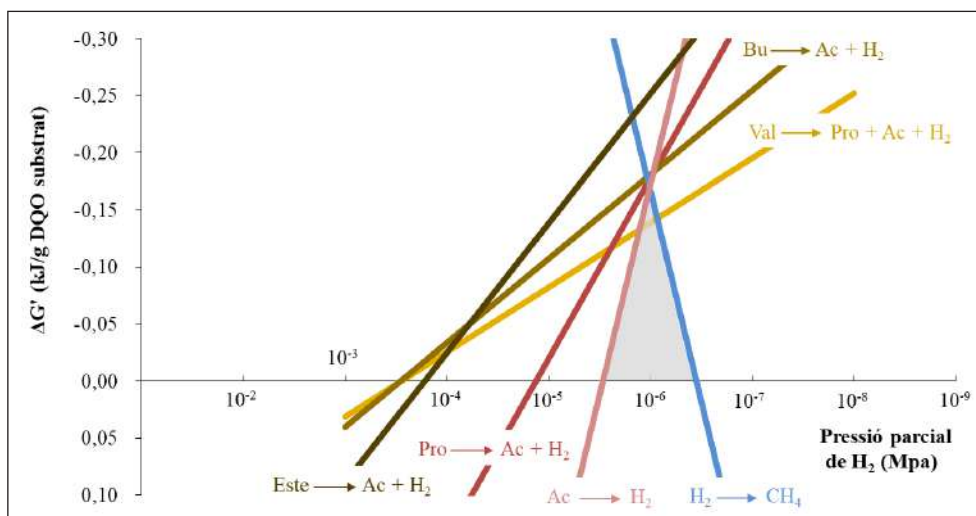


FIGURA 3. Variació de l'energia lliure de Gibbs (kJ/g DQO del substrat) en funció de la pressió parcial de H_2 per a les reaccions acetogèniques de l'estearat (Este), valerat (Val), butirat (Bu), propionat (Pro), oxidació de l'acetat (Ac) i metanogènesi del H_2 a 35 °C. Valors calculats utilitzant paràmetres i metodologia de Rittmann i McCarty (2001), amb les activitats següents: àcids: 1 mM; pressió parcial de CO_2 : 0,03 MPa; pressió parcial de CH_4 : 0,07 MPa; HCO_3^- : 56,2 mM. El triangle ombrejat il·lustra la zona en què és possible l'oxidació anaeròbia de l'àcid acètic per bacteris SAO.
FONT: Elaboració pròpia.

A part de la necessària baixa pressió parcial de H_2 per a l'acetogènesi dels àcids grassos de cadena llarga (AGCL), aquests produeixen una inhibició reversible, relacionada amb l'adsorció física d'aquests compostos i la seva acumulació sobre la paret cel·lular (Pereira *et al.*, 2005), sent la població metanogènica acetoclàstica la més afectada (Palatsi *et al.*, 2010; Juznic-Zonta *et al.*, 2013). Aquesta inhibició es pot evitar (Palatsi *et al.*, 2012; Affes *et al.*, 2013) i els reactors inhibits es poden recuperar utilitzant diferents estratègies (Palatsi *et al.*, 2009).

Per als aminoàcids les reaccions més favorables termodinàmicament són les Stickland, mitjançant les quals un aminoàcid s'oxida i cedeix electrons a un altre que es redueix (accepta electrons). Aquestes reaccions no estan afectades per la pressió parcial de H_2 , però requereixen l'aparellament dels aminoàcids. Quan en el medi no hi ha aminoàcids que es redueixen, l'acceptor d'electrons és H^+ , per donar H_2 , la qual cosa implica la necessitat d'activitat metanogènica hidrogenotròfica per disminuir la pressió parcial de H_2 i fer la reacció possible (Örlygsson, Houwen i Svensson, 1995). Aquesta diferència entre les dues rutes de descomposició anaeròbia dels aminoàcids explica diferents velocitats de reacció segons quina sigui la composició en aminoàcids de les proteïnes amb què s'alimenta un digestor (Flotats, Fernández i Palatsi, 2013).

Com es comprova, un procés de digestió anaeròbia estable és resultat de múltiples equilibris i relacions entre espècies de microorganismes, els quals, de fet, es donen a la natura, a zones pantanoses, a basses de purins o en dipòsits de residus amb matèria orgànica que emeten CH_4 . En una planta de biogàs es controla el procés per optimitzar-lo, i hi ha empreses especialitzades en l'ús de models matemàtics i simulació numèrica per assessorar en aquesta optimització.

4. Matèries primeres per a la producció de biogàs

Gairebé tots els compostos orgànics biodegradables es poden transformar en biogàs mitjançant la DA, i la biodegradabilitat és la característica que indica fins a quin punt això és possible. Les matèries primeres per a la producció de biogàs mitjançant DA són:

- Dejeccions ramaderes.
- Fracció orgànica de residus municipals, inclosos els residus alimentaris de càterings, restaurants i mercats.
- Residus orgànics de la indústria alimentària.
- Fangs de plantes de tractament biològic d'aigües residuals, urbanes i industrials.
- Aigües residuals amb un contingut elevat de matèria orgànica biodegradable.
- Restes de cultius herbacis.
- Cultius energètics i cultius intermedis.

Els cultius intermedis (*catch crops*, en anglès) es cultiven entre dos cultius alimentaris consecutius, amb l'objectiu d'assimilar els nutrients residuals del sòl, especialment els nitrats per evitar-ne la llixiviació. Aquests són adequats per al procés de DA sense interferir en la producció de cultius alimentaris i farratgers. Estudis de potencials de producció de biogàs per països, com el de Sedigas (2023) per a les comunitats autònomes espanyoles, els tenen en compte, però s'ha comprovat que el seu baix rendiment no els fan gaire atractius (Molinuevo-Salces *et al.*, 2015).

Les restes de cultius llenyosos no són interessants per a DA, ja que la lignina no és biodegradable per via anaeròbia; sí que ho són la cel·lulosa i l'hemicel·lulosa, molècules que queden protegides per la lignina a l'atac enzimàtic. Els materials lignocel·lulòsics requereixen un pretractament mecànic o químic per trencar les fibres.

Les dificultats per mesurar la DQO de materials orgànics sòlids i heterogenis, tot i ser superades amb la metodologia de Noguerol *et al.* (2012), han portat a caracteritzar la productivitat en metà respecte dels sòlids volàtils (SV). Per a un tipus de substrat determinat, els SV poden presentar diferents proporcions de lípids, proteïnes i carbohidrats, i fins i tot diferents biodegradabilitats, depenent de molts factors (vegeu la taula 1). Els valors publicats poden ajudar al disseny d'instal·lacions, però s'han de fer determinacions analítiques periòdicament per optimitzar l'operació dels digestors, degut a variacions en la composició, ja sigui per va-

riacions en el temps de magatzem de dejeccions abans de la DA (Bonmatí *et al.*, 2001), el qual afecta la relació DQO/SV (Palatsi *et al.*, 2005), ja sigui per variacions en l'eficiència de la separació domiciliària de la fracció orgànica de residus municipals (FORM) o dels mètodes per a la seva classificació (Cecchi *et al.*, 2003), que depenen de les polítiques de participació ciutadana (Flotats *et al.*, 2011), o ja sigui per variacions estacionals en la composició, com és el cas de residus de mercats de fruites i verdures (Edwiges *et al.*, 2018).

A causa del nombre de factors que afecten la qualitat i el rendiment en metà, els inventaris de residus orgànics

TAULA 1
Potencial de producció de metà per unitat de matèria orgànica (SV) per a diferents substrats orgànics, segons la referència que s'indica, i estimació del potencial per unitat de massa suposant una concentració en sòlids totals (ST) i volàtils (SV) determinada

Substrat orgànic	Potencial de producció (Nm³ CH₄ / kg SV)	Referència	Potencial de producció per al contingut de ST i SV indicat		
			ST (%)	SV/ST (%)	Nm³ CH₄ /t
Fracció orgànica de residus municipals					
Separada mecànicament	0,160 - 0,370	Cecchi <i>et al.</i> (2003)	75	44	53 - 122
De recollida selectiva	0,450 - 0,490	Cecchi <i>et al.</i> (2003)	35	88	139 - 151
De mercat de fruita i verdura	0,288 - 0,516	Edwiges <i>et al.</i> (2018)	10	92	25 - 45
Dejeccions ramaderes					
Purins de porc	0,067 - 0,557	Bonmatí <i>et al.</i> (2001)	4	67	2 - 15
Purins o fems de boví	0,280 - 0,540	Hashimoto (1986)	7	86	17 - 33
Gallinassa d'aviram	0,228 - 0,390	Al Seadi (2001)	25	80	46 - 78
Fracció sòlida purins porc	0,178 - 0,496	Jurado, Skiadas i Gavalà (2013)	32	79	45 - 125
Residus orgànics industrials					
Contingut intestinal	0,400 - 0,460	Angelidaki i Ellegaard (2003)	20	88	70 - 81
Residus d'escorxador (porcs)	0,580 - 0,960	Rodríguez-Abalde <i>et al.</i> (2011)	52	97	292 - 483
Residus d'escorxador (aus)	0,460 - 0,480	Rodríguez-Abalde <i>et al.</i> (2011)	33	87	130 - 136
Residus de cafè	0,240 - 0,280	Neves, Oliveira i Alves (2006)	16	98	37 - 43
Residus de cítrics	0,314 - 0,548	Ruiz <i>et al.</i> (2016)	18	96	54 - 95
Residus de peix	0,398 - 0,573	Kafle, Kim i Sung (2013)	35	90	125 - 181
Tractament d'aigües residuals					
Fangs primari (urbans)	0,307 - 0,489	Gavalà <i>et al.</i> (2003)	3	55	5 - 8
Fangs secundari (urbans)	0,191 - 0,244	Gavalà <i>et al.</i> (2003)	3	78	5 - 6
Greixos (urbans)	0,405 - 0,540	Silvestre <i>et al.</i> (2011)	13	85	44 - 58
Fangs d'escorxador	0,845 - 0,928	Luostarinen, Luste i Sillanpää (2009)	25	99	212 - 233
Cultius energètics					
Blat de moro (tota la planta)	0,204 - 0,450	Murphy <i>et al.</i> (2011)	50	90	92 - 203
Ordi	0,353 - 0,658	Murphy <i>et al.</i> (2011)	50	90	159 - 296
Remolatxa farratgera	0,420 - 0,500	Murphy <i>et al.</i> (2011)	50	90	189 - 225
Cultius intermedis					
Raves	0,274 - 0,474	Molinuevo-Salces, Fernández-Varela i Uellendahl (2014)	11	82	25 - 43
Colza	0,334 - 0,448	Molinuevo-Salces, Fernández-Varela i Uellendahl (2014)	14	86	42 - 56
Civada	0,250 - 0,527	Molinuevo-Salces, Fernández-Varela i Uellendahl (2014)	16	89	36 - 76

FONT: Elaboració pròpia.

destinats a la planificació de plantes de biogàs s'haurien de caracteritzar amb un grau d'incertesa o per intervals, tal com van fer Lorenz *et al.* (2013), en un estudi del potencial energètic del biogàs a Europa, o Vilamajó i Flotats (2011), en una anàlisi dels potencials dels residus orgànics industrials a Catalunya.

Els substrats sòlids per als quals el procés de desintegració és el pas limitant de la velocitat, o amb un alt contingut de compostos lignocel·lulòsics, són difícils o molt lents de biodegradar per DA. En aquests casos, un procés de pretractament podria millorar la producció de biogàs. S'han estudiat i aplicat amb èxit diversos mètodes, sols o combinats, segons el tipus de substrat:

- Processos físics: maceració, molta, baixa temperatura (<100 °C) o alta temperatura (100-210 °C), congelació/descongelació, alta pressió, explosió humida, explosió de vapor, ultrasons, microones, pols elèctrics.

- Processos químics: pretractament alcalí o àcid, bany amb solució d'amoníac, ozonització, procés Fenton.

- Processos biològics: predigestió aeròbica, ensitjament, addició d'enzims hidrolítics.

Un procés de pretractament determinat pot afectar de forma diferent segons la composició del substrat, de manera que no es pot concloure sobre la conveniència d'un mètode determinat, degut a la multitud de factors que hi intervenen (Carlson, Lagerkvist, Morgan-Sagastume, 2012). Per exemple, el pretractament tèrmic a baixa temperatura (70 °C) pot augmentar significativament la producció de metà a partir de residus d'escorxador quan la relació carbohidrats/proteïnes és baixa, i el contrari quan és alta, a causa de la formació de compostos recalcitrants per reaccions de Maillard (Rodríguez-Abalde *et al.*, 2011 i 2013). Atelge *et al.* (2020) proposen la combinació de pretractaments, per superar les limitacions de cadascun per separat.

5. Paràmetres ambientals i operacionals

Els paràmetres ambientals fan referència a condicions que s'han de mantenir per al desenvolupament del procés. Aquests són:

- *pH*, que s'ha de mantenir proper a la neutralitat.
- *Alcalinitat*, equivalent aproximadament a la concentració de bicarbonat, per assegurar la capacitat tampó i evitar l'acidificació. És recomanable una alcalinitat superior a 1,5 g CaCO₃/L.

- *Potencial redox*, amb valors recomanables inferiors a -350 mV.

- *Nutrients*, amb valors que assegurin el creixement dels microorganismes. Les dejeccions ramaderes, els fangs de depuració biològica i els residus orgànics municipals aporten usualment aquests nutrients.

- *Tòxics i inhibidors*, la concentració dels quals ha de ser la mínima possible. Aquests inhibidors es poden produir durant el procés per un problema d'inestabilitat, com l'augment de la pressió parcial d'hidrogen o la concentració d'àcids grassos volàtils no ionitzats, i el control s'acon-

segueix ajustant els paràmetres operacionals del sistema; o poden procedir d'algun dels residus a processar, com ara metalls pesants, sulfats, compostos fenòlics o desinfectants, per exemple, i el seu control en requereix la minimització a l'entrada. La dilució amb cosubstrats és possible sempre que no afecti la qualitat del digestat per a la seva valorització.

Els paràmetres operacionals fan referència a les condicions de treball dels reactors:

- *Temperatura*. Es pot operar en els rangs psicròfilic (temperatura ambient), mesofílic (temperatures al voltant dels 35-37 °C) o termofílic (temperatures al voltant dels 55 °C). Les taxes de creixement dels microorganismes i les de reacció augmenten a mesura que ho fa el rang de temperatura, però també la sensibilitat a alguns inhibidors.

- *Agitació*. En funció de la tipologia de reactor s'ha de transferir al sistema el nivell d'energia necessari per afavorir la transferència de substrat a les poblacions de bacteris, així com homogeneïtzar per evitar la sedimentació i la compactació de sòlids.

- *Temps de retenció hidràulic (TRH)*. És el quocient entre el volum útil del digestor (V) i el cabal de tractament (Q).

- *Temps de retenció cel·lular (TRC)* o de sòlids. És el quocient entre la massa de microorganismes en el digestor, de concentració X_1 , i el flux màssic de la seva evacuació a l'efluent, amb el digestat, de concentració X_2 . Utilitzant la nomenclatura de l'esquema de digestor de la figura 4,

$$TRC = \frac{VX_1}{QX_2} = TRH \frac{X_1}{X_2}.$$

Correspon al temps mitjà que els microorganismes romanen al reactor. Si aquest està completament homogeneïtzat, el TRC és igual que al TRH ($X_1 = X_2$). Si mitjançant alguna tècnica s'aconsegueix atrapar els microorganismes al reactor ($X_1 > X_2$), el TRC serà més gran que el TRH i s'aconsegueix una major eficiència amb menor TRH, ja que es mantenen més microorganismes actius en el reactor.

- *Velocitat de càrrega orgànica (VCO)*. És la massa de matèria orgànica introduïda al reactor, de concentració S_0 , per unitat de volum i temps:

$$VCO = \frac{QS_0}{V} = \frac{S_0}{TRH}.$$

A la figura 4 s'il·lustra l'efecte del TRH, del TRC i de la VCO en la producció de metà, per unitat de SV entrat a reactor o per unitat de massa tractada, i en la producció volumètrica de gas, utilitzant el model simplificat de Domènech i Flotats (1997) en règim estacionari. Aquest model es basa en la cinètica de Contois, amb la qual s'obté com a cas particular, quan $TRH = TRC$, el model de Chen i Hashimoto (1978), profusament utilitzat per a dejeccions ramaderes. En aquest model intervé la constant màxima de creixement dels microorganismes (μ_m , d⁻¹) i una constant K adimensional.

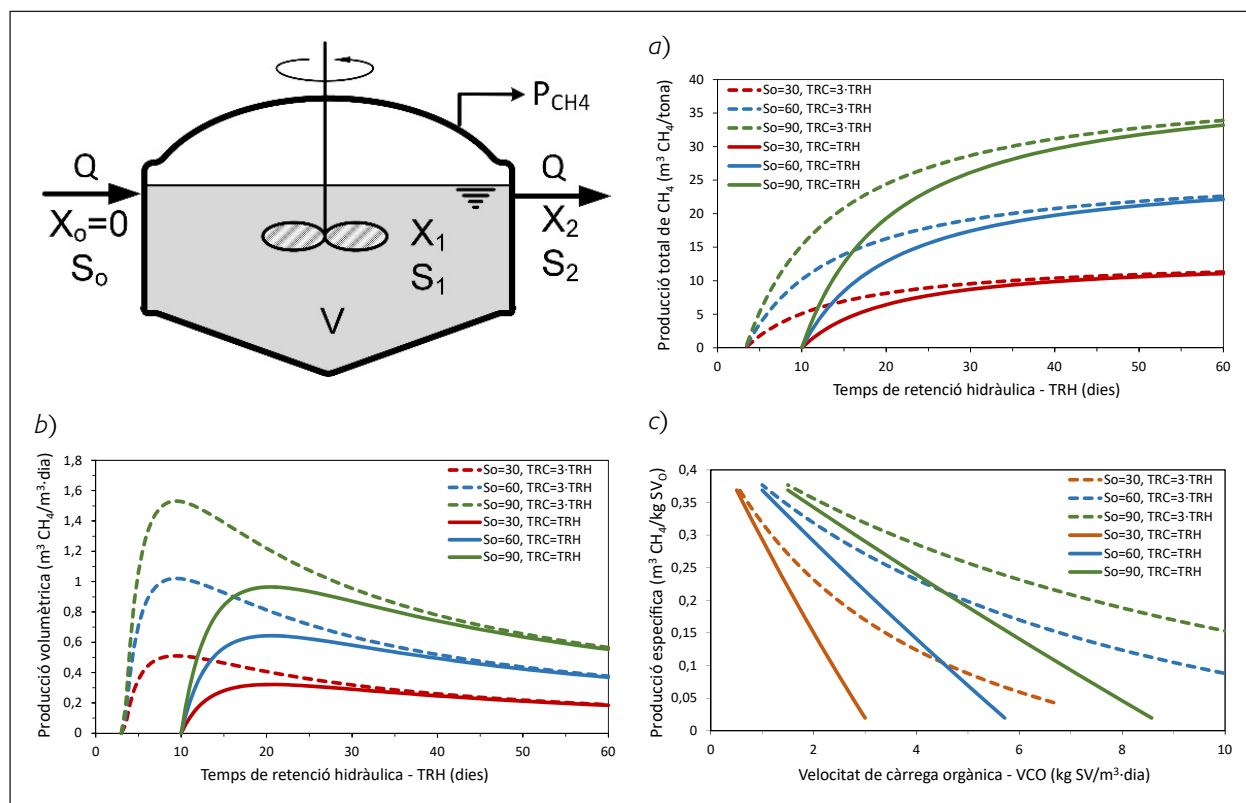


FIGURA 4. Efecte del TRH, TRC i la VCO en diferents paràmetres característics de la producció de metà en un reactor continu de digestió anaeròbia en règim estacionari, per a concentracions de matèria orgànica en l'alimentació (S_0) de 30, 60 i 90 kg SV / t, amb un potencial màxim de producció de metà de $0,45 m^3 CH_4 / kg SV$, $\mu_m = 0,1 d^{-1}$ i $K = 1,1$, suposant 1 tona = $1 m^3$. S'avalua l'efecte per a reactor de mescla completa (TRH = TRC) i per a un reactor amb retenció de microorganismes (TRC = 3TRH), amb concentracions de substrat $S_1 = S_2$, utilitzant el model de Domènech i Flotats (1997).

FONT: Elaboració pròpia.

En un reactor continu, completament homogeneïtzat (TRC=TRH), la producció de gas augmenta de manera asimptòtica (figura 4a) cap al valor màxim de producció ($0,45 m^3 CH_4 / kg SV \times 90 kg SV/t = 40,5 m^3 CH_4 / t$, per a una concentració de 90 kg SV / t). Aquesta corba es caracteritza pel fet de presentar un temps de retenció hidràulica mínim, per sota del qual no hi ha activitat. La producció diària de gas per unitat de volum de reactor es mostra a la figura 4b; aquesta velocitat presenta un màxim al voltant del temps de retenció hidràulica per a la qual l'eliminació de matèria orgànica, o la producció de gas per unitat de matèria orgànica tractada, és de l'ordre del 50 %, que disminueix per a temps de retenció més elevats. Això és lògic, perquè, a mesura que augmenta el temps de retenció, la concentració de substrat orgànic romanent per als bacteris va baixant. La relació entre la VCO i la producció de gas per unitat de matèria orgànica entrada a reactor ($m^3 CH_4 / kg SV_0$) es mostra a la figura 4c; en aquesta es comprova que, per a concentracions baixes de substrat (30 kg SV/t), petites variacions de la VCO impliquen grans variacions en la productivitat, mentre que a elevades concentracions les variacions són menys notables.

Si mitjançant algun sistema els bacteris són retinguts o atrapats a l'interior del reactor, s'incrementa l'activitat microbiana i les velocitats de reacció, augmenta el temps de retenció cel·lular per sobre de l'hidràulic i permet menors vo-

lums de reactor. A la figura 4a es comproven dos extrems: 1) reducció del temps mínim de retenció hidràulica, que permet l'activitat a menors temps de retenció; 2) a mesura que augmenta el temps de retenció hidràulica, la producció de gas tendeix al mateix valor que si no hi hagués retenció de microorganismes. També és així per a les corbes de velocitat de producció de gas (figura 4b). Amb retenció de biomassa, per a una mateixa velocitat de càrrega orgànica, la producció de gas és més elevada (figura 4c), tendint als mateixos valors que sense retenció a mesura que la VCO disminueix.

Per a residus sòlids, o en general substrats per als quals la matèria orgànica estigui majoritàriament en forma particulada, no és possible distingir i separar entre microorganismes i substrat sòlid, de manera que augmentar el temps de retenció cel·lular implica incrementar el temps de retenció de sòlids en general. En alguns dissenys, com es veurà a l'apartat següent, això és possible i aporta els avantatges de reduir el TRH, a costa de gestionar concentracions elevades de sòlids, cosa que implica maquinària específica. Per a dissenys simples operant amb substrats sòlids, com els reactors de mescla completa, és preferible un TRH elevat, ja que, pel que fa als costos, només implica un volum de reactor més gran, amb el mateix dimensionament de la resta dels equips.

Per a aigües residuals, o substrats líquids, en què la matèria orgànica es trobi majoritàriament en forma solu-

ble, l'interès de poder reduir el TRH, disminuir volum de reactor, processar un cabal alt i operar amb elevada activitat dels microorganismes és indubtable, i és el camp on els desenvolupaments per aconseguir un TRC elevat han aconseguit resultats més espectaculars.

6. Dissenys de reactors per a residus i aigües residuals

A part de la temperatura de funcionament, els reactors anaerobis es poden classificar segons el tipus de creixement de la biomassa (suspenso, granular o biofilm adherit), els mecanismes aplicats per retenir els microorganismes al reactor i el model de flux (flux completament agitat o de pistó, per lots o continu). La figura 5 en mostra alguns esquemes simplificats.

Un primer grup de bioreactors correspon als de baix cost, amb un model de flux indefinit o variable, com ara els antics dissenys xinesos, els tubulars de plàstic (Garfí *et al.*, 2016) o les llacunes anaeròbies cobertes per a purins líquids (Flotats, 2019a), aplicats en zones rurals. Amb aquests dissenys no es pot garantir una producció estable i òptima de biogàs, ja que els paràmetres de funcionament, com la temperatura, són difícils de controlar, però han demostrat un ampli ventall de beneficis ambientals, socials i econòmics.

El reactor de mescla completa o CSTR, acrònim en anglès de *continuous stirred tank reactor* (reactor de tipus tanc agitat continu), és el digestor més utilitzat (figura 5a) per a substrats amb menys del 15 % de ST, corresponent aproximadament a la concentració màxima de ST que el sistema d'agitació pot mantenir en suspensió. El TRH habitual és de 15 a 30 dies, amb el mateix TRC i VCO inferiors a 4 kg DQO / m³·d.

Per a concentracions de ST superiors al 20 %, es recomana el reactor continu de flux pistó (FP). Pot ser de flux descendent vertical (figura 5b) o horitzontal, amb recirculació contínua d'una fracció del digestat per garantir una concentració inicial de biomassa activa. S'utilitzen diferents dissenys de FP per a la FORM (Flotats *et al.*, 2016).

Quan s'aplica el CSTR a substrats per als quals la desintegració i la hidròlisi són les etapes limitants, és habitual combinar dos o tres digestors en sèrie (figura 5c) per aconseguir una concentració de ST més alta en el primer i augmentar la velocitat d'hidròlisi. Si el temps de retenció total és superior a 50 dies, s'afavoreix l'activitat dels SAO si la concentració d'amoniac és alta, la qual cosa és previsible quan el substrat conté una elevada concentració en proteïnes. Aquesta configuració aporta estabilitat per a la codigestió de fems amb altres materials orgànics complexos.

Un primer mètode simple d'augmentar el TRC per sobre del TRH és recircular part de la fracció sòlida del digestat a un reactor CSTR (figura 5d). Aquesta configuració s'anomena *procés de contacte anaerobi* i es pot aplicar a aigües residuals de la indústria alimentària, amb valors de TRH de l'ordre d'hores a pocs dies. Hi ha referències (Flotats *et al.*, 2016) de valors de VCO de fins a 12,9 kg de DQO / m³·d amb elimina-

cions de DQO de fins al 95 % per a aigües residuals de fàbriques de sucre. El desenvolupament de dissenys més eficients fa que el sistema sigui actualment poc utilitzat.

Una millora del procés de contacte anaerobi és l'AnMBR (bioreactor anaerobi de membrana), en què l'efluent digerit líquid s'extreu del sistema a través d'una membrana polimèrica, ceràmica o metàl·lica, per microfiltració o ultrafiltració, i els fangs retinguts es retornen al bioreactor, amb purgues periòdiques (figura 5e). Tot i que es va aplicar inicialment a aigües residuals petroquímiques, amb valors de TRC de fins a 175 d, VCO de 14,6 kg DQO / m³·d i una eliminació de DQO del 98 %, les seves propietats el fan aplicable a aigües residuals municipals, fins i tot a temperatura ambient (Ozgun *et al.*, 2013). L'element crític del sistema és la unitat de membranes, la qual requereix neteja sistemàtica (Giménez-Lorang *et al.*, 2021).

La retenció de sòlids també es pot aconseguir mitjançant la decantació interna en un AnSBR (reactor discontinu seqüencial anaerobi), un reactor discontinu que funciona seqüencialment amb els següents passos de temps per cicle: ompliment, reacció i agitació, decantació de biomassa i extracció del sobrenedant líquid, amb la purga de biomassa decantada adequada per mantenir el TRC desitjat. Els cicles successius afavoreixen l'enriquiment en microorganismes adaptats i un procés estable, només limitat per la decantabilitat dels fangs. La seva flexibilitat fa que aquest sistema sigui adaptable a diferents substrats, com ara la fracció líquida de purins de porc (Massé, Massé i Croteau, 2003) o les aigües residuals de la indústria vinícola (Donoso-Bravo *et al.*, 2009); amb aquestes aigües, Ortiz-Cabrera, Nayak i Flotats (2018) van aconseguir una eliminació de polifenols del 95 % després de diversos cicles d'adaptació dels microorganismes.

Els principals reactors basats en el creixement de biofilms, pel·lícula de microorganismes adherida a un suport físic, són els reactors FA (filtre anaerobi), DSFF (pel·lícula fixa estacionària de flux descendent) i LF (llit fluïditzat o expandit). El FA és un reactor amb rebliment, de flux ascendent, en el qual els bacteris s'adhereixen o bé queden atrapats als espais intersticials (figura 5f). El problema habitual d'obstrucció se supera en el reactor DSFF de flux descendent (figura 5g), en què el rebliment està orientat verticalment, cosa que permet fins a un 4 % de TS a l'influent. Els valors habituals de VCO per als reactors de biofilm estacionaris són d'1-12 kg DQO / m³·d (Tauseef, Abbasi i Abbasi, 2013). En els reactors de LF, el biofilm creix sobre petites partícules (sorra, carbó, resines, etc.) que s'expandeixen o fluïditzen pel flux de líquid ascendent. Tot i que s'han aplicat VCO de fins a 20-30 kg DQO / m³·d (Chernicharo, 2007), aquest sistema no s'aplica actualment a causa de problemes operacionals (Tauseef, Abbasi i Abbasi, 2013).

L'avenç en el desenvolupament de reactors anaerobis d'alta velocitat va ser l'UASB (llit de fang granular anaerobi de flux ascendent), en què grànuls densos i compactes de bacteris es retenen al reactor mitjançant decantació i per mitjà d'un dispositiu separador gas-líquid-sòlid a la part superior (figura 5i). El sistema va ser desenvolupat per

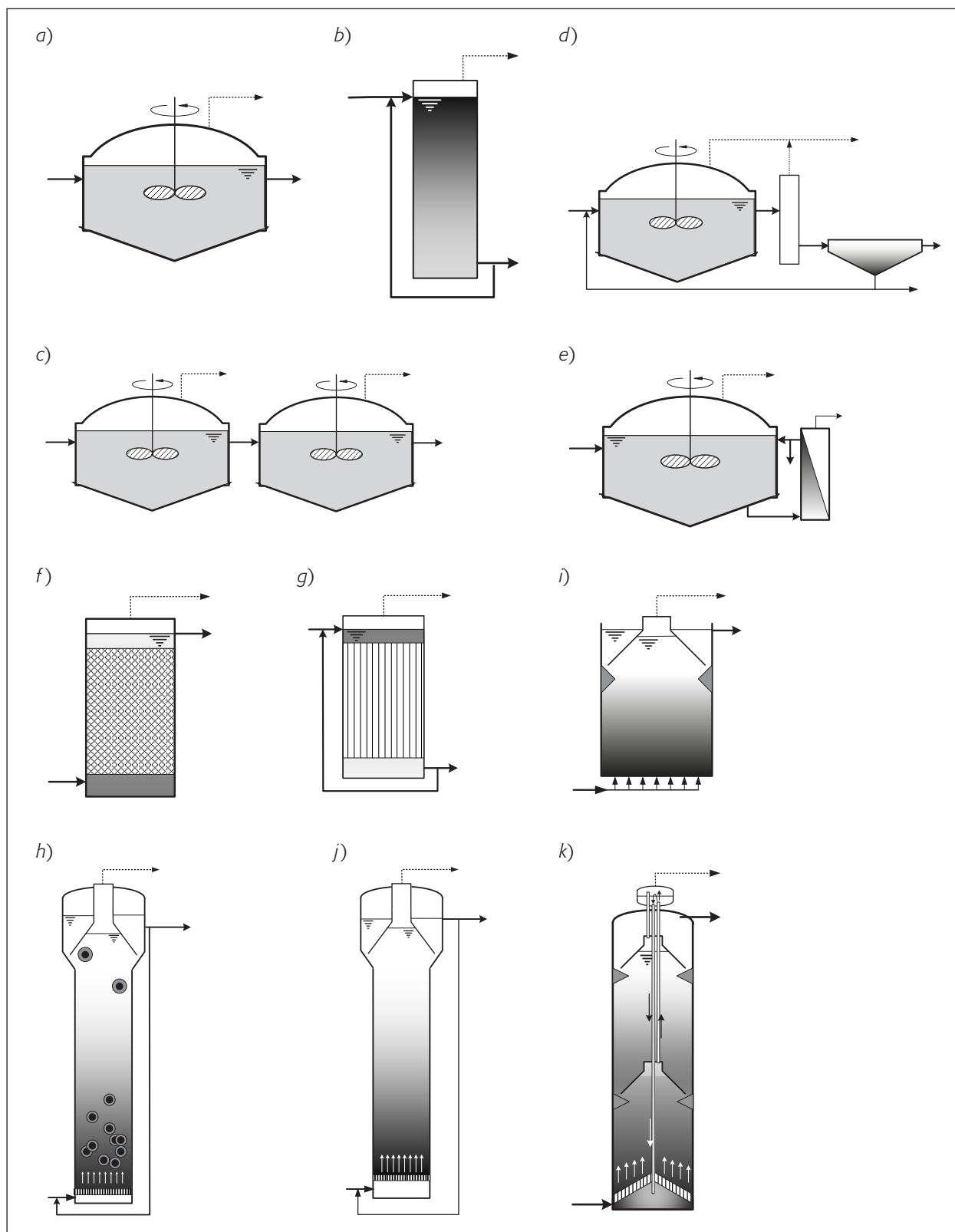


FIGURA 5. Esquemes simplificats de la configuració dels principals reactors anaerobis. a) CSTR (reactor de mescla completa); b) FP (flux pistó); c) CSTR en sèrie; d) procés de contacte anaerobi; e) AnMBR (bioreactor de membrana anaerobi); f) FA (filtre anaerobi); g) DSFF (reactor estacionari de pel·lícula fixa de flux descendent); h) LF (llit fluiditzat o expandit); i) UASB (llit de fang anaerobi granular de flux ascendent); j) EGSB (llit de fang granular expandit); k) CI (reactor de circulació interna).

FONT: Elaboració pròpia.

Lettinga *et al.* (1980), basant-se en l'observació de la formació de grànuls de bacteris, per a la qual hi ha diferents teories, relacionades amb factors físics, químics i biològics (Hulshoff-Pol *et al.*, 2004). En aquests grànuls s'afavoreix la transferència de H_2 entre les espècies que el constitueixen i s'evita l'augment de la seva concentració o pressió parcial. Els valors de la VCO van de 4 a 12 kg DQO / $m^3 \cdot d$, amb un TRH de l'ordre d'hores. Les millores del sistema UASB van conduir al desenvolupament del reactor EGSB (llit de fang granular expandit), en què els grànuls s'expandeixen mitjançant la circulació de líquid ascendent (figura 5j), i el reactor CI (circulació interna), amb dos compartiments on els grànuls i el fang no granular, que podrien sortir del sistema, circulen cap al fons, la qual cosa permet una retenció quasi completa de biomassa (figura 5k). Els valors habituals de la VCO es troben entre 15 i 35 kg DQO / $m^3 \cdot d$ (Tauseef, Abbasi i Abbasi, 2013), amb valors màxims que poden arribar als 45 kg DQO / $m^3 \cdot d$ (Lier, 2008).

El desenvolupament tecnològic des del CSTR fins als reactors anaerobis d'alta velocitat, EGSB i CI, ha representat un augment de 75 vegades l'eficiència, en termes de tractament aconseguit per unitat de volum de reactor (Lier, 2008), la qual cosa significa menys espai i més eficiència, producció d'energia i mitigació de gasos amb efecte hivernacle (GEH) que processos biològics aerobis. El cost d'inversió, però, és superior.

7. Digestió anaeròbia en el context de l'economia circular

En un context d'economia circular, a més de maximitzar l'eficiència global de la cadena alimentària, cal recuperar nutrients i micronutrients de tots els efluents residuals, així com el seu contingut energètic. En aquest context, cal canviar la nomenclatura utilitzada i passar del concepte *tractament*, que s'identifica com un mètode per reduir els impactes ambientals, al concepte *processament*, que s'identifica com un mètode per produir béns i serveis amb valor econòmic, adoptant l'estratègia tecnològica adequada. És a dir, transformar les plantes de tractament de residus i aigües residuals en noves fàbriques productores d'energia i compostos valoritzables, recuperant macro- i micronutrients, reduint la dependència de les matèries primeres fòssils i contribuint a la qualitat ambiental.

7.1. Producció d'energia renovable

Un biogàs procedent de la digestió anaeròbia amb un 65 % de CH_4 i un 35 % de CO_2 té un poder calorífic inferior (PCI) d'uns 6,5 kWh / Nm^3 i un poder calorífic superior (PCS) d'uns 7,2 kWh / Nm^3 (Feliu i Flotats, 2019). El mètode més senzill per aprofitar aquest contingut energètic és produir calor o vapor mitjançant una caldera, amb eficiències tèrmiques al voltant del 90 %. La producció combinada de calor i electri-

citat mitjançant una cogeneració és el mètode més utilitzat, però amb la limitació del consum local de calor per aprofitar al màxim aquesta transformació energètica. Per a aquests usos energètics, el biogàs s'ha de condicionar, disminuint humitat, pols, H_2S , siloxans i compostos halogenats per sota d'uns valors determinats, depenent de l'ús i dels equips (Bailón i Hinge, 2012).

A més dels usos clàssics del biogàs per a la producció d'energia tèrmica o elèctrica, l'ús com a combustible per a vehicles o com a substitut del gas natural, després d'un procés d'enriquiment (*upgrading* en anglès) per separar el CO_2 i obtenir metà (biometà), està guanyant interès a tot el món. La injecció a la xarxa de gas natural permet emmagatzemar i utilitzar el biometà de manera remota, per tal de consumir-lo quan i on l'eficiència de conversió d'energia sigui més elevada, en lloc d'una transformació local en electricitat sense una recuperació útil i eficient de l'energia tèrmica. El condicionament i l'enriquiment es poden fer mitjançant diverses tecnologies consolidades, descrites per Feliu i Flotats (2019), o altres en desenvolupament (Iglesias *et al.*, 2021).

La producció de biogàs en unitats d'energia primària de les 21.142 plantes inventariades el desembre de 2023 a la Unió Europea-27 va ser de 183,6 TWh, durant aquest any (EUROSTAT, 2025a), amb producció majoritària d'energia elèctrica i tèrmica. Al juny de 2025 n'hi havia 1.678 produint biometà, amb una capacitat de $7 \cdot 10^9 Nm^3 CH_4$ / any, uns 70 TWh/any, amb un 86 % d'instal·lacions injectant a la xarxa de gas natural (GIE, 2025). El país més actiu el 2025 és França, que ha incrementat la seva capacitat de producció de biometà en un 117 % en el període 2022-2025; França segueix un programa d'actuació per aconseguir un consum nul de gas natural d'origen fòssil el 2050 (ADEME, 2018).

La Xina va començar a aplicar la DA l'any 1929 per resoldre l'escassetat de combustible a les zones rurals, desenvolupant un disseny senzill i de baix cost utilitzat en 41,8 milions de digestors de biogàs a escala domèstica a la Xina rural i al voltant de 31.700 plantes de mitjana i gran escala; aquestes darreres estan actualment promocionades degut a la industrialització del sector agropecuari (Chen i Liu, 2017).

7.2. Mitigació de les emissions de gasos amb efecte hivernacle (GEH)

A la figura 6 es mostren dades d'estalvi d'emissions calculades per Giuntoli *et al.* (2017) per al biogàs o biometà de DA de fems, ensitjament de blat de moro i bioresidus, per a dues opcions, producció d'electricitat a partir de biogàs o ús vehicular del biometà, en comparació amb les emissions del mix elèctric europeu o de les del combustible mitjà europeu per a vehicles, respectivament. Aquestes dades són els valors per defecte d'estalvi adoptats per la Directiva europea d'energies renovables de 20 de novembre de 2023, EU/2023/2413 (REDIII). Aquests estalvis són molt sensibles a les emissions de metà de la mateixa planta de

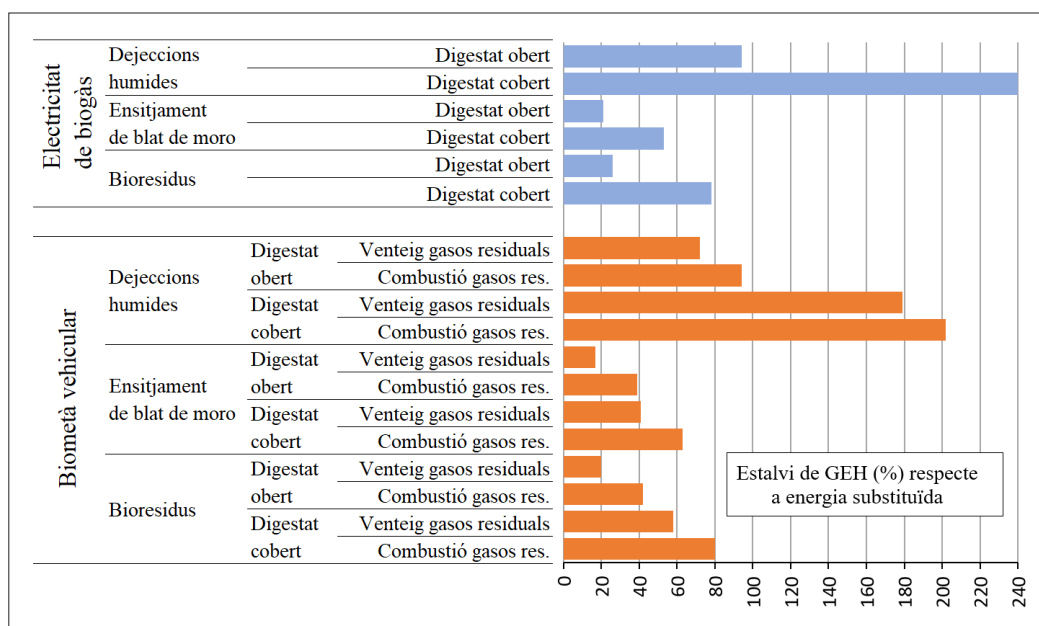


FIGURA 6. Estalvi de GEH per a la producció d'electricitat a partir de biogàs i de biometà per a vehicles, en comparació amb l'electricitat del mix europeu (183 g CO₂ eq / MJ_{el}) o amb el combustible per a vehicles (94 g CO₂ eq / MJ), respectivament.
FONT: Elaboració pròpia a partir de dades de Giuntoli *et al.* (2017).

biogàs, sobretot en el magatzem del digestat (Pardo, Moral i Del Prado, 2017); per aquest motiu els estalvis són superiors quan aquest és cobert. L'estalvi calculat és la suma de les emissions evitades amb la nova gestió dels residus i les estalviades per substituir un combustible fòssil. L'estalvi superior al 100% per als fems humits s'explica per l'emissió de CH₄ evitada durant l'emmagatzematge abans de l'aplicació al sòl com a fertilitzant. Els valors per defecte de la figura 6 podrien ser superiors per a dejeccions si el temps de magatzem a les granges, previ a la DA, fos el mínim possible (Flotats, 2024).

Tot i que els rendiments de metà són més elevats per a l'ensitjament de blat de moro (vegeu la taula 1), l'estalvi relativament baix d'emissions GEH es deu principalment a les emissions equivalents durant el cultiu i la collita. Aquest motiu i altres factors, com l'ús del sòl, la disminució de la biodiversitat, els cultius que competeixen amb els aliments, etc., expliquen els límits imposats en alguns països als cultius energètics, com França, on la quota màxima permesa en l'alimentació de les plantes de biogàs és del 15% (ADEME, 2018).

7.3. Millora del valor fertilitzant del digestat, sanejament i disminució de les olors

El procés anaerobi millora la qualitat dels fems i altres residus orgànics per a la seva posterior aplicació al sòl, degut a l'estabilització parcial o completa de la matèria orgànica, la reducció de la DQO, que evita zones anòxiques del sòl, la mineralització, l'homogeneïtzació, i la reducció de la mida i la viscositat de les partícules, cosa que millora la infiltració quan s'aplica com a fertilitzant (Al Seadi *et al.*, 2008). La

concentració de nitrogen amoniacal en el material digerit pot augmentar respecte a l'influent, cosa que afavoreix la disponibilitat de nitrogen per a les plantes si el digestat s'aplica al sòl per injecció superficial, per evitar la volatilització (Möller i Müller, 2012). Per evitar la volatilització i la pèrdua d'amoníac en el digestat, el seu dipòsit ha de ser cobert.

Després de la digestió anaeròbia hi ha una reducció significativa de les substàncies odoríferes (àcids orgànics, compostos fenòlics i altres compostos orgànics volàtils —COV—) respecte dels substrats inicials (Powers *et al.*, 1999; Lukehurst, Frost i Al Seadi, 2010). Malgrat aquesta reducció, en una revisió de Tamburini *et al.* (2023), els autors fan notar que en alguna zona de les instal·lacions les emissions poden ser rellevants i cal adoptar mesures de control. Aquest és el cas de les zones de recepció de residus, de magatzem i de tractament del digestat, les quals han de ser en circuit o recinte tancat i amb sistemes de tractament de l'aire. En cas de pretractament tèrmic d'algun residu orgànic, també es poden produir emissions de COV i, a part dels sistemes de ventilació i tractament de l'aire, calen proteccions per als operaris (Zheng *et al.*, 2020). Un gas perillós per la seva toxicitat és el sulfur d'hidrogen (H₂S), que es pot acumular en zones no ventilades i afectar els operaris en un radi de 30 metres de punts de fuga de biogàs, si aquest no ha estat condicionat (Stolecka i Rusin, 2021). El perill d'emissions molestes o tòxiques són coneguts i una planta ben dissenyada els ha de tenir en compte.

Mantenir el substrat en un règim de temperatura controlada (mesòfila o termòfila), durant un cert període de temps, produeix higienització a causa de la disminució d'organismes patògens termosensibles i paràsits animals, així com la inactivació completa d'ous i larves d'insectes,

Processos comprovats que es veuen afavorits per una digestió anaeròbia prèvia són: la precipitació d'estruvita, $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (Cerrillo *et al.*, 2015); la recuperació de nitrogen amoniacal en forma de sals o aigües amoniacals, amb poca o nul·la contaminació per compostos orgànics, mitjançant desorció amb aire a contracorrent (*stripping*) seguida d'una absorció en medi àcid (Bonmatí i Flotats, 2003a; Laurén *et al.*, 2013); la recuperació d'amoníac mitjançant membranes hidrofòbiques permeables a gasos, com el politetrafluoroetilè expandit, e-PTFE, les quals permeten extreure en continu amoníac dels digestors i evitar la inhibició en cas d'elevades concentracions (Ruiz-Sánchez *et al.*, 2017; González-García *et al.*, 2021); la concentració tèrmica de la fracció líquida del digestat a pH àcid mitjançant evaporació al buit, amb la qual es concentren els nutrients en menor volum per facilitar-ne el transport (Bonmatí i Flotats, 2003b). Aquest darrer mètode permet recuperar l'aigua del condensat amb una molt baixa contaminació per matèria orgànica i s'ha aplicat a plantes centralitzades de tractament de purins a Catalunya (Foged *et al.*, 2012) i a França (Feliu i Flotats, 2019).

7.4. Millora dels processos de recuperació de nutrients

Les estratègies tecnològiques que conduïxen a la recuperació de nitrogen i fòsfor es veuen afavorides per la mineralització, deguda a la digestió anaeròbia. La clau d'aquestes estratègies és obtenir productes que en permetin la valorització econòmica.

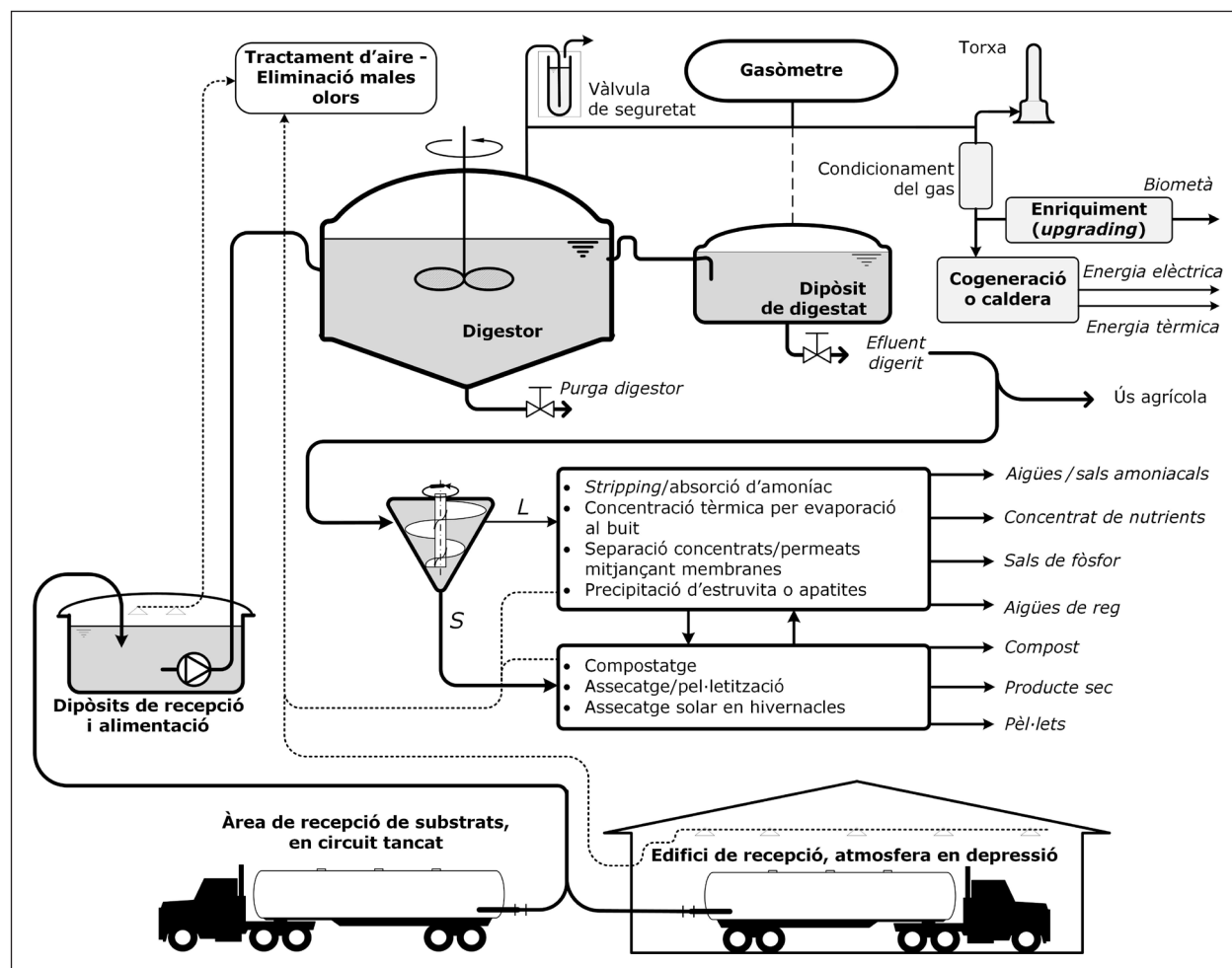


FIGURA 7. Esquema de planta de biogàs completa, amb producció d'energia tèrmica i elèctrica i/o biometà, així com productes derivats del processament del digestat. Cal notar que zones amb potencial emissió de mals olors han de ser controlades.

FONT: Elaboració pròpia.

tenció de productes fertilitzants a partir del processament del digestat.

7.5. Optimització de la producció i recuperació d'àcids grassos volàtils

Els àcids grassos volàtils (AGV), intermediaris del procés de DA, són productes valuosos per a la indústria química de síntesi; es poden utilitzar per a la producció d'àcids grassos de cadena mitjana i llarga, alcohols i polihidroxialcanoats (PHA), entre d'altres (Bastidas-Oyanedel *et al.*, 2015). L'àcid acètic s'utilitza en la producció de polímers, tereftalat de polietilè i dissolvents, i l'àcid butíric es fa servir en les indústries cosmètica, farmacèutica i alimentària (Jones *et al.*, 2015). La recuperació d'AGV podria ser més valuosa econòmicament que la producció de metà (Acosta i De Vrieze, 2018; Bastidas-Oyanedel i Schmidt, 2018).

La clau és maximitzar la producció d'AGV i minimitzar la generació de CH_4 , mitjançant la millora de la hidròlisi i el control del pH, la temperatura i el temps de retenció (Zhou *et al.*, 2018), així com optimitzar l'extracció posterior dels àcids (Sun *et al.*, 2024). El mètode proposat per Acosta i De Vrieze (2018) per optimitzar la producció d'AGV mentre es recupera el potencial de CH_4 restant és el disseny d'un sistema anaerobi en fase de temperatura (TPAD). Aquest està constituït per dos digestors anaerobis en sèrie (figura 5c) en què la primera etapa funciona en condicions termòfiles (50-60 °C), un TRH baix, de 2-5 dies, i una VCO elevada, de 10-15 kg DQO / $\text{m}^3\cdot\text{d}$. En canvi, la segona etapa o mesòfila funciona a un TRH alt, mínim de 15-25 dies, i una VCO baixa, de 0,5-5 kg DQO / $\text{m}^3\cdot\text{d}$, amb l'objectiu d'optimitzar la producció de biogàs. En el primer reactor es potencia la hidròlisi i s'acumulen els AGV i el H_2 , inhibint alhora les reaccions que depenen de la seva pressió parcial. Aquest disseny també permet la producció d'àcid làctic a partir d'hidrats de carboni, amb interès per a la producció de plàstics biodegradables (Ahiring *et al.*, 2016).

8. Grau d'implantació a Europa

A la figura 8 es mostra la producció *per capita* de biogàs per als anys 2010 i 2023, en unitats d'energia primària (kWh / hab-any), per als països de la Unió Europea (UE-27) i la seva mitjana global. Per a Catalunya, la producció estimada el 2023 va ser de 85 kWh / hab-any (Sarquella *et al.*, 2024).

Des de fa anys, diversos països van emprendre plans per promocionar el biogàs, com a energia renovable i com a mètode de gestió de residus orgànics amb reducció d'emissions de GEH. Per exemple, la primera planta centralitzada de tractament de dejeccions ramaderes i residus orgànics industrials a Dinamarca va engegar l'any 1986, i va seguir amb un pla de plantes centralitzades per a la producció d'electricitat i energia tèrmica per alimentar xarxes de calor municipals (Sandholt i Tafdrup, 1990). L'any 2025 aquell pla inicial ha portat a una generació de biometà

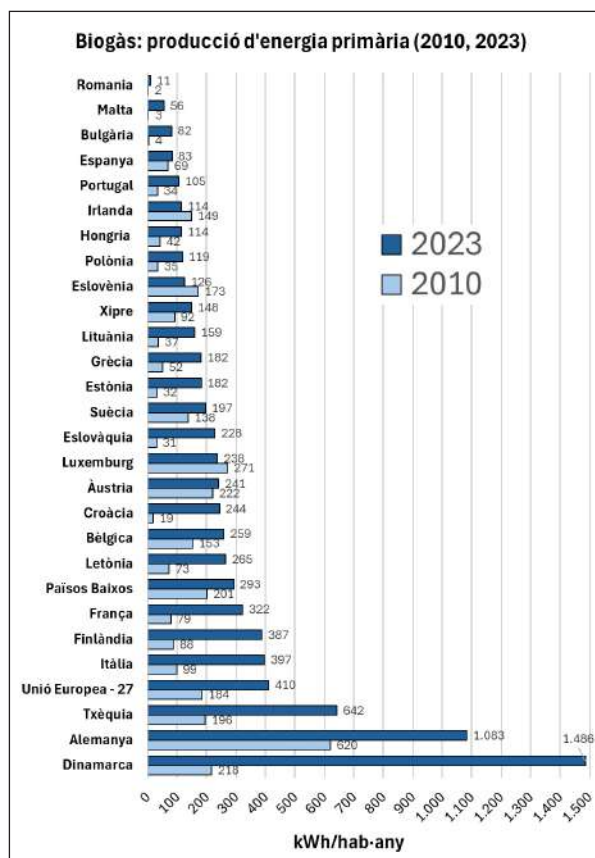


FIGURA 8. Producció *per capita* de biogàs en unitats d'energia primària (kWh / hab-any) en els anys que s'indiquen per als països de la UE-27. FONT: Elaboració pròpia a partir de dades d'EUROSTAT (2025a).

de 85.142 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4/\text{h}$ i una producció mitjana per planta de 1.468 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4/\text{h}$. En canvi, a França, la capacitat de producció de biometà el 2025 és de 190.711 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4/\text{h}$, amb una capacitat mitjana per planta de 251 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4/\text{h}$ (EBA, 2025). Aquesta diferència és deguda a un menor cost de producció per a plantes grans, degut a l'economia d'escala, la qual cosa permet el desenvolupament de noves instal·lacions sense ajudes apreciables del sector públic, en el cas de Dinamarca, mentre que a França, amb plans iniciats a principis de la dècada de 2010, es va aprovar una tarifa regulada que remunera el biometà injectat a la xarxa en funció de l'origen dels residus processats i el cost de producció, això és, un valor més elevat per a instal·lacions petites (Feliu i Flotats, 2019). Aquest darrer model permet un desenvolupament de projectes adaptats als cabals de producció local de residus i afavoreix la iniciativa de ramaders i agricultors.

En una anàlisi de les polítiques governamentals amb capacitat de promoure la implementació de plantes de biogàs, Edwards, Othman i Burn (2015) van trobar que eren les coordinades en quatre àmbits, simultàniament: 1) la lluita contra el canvi climàtic; 2) l'autosuficiència energètica; 3) la gestió de residus, i 4) el desenvolupament regional o rural. Aquestes polítiques s'han de traduir en incentius econòmics i/o en un marc d'acció estable a mitjà i llarg termini, per tal de proporcionar seguretat a les inversions.

9. Economia de la producció d'energia a partir de biogàs

Considerant els amplis avantatges ambientals de la DA, abordar l'estudi de rendibilitat d'un sistema només amb preus de l'energia limita l'anàlisi general. La reducció d'olors i la millora de la qualitat fertilitzant (Flotats i Gibert, 2002) o la reducció dels costos de gestió dels fems (Hjort-Gregersen, 2002) poden ser criteris de valor per adoptar una planta de biogàs, tot i que amb taxes internes de retorn baixes.

Els costos de producció d'electricitat mitjançant cogeneració a partir de biogàs, sense subvencions o primes, són més elevats que el preu mitjà a Europa de l'electricitat sense impostos, i tendeixen a la baixa a mesura que augmenta la potència elèctrica instal·lada, segons Flotats (2019b), amb dades del període 2013-2017, llevat d'algunes situacions en què es pugui rendibilitzar l'energia tèrmica. La seva adopció depèn molt de l'existència d'incentius a cada país, llevat que l'autoconsum, d'electricitat i energia tèrmica, permeti evitar la dependència de subministradors externs i els impostos corresponents, com és el cas de dues granges, una a Lleida i l'altra a Xile, descrites per Flotats (2019a).

Igual que per a la producció d'electricitat, la producció de biometà també presenta una marcada economia d'escala. A la figura 9 es mostren intervals de costos de producció de biogàs, enriquiment a biometà i injecció a la xarxa en funció de la capacitat de producció de biogàs. No s'hi tenen en compte els costos de gestió del digestat, els quals

poden ser poc rellevants per a plantes petites, de menys de 500 Nm³ biogàs / h, però importants per a plantes grans, i més si aquestes es troben en zones vulnerables a la contaminació per nitrats i amb elevada densitat ramadera. En aquest cas, el projecte de la planta ha de preveure la integració de la gestió del digestat en els plans d'acció com a zona vulnerable, i adoptar tecnologies de recuperació de nutrients per facilitar-ne l'exportació.

El preu o la remuneració del biometà ha d'incloure els costos de producció i el valor del certificat de reducció d'emissions per unitat d'energia produïda, més elevat per a biometà de dejeccions ramaderes (vegeu la figura 6), la qual cosa està prevista a la Directiva europea d'energies renovables de 2023 (REDIII). Per a plantes petites, amb costos més elevats, la seva implantació depèn d'esquemes de suport econòmic, incentius, mesures fiscals o tarifes regulades.

Sulewski *et al.* (2023), utilitzant un sistema diferent de classificació de costos, van trobar que aquests es troben entre 70 €/MWh per a plantes petites, de menys de 500 Nm³ biogàs / h, i 90 €/MWh per a plantes grans, de més de 800 Nm³ biogàs / h. En un informe de l'Associació Europea de Biogàs (EBA, 2022), els seus autors troben que el cost mitjà de producció del biometà a Europa és de 80 €/MWh, amb un 20 % del cost degut a gestió o compra de matèries primeres, un 40 % a costos d'inversió i un 40 % a costos d'operació. També, que en 30 anys aquests costos es podrien reduir entre 55 €/MWh i 67 €/MWh, per la disminució dels costos de l'enriquiment del gas i de les matèries primeres,

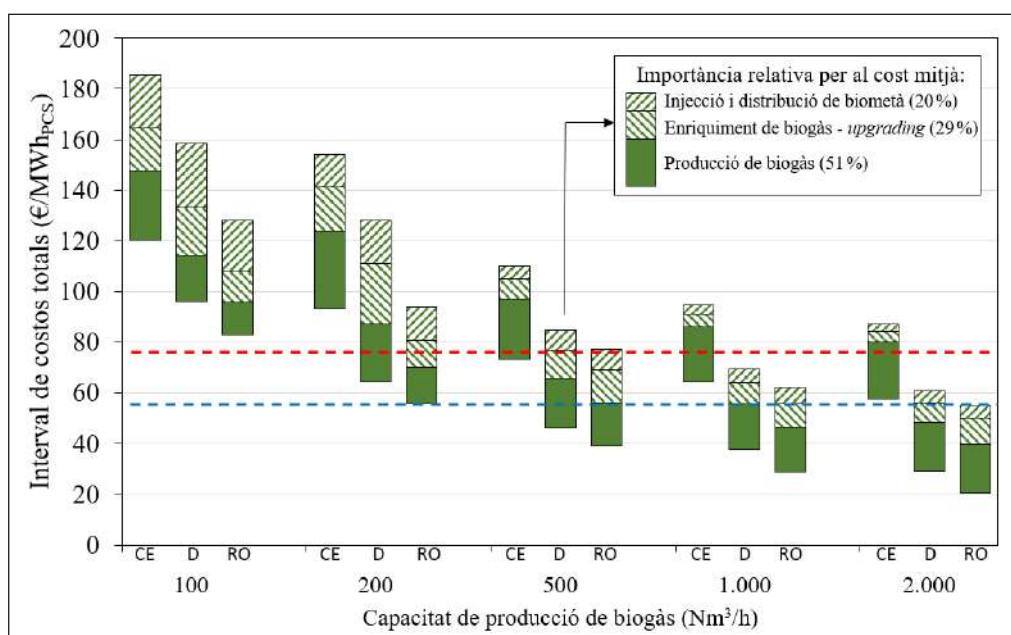


FIGURA 9. Intervals estimats (mínim i màxim) de costos de producció de biometà injectat a la xarxa de gas, per cultius energètics (CE), dejeccions ramaderes (D) i residus orgànics (RO), per a la capacitat de producció de biogàs indicada, segons dades de Thrän *et al.* (2014), Adler *et al.* (2014) i IRENA (2018). Cada barra, representativa de cada interval de costos, es divideix en tres àrees. La proporció entre aquestes tres àrees correspon al cost relatiu de cada grup de costos considerats. En el quadre s'indiquen, com a exemple, aquestes proporcions per a biogàs de dejeccions ramaderes i una capacitat de 500 Nm³ biogàs / h. Les línies horitzontals corresponen al preu mitjà de venda de gas natural a EU-27, sense impostos, en el període 2021-2024 (EUROSTAT, 2025b); línia vermella: consum domèstic; línia blava: consum industrial.

FONT: Elaboració pròpia.

les millores en els pretractaments per incrementar la producció de biogàs i la valorització econòmica del CO₂ biogènic, separat en el procés d'enriquiment.

10. Conclusions

La DA ha demostrat ser una tecnologia flexible amb una varietat de dissenys de reactors adaptats a moltes situacions, que transforma la matèria orgànica residual, líquida o sòlida, en productes intermedis valuosos, com ara els àcids grassos volàtils, que es poden recuperar, i finalment en biogàs, que es pot utilitzar per a la producció de calor i electricitat, o enriquir-lo a biometà. El biometà es pot utilitzar com a combustible per a vehicles o es pot injectar a la xarxa de gas natural; permet l'emmagatzematge, el transport i el consum allí on els usuaris poden utilitzar-lo amb la màxima eficiència. A part de contribuir a la reducció d'emissions de gasos amb efecte hivernacle, la DA millora tots els processos posteriors de recuperació de nutrients.

Probablement, l'evolució ascendent dels preus de combustibles i productes químics d'origen fòssil impulsarà la indústria de la DA en el futur. Mentrestant, però, aquesta depèn de la visió i les polítiques dels governs, responsables de la transició cap a un nou paradigma energètic i de bioeconomia circular. La digestió anaeròbia és una tecnologia clau en aquest nou paradigma.

Referències bibliogràfiques

- ACOSTA, N.; VRIEZE, J. de (2018). «Anaerobic digestion as key technology in the bio-based economy». A: STAMS, A.; SOUSA, D. (ed.). *Biogenesis of hydrocarbons*. Cham: Springer, p. 361-378.
- ADEME = AGENCE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE (2018). *A 100% renewable gas mix in 2050?: Study summary: Joint study of ADEME, GrDF and GRTgaz*. Angers: ADEME.
- ADLER, P.; BILLIG, E.; BROSIOWSKI, A.; DANIEL-GROMKE, J.; FALKE, I.; FISCHER, E.; GROPE, J.; HOLZHAMMER, U.; POSTEL, J.; SCHNUTENHAUS, J.; STECHER, K.; SZOMSIED, G.; TROMMLER, M.; URBAN, W. (2014). *Leitfaden Biogasaufbereitung und-einspeisung (Guideline biogas treatment and feeding)*. Gülzow-Prutzen: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR).
- AFFES, R.; PALATSI, J.; FLOTATS, X.; CARRÈRE, H.; STEYER, J. P.; BATIMELLI, A. (2013). «Saponification pretreatment and solids recirculation as a new anaerobic process for the treatment of slaughterhouse waste». *Bioresource Technology*, núm. 131, p. 460-467.
- AHRING, B. K.; TRAVERSO, J. J.; MURALI, N.; SRINIVAS, K. (2016). «Continuous fermentation of clarified corn stover hydrolysate for the production of lactic acid at high yield and productivity». *Biochemical Engineering Journal*, núm. 109, p. 162-169.
- AL SEADI, T. (2001). *Good practice in quality management of AD residues from biogas production*: International Energy Agency, Task 24: Energy from Biological Conversion of Organic Waste. Oxfordshire: IEA Bioenergy: AEA.
- AL SEADI, T.; RUTZ, D.; PRASSL, H.; KÖTTNER, M.; FINSTERWALDER, T.; VOLK, S.; JANSSEN, R. (2008). *Biogas handbook* [en línia]. Esbjerg: University of Southern Denmark. <<http://www.lemvigbiogas.com/BiogasHandbook.pdf>> [Consulta: juny 2025].
- ANGELIDAKI, I.; ELLEGAARD, L. (2003). «Codigestion of manure and organic wastes in centralized biogas plants; status and future trends». *Applied Biochemistry and Biotechnology*, núm. 109, p. 95-105.
- ATELGE, M. R.; ATABANIA, A. E.; RAJESH BANUC, J.; KRISA, D.; KAYA, M.; ESKICIOGLU, C.; KUMAR, G.; LEE, C.; YILDIZ, Y. S.; UNALAN, S.; MOHANASUNDARAM, R.; DUMAN, F. (2020). «A critical review of pretreatment technologies to enhance anaerobic digestion and energy recovery». *Fuel*, núm. 270, 117494.
- BAILÓN, L.; HINGE, J. (2012). *Biogas and bio-syngas upgrading*. Aarhus: Danish Technological Institute.
- BAÑOLAS DE AYALA, E. (1956). «Degradación de la materia orgánica contenida en las basuras y desechos. Utilización de los productos obtenidos por fermentación forménica». *Afinidad* (juliol-agost), p. 1-31.
- BASTIDAS-OYANEDEL, J. R.; BONK, F.; THOMSEN, M. H.; SCHMIDT, J. E. (2015). «Dark fermentation biorefinery in the present and future (bio)chemical industry». *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, núm. 14, p. 473-498.
- BASTIDAS-OYANEDEL, J. R.; SCHMIDT, J. E. (2018). «Increasing profits in food waste biorefinery. A techno-economic analysis». *Energies*, núm. 11, 1551.
- BATSTONE, D. J.; KELLER, J.; ANGELIDAKI, I.; KALYUZHNYI, S. V.; PAVLOSTATHIS, S. G.; ROZZI, A.; SANDERS, W. T. M.; SIEGRIST, H.; VAVILIN, V. A. (2002). *Anaerobic digestion model no. 1 (ADM1)*. Londres: IWA Publishing. (Scientific and Technical Report; 13)
- BONMATÍ, A.; FLOTATS, X. (2003a). «Air stripping of ammonia from pig slurry: Characterization and feasibility as a pre- or post-treatment to mesophilic anaerobic digestion». *Waste Management*, núm. 23, p. 261-272.
- (2003b). «Pig slurry concentration by vacuum evaporation: Influence of previous mesophilic anaerobic digestion process». *Journal of the Air & Waste Management Association*, núm. 53, p. 21-31.
- BONMATÍ, A.; FLOTATS, X.; MATEU, L.; CAMPOS, E. (2001). «Study of thermal hydrolysis as a pre-treatment to mesophilic anaerobic digestion of pig slurry». *Water Science and Technology*, núm. 44, p. 109-116.
- BRAKEL, J. van (1980). *The ignis fatuus of biogas. Small-scale anaerobic digesters («biogas plants»): A critical review of the pre-1970 literature*. Delft: Delft University Press.
- CAMPOS-POZUELO, E. (2001). *Optimización de la digestión anaerobia de purines de cerdo mediante codigestión con residuos orgánicos de la industria alimentaria*. Tesis doctoral. Lleida: Universitat de Lleida.
- CANALS, J.; ADROER, A. (1981). «Digestión anaeróbica de efluentes líquidos de alta carga orgánica - producción de biogás (ensayos en planta piloto industrial)». A: Congreso sobre Tecnologías de Bajo Costo para la Depuración de

- Aguas Residuales. Madrid, 18-20 de noviembre de 1981.* Madrid: Dirección General de Medio Ambiente (MOPU): Instituto de la Ingeniería de España.
- CARLSON, M.; LAGERKVIST, A.; MORGAN-SAGASTUME, F. (2012). «The effects of substrate pre-treatment on anaerobic digestion systems: A review». *Waste Management*, núm. 32, p. 1634-1650.
- CARRERAS, R.; POUS, J.; FERRETE, N.; VIRGILI, J. M.; PARERA, J.; MALLA, C.; GIRÓ, F.; POUS, M. (2024). *Estratègia catalana del digestat i pla d'acció 2024-2030* [en línia]. [S. l.]: Generalitat de Catalunya. <<https://ruralcat.gencat.cat/documents/d/guest/estrategia-catalana-digestat>> [Consulta: agost 2025].
- CECCHI, F.; TRAVERSO, P.; PAVAN, P.; BOLZONELLA, D.; INNOCENTI, L. (2003). «Characteristics of the OFMSW and behaviour of the anaerobic digestion process». A: MATA-ALVAREZ, J. (ed.). *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes*. Londres: IWA Publishing, p. 141-179.
- CERRILLO, M.; PALATSI, J.; COMAS, J.; VICENS, J.; BONMATÍ, A. (2015). «Struvite precipitation as a technology to be integrated in a manure anaerobic digestion treatment plant – Removal efficiency, crystal characterization and agricultural assessment». *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, núm. 90, p. 1135-1143.
- CHEN, Y.; CHENG, J. J.; CREAMER, K. S. (2008). «Inhibition of anaerobic digestion process: A review». *Bioresource Technology*, núm. 99, p. 4044-4064.
- CHEN, Y. R.; HASHIMOTO, A. G. (1978). «Kinetics of methane fermentation». *Biotechnology and Bioengineering Symposium*, núm. 8, p. 269-282.
- CHEN, Q.; LIU, T. (2017). «Biogas system in rural China: Upgrading from decentralized to centralized?». *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, núm. 78, p. 933-944.
- CHERNICHAO, C. A. L. (2007). *Anaerobic reactors*. Londres: IWA Publishing. (Biological Wastewater Treatment; 4)
- CIBRIAN, S. (1960). «Gas metano producido a partir de estiércol y residuos». *Boletín del Instituto Nacional de Investigaciones Agronómicas*, núm. 20, p. 319-327.
- DEMUYNCK, M.; NYNS, E. J.; PALZ, W. (1984). *Biogas plants in Europe: A practical handbook*. Dordrecht: D. Reidel Publishing Company. (Energy from Biomass; 6)
- DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. (2008). *Biogas from waste and renewable resources: An introduction*. Weinheim: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.
- DOMÈNECH, P. L.; FLOTATS, X. (1997). «A simplified mathematical model for an upflow anaerobic fixed film reactor under transient loading» [en línia]. *Hungarian Journal of Industrial Chemistry*, núm. 25, p. 315-320. <<http://hdl.handle.net/2117/6744>> [Consulta: juny 2025].
- DONOSO-BRAVO, A.; ROSENKRANZ, F.; VALDIVIA, V.; TORRIJOS, M.; RUIZ-FILIPPI, G.; CHAMY, R. (2009). «Anaerobic sequencing batch reactor as an alternative for the biological treatment of wine distillery effluents». *Water Science and Technology*, núm. 60, p. 1155-1160.
- EBA = EUROPEAN BIOGAS ASSOCIATION (2022). *Statistical report 2022* [en línia]. Brussel·les: European Biogas Association. <https://www.europeanbiogas.eu/wp-content/uploads/2022/12/EBA-Statistical-Report-2022_-Short-version.pdf> [Consulta: setembre 2025].
- EBA = EUROPEAN BIOGAS ASSOCIATION (2025). *European biomethane capacity hits 7 bcm – Stronger policy support needed to sustain momentum* [en línia]. Brussel·les: European Biogas Association. <<https://www.europeanbiogas.eu/european-biomethane-capacity-hits-7-bcm-stronger-policy-support-needed-to-sustain-momentum/>> [Consulta: setembre 2025].
- EDWARDS, J.; OTHMAN, M.; BURN, S. (2015). «A review of policy drivers and barriers for the use of anaerobic digestion in Europe, the United States and Australia». *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, núm. 52, p. 815-828.
- EDWIGES, T.; MAYER, B.; FRARE, L.; LINS, L.; TRIOLO, J. M.; FLOTATS, X.; SAROLLI, M. (2018). «Influence of chemical composition on biochemical methane potential of fruit and vegetable waste». *Waste Management*, núm. 71, p. 618-625.
- EUROSTAT (2025a). *Energy flow - Sankey diagram data; Population change - Demographic balance and crude rates at national level* [en línia]. <<https://ec.europa.eu/eurostat/>> [Consulta: maig 2025].
- (2025b). *Natural gas price statistics* [en línia]. <<https://ec.europa.eu/eurostat/>> [Consulta: setembre 2025].
- FELIU, A.; FLOTATS, X. (2019). *Los gases renovables: Un vector energético emergente* [en línia]. Madrid: Publicaciones de la Fundación Naturgy. <<https://www.fundacionnaturgy.org/ca/publicacion/els-gasos-renovables-un-vector-energetic-emergent/>> [Consulta: agost 2025].
- FLOTATS, X. (2019a). «Gestión y tratamiento de purines III. Análisis de casos: del problema a la oportunidad». *SUIS*, núm. 158, p. 32-41.
- (2019b). «Biogas: perspectives of an old technology». A: BASTIDAS-OYANEDEL, J. R.; SCHMIDT, J. E. (ed.). *Biorefinery – Integrated sustainable processes for biomass conversion to bio-materials, biofuels, and fertilizers*. Cham: Springer.
- (2024). «Biogás de deyecciones líquidas: la importancia del tiempo de almacén previo». *RETEMA: Revista Técnica del Medio Ambiente*, núm. 257, p. 146-151.
- FLOTATS, X.; BONMATÍ, A.; FERNÁNDEZ, B.; SALES, D.; AYMERICH, E.; IRIZAR, J.; PALATSI, J.; ROMERO, L. I.; PÉREZ, M.; VICENT, T.; FONT, X. (2016). *Ingeniería y aspectos técnicos de la digestión anaeróbica*. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa: Red Española de Compostaje. (De residuo a Recurso, el Camino hacia la Sostenibilidad; II.4)
- FLOTATS, X.; BURGOS, E.; TEY, L.; FRESNO, J. (2011). «La implicación ciudadana como factor clave para el éxito de los procesos de digestión anaerobia». *Infoenviro*, núm. 62, p. 39-43.
- FLOTATS, X.; FERNÁNDEZ, B.; PALATSI, J. (2013). «Characterization of the anaerobic digestion of proteins containing animal by-products, using simultaneous batch experiments» [en línia]. A: *Proceedings of the 13th World Congress on Anaerobic Digestion (AD13)*. Santiago de Compostela: USC. <<http://hdl.handle.net/2117/97998>> [Consulta: agost 2025].
- FLOTATS, X.; GIBERT, V. (2002). «Mas el Cros biogas plant. Evaluation of 18 years in operation». A: KALYUZHNYI, S. (ed.).

- Proceedings of the 7th FAO/SREN Workshop on Anaerobic Digestion for Sustainability in Waste (Water) Treatment and Reuse*. Vol. 1. Moscou: Moscow State University, p. 172-180.
- FOGED, H. L.; FLOTATS, X.; BONMATÍ, A.; SCHELDE, K. M.; PALATSI, J.; MAGRÍ, A.; ZONTA, Z. J. (2012). *Assessment of economic feasibility and environmental performance of manure processing technologies: Technical Report No. IV to the European Commission, Directorate-General Environment* [en línia]. <<http://hdl.handle.net/2117/18947>> [Consulta: setembre 2025].
- GARFÍ, M.; MARTÍ-HERRERO, J.; GARWOOD, A.; FERRER, I. (2016). «Household anaerobic digesters for biogas production in Latin America: A review». *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, núm. 60, p. 599-614.
- GAVALA, H. N.; YENAL, U.; SKIADAS, I. V.; WESTERMANN, P.; AHRING, B. K. (2003). «Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pretreatment at elevated temperature». *Water Research*, núm. 37, p. 4561-457.
- GIE = GAS INFRASTRUCTURE EUROPE (2025). «European biomethane map» [en línia]. A: *Gas Infrastructure Europe*. <<https://www.gie.eu/publications/maps/european-biomethane-map/>> [Consulta: juliol 2025].
- GIMÉNEZ-LORANG, A.; VÁZQUEZ-PADÍN, J. R.; DORADO-BARRAGÁN, C.; SÁNCHEZ-SANTOS, G.; VILA-ARMADAS, S.; FLOTATS-RIPOLL, X. (2021). «Treatment of the supernatant of anaerobically digested organic fraction of municipal solid waste in a demo-scale mesophilic external anaerobic membrane bioreactor». *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, núm. 9, 642747.
- GIUNTOLI, J.; AGOSTINI, A.; EDWARDS, R.; MARELLI, L. (2017). *Solid and gaseous bioenergy pathways: Input values and GHG emissions: Calculated according to the methodology set in COM(2016) 767* [en línia]. JRC Science and Policy Reports, European Commission, Report EUR 27215 EN. Luxembourg: Publications Office of the European Union. <<https://doi.org/10.2790/27486>> [Consulta: agost 2025].
- GONZÁLEZ-GARCÍA, I.; RIAÑO, B.; MOLINUEVO-SALCES, B.; VANOTTI, M. B.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M. C. (2021). «Improved anaerobic digestion of swine manure by simultaneous ammonia recovery using gas-permeable membranes». *Water Research*, núm. 190, 116789.
- HASHIMOTO, A. G. (1986). «Ammonia inhibition of methanogenesis from cattle wastes». *Agricultural Wastes*, núm. 17, p. 241-261.
- HJORT-GREGENSEN, K. (2002). «Development and implementation of the Danish centralised biogas concept – Financial aspects». A: IERLAND, E. C. van; LANSINK, A. O. (ed.). *Economics of sustainable energy in agriculture*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, p. 177-188.
- HOLLIGER, C.; ALVES, M.; ANDRADE, D.; ANGELIDAKI, I.; ASTALS, S.; BAIER, U.; BOUGRIER, C.; BUFFIÈRE, P.; CARBALLA, M.; WILDE, V. de; EBERTSEDER, F.; FERNÁNDEZ, B.; FICARA, E.; FOTIDIS, I.; FRIGON, J. C.; FRUTEAU DE LACLOS, H.; GHASIMI, D. S. M.; HACK, G.; HARTTEL, M.; HEERENKLAGE, J.; HORVÁTH, I. S.; JENICEK, P.; KOCH, K.; KRAUTWALD, J.; LIZASOAIN, J.; LIU, J.; MOSBERGER, L.; NISTOR, M.; OECHSNER, H.; OLIVEIRA, J. V.; PATERSON, M.; PAUSS, A.; POMMIER, S.; PORQUEDDU, I.; RAPOSO, F.; RIBEIRO, T.; RÜSCH-PFUND, F.; STRÖMBERG, S.; TORRIJOS, M.; EEKERT, M. van; LIER, J. van; WEDWITSCHKA, H.; WIERINCK, I. (2016). «Towards a standardization of biomethane potential tests». *Water Science and Technology*, núm. 74, p. 2515-2522.
- HULSHOFF-POL, L. W.; CASTRO LOPES, S. I. de; LETTINGA, G.; LENS, P. N. L. (2004). «Anaerobic sludge granulation». *Water Research*, núm. 38, p. 1376-1389.
- IGLESIAS, R.; MUÑOZ, R.; POLANCO, M.; DÍAZ, I.; SUSMOZAS, A.; MORENO, A. D.; GUIRADO, M.; CARRERAS, N.; BALLESTEROS, M. (2021). «Biogas from anaerobic digestion as an energy vector: Current upgrading development». *Energies*, núm. 14, 2742.
- IRENA (2018). *Biogas for road vehicles: Technology brief*. Abu Dhabi: International Renewable Energy Agency.
- JOHANSEN, A.; NIELSEN, H. B.; HANSEN, C. M.; ANDREASEN, C.; CARLSGART, J.; HAUGGARD-NIELSEN, H.; ROEPSTORFF, A. (2013). «Survival of weed seeds and animal parasites as affected by anaerobic digestion at meso- and thermophilic conditions». *Waste Management*, núm. 33, p. 807-812.
- JONES, R. J.; MASSANET-NICOLAU, J.; GUWY, A.; PREMIER, G. C.; DINSDALE, R. M.; REILLY, M. (2015). «Removal and recovery of inhibitory volatile fatty acids from mixed acid fermentations by conventional electrodialysis». *Biore-source Technology*, núm. 189, p. 279-284.
- JURADO, E.; SKIADAS, I. V.; GAVALA, H. N. (2013). «Enhanced methane productivity from manure fibers by aqueous ammonia soaking pretreatment». *Applied Energy*, núm. 109, p. 104-111.
- JUZNIC-ZONTA, Z.; ALVES, M. M.; FLOTATS, X.; PALATSI, J. (2013). «Modelling inhibitory effects of long chain fatty acids in the anaerobic digestion process». *Water Research*, núm. 47, p. 1369-1380.
- KAFLE, G. K.; KIM, S. H.; SUNG, K. I. (2013). «Ensiling of fish industry waste for biogas production: A lab scale evaluation of biochemical methane potential (BMP) and kinetics». *Biore-source Technology*, núm. 127, p. 326-336.
- LAURENI, M.; PALATSI, J.; LLOVERA, M.; BONMATÍ, A. (2013). «Influence of pig slurry characteristics on ammonia stripping efficiencies and quality of the recovered ammonium-sulfate solution». *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, núm. 88, p. 1654-1662.
- LETTINGA, G.; VELSEN, A. F. M. van; HOBMA, S. W.; ZEEUW, W. de; KLAPWIJK, A. (1980). «Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment». *Biotechnology and Bioengineering*, núm. 22, p. 699-734.
- LIER, J. B. van (2008). «High-rate anaerobic wastewater treatment: diversifying from end-of-pipe treatment to resource-oriented conversion techniques». *Water Science and Technology*, núm. 57, p. 1137-1148.
- LORENZ, H.; FISHER, P.; SCHUMACHER, B.; ADLER, P. (2013). «Current EU-27 technical potential of organic waste streams for biogas and energy production». *Waste Management*, núm. 33, p. 2434-2448.
- LUKEHURST, C.; FROST, P.; AL SEADI, T. (2010). «Utilisation of digestate from biogas plants as biofertilizer». A: *IEA Bioenergy, Bioenergy Task 37 – Energy from biogas* [en línia]. <<https://www.ieabioenergy.com/blog/publications/>>

- utilisation-of-digestate-from-biogas-plants-as-biofertiliser/> [Consulta: setembre 2025].
- LUOSTARINEN, S.; LUSTE, S.; SILLANPÄÄ, M. (2009). «Increased biogas production at wastewater treatment plants through co-digestion of sewage sludge with grease trap sludge from a meat processing plant». *Bioresource Technology*, núm. 100, p. 79-85.
- MASSÉ, D. I.; MASSÉ, L.; CROTEAU, F. (2003). «The effect of temperature fluctuations on psychrophilic anaerobic sequencing batch reactors treating swine manure». *Bioresource Technology*, núm. 89, p. 57-62.
- MO, R.; GUO, W.; BATSTONE, D.; MAKINIA, J.; LI, Y. (2023). «Modifications to the anaerobic digestion model no. 1 (ADM1) for enhanced understanding and application of the anaerobic treatment processes – A comprehensive review». *Water Research*, núm. 244, 120504.
- MOLINUEVO-SALCES, B.; FERNÁNDEZ-VARELA, R.; UELLEND AHL, H. (2014). «Key factors influencing the potential of catch crops for methane production». *Environmental Technology*, núm. 35, p. 1685-1694.
- MOLINUEVO-SALCES, B.; LARSEN, S. U.; AHRING, B. K.; UELLEND AHL, H. (2015). «Biogas production from catch crops: Increased yield by combined harvest of catch crops and straw and preservation by ensiling». *Biomass and Bioenergy*, núm. 79, p. 3-11.
- MÖLLER, K.; MÜLLER, T. (2012). «Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review». *Engineering in Life Sciences*, núm. 12, p. 242-257.
- MURPHY, J.; BRAUN, R.; WEILAND, P.; WELLINGER, A. (2011). «Biogas from crops digestion». A: *IEA Bioenergy, Bioenergy Task 37 – Energy from biogas* [en línia]. <https://task37.ieabioenergy.com/wp-content/uploads/sites/32/2022/02/Update_Energy_crop_2011.pdf> [Consulta: setembre 2025].
- NEVES, L.; OLIVEIRA, R.; ALVES, M. M. (2006). «Anaerobic co-digestion of coffee waste and sewage sludge». *Waste Management*, núm. 26, p. 176-181.
- NOGUEROL, J.; RODRÍGUEZ-ABALDE, A.; ROMERO, E.; FLOTATS, X. (2012). «Determination of chemical oxygen demand in heterogeneous solid or semisolid samples using a novel method combining solid dilutions as a preparation step followed by optimized closed reflux and colorimetric measurement». *Analytical Chemistry*, núm. 84, p. 5548-5555.
- OCCC = OFICINA CATALANA DEL CANVI CLIMÀTIC (2025). *Inventari d'emissions de GEH a Catalunya 1990-2023* [en línia]. [S. l.]: Oficina Catalana del Canvi Climàtic, actualització de 22.07.2025. <<https://canvclimatic.gencat.cat/ca/canvi/inventaris/>> [Consulta: setembre 2025].
- ÖRLYGSSON, J.; HOUWEN, F. P.; SVENSSON, B. H. (1995). «Thermophilic anaerobic amino acid degradation: deamination rates and end product formation». *Applied Microbiology and Biotechnology*, núm. 43, p. 235-241.
- ORTIZ-CABRERA, M. A.; NAYAK, A.; FLOTATS, X. (2018). «Polyphenols removal in winery wastewater using an AnSBR» [en línia]. A: MOLINA, F.; RODRÍGUEZ, D. C. (ed.). *Book of abstracts of the XIII Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion (DAAL-2018)*. Medellín: Universidad de Antioquia, p. 543-545. <<http://hdl.handle.net/2117/128875>> [Consulta: octubre 2025].
- OZGUN, H.; DERELI, R. K.; ERSAHIN, M. E.; KINACI, C.; SPANJERS, H.; LIER, J. B. van (2013). «A review of anaerobic membrane bioreactors for municipal wastewater treatment: Integration options, limitations and expectations». *Separation and Purification Technology*, núm. 118, p. 89-104.
- PALATSI, J.; AFFES, R.; FERNÁNDEZ, B.; PEREIRA, A.; ALVES, M. M.; FLOTATS, X. (2012). «Influence of adsorption and anaerobic granular sludge characteristics on long chain fatty acids inhibition process». *Water Research*, núm. 46, p. 5268-5278.
- PALATSI, J.; CAMPOS-POZUELO, E.; TORRES, M.; PORRAS, S.; FLOTATS, X. (2005). «Full-scale combination of anaerobic digestion and concentration by evaporation in Garrigues (Lleida, Spain): evaluation after 2 years of operation». A: BERNAL, M. P.; MORAL, R.; CLEMENTE, R.; PAREDES, C. (ed.). *Proceedings of the International Conference of the FAO ESCORENA Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture*. Vol. II. Murcia: FAO-CSIC, p. 155-158.
- PALATSI, J.; ILLA, J.; PRENAFETA-BOLDU, F. X.; LAURENI, M.; FERNÁNDEZ, B.; ANGELIDAKI, I.; FLOTATS, X. (2010). «Long-chain fatty acids inhibition and adaptation process in anaerobic thermophilic digestion: Batch tests, microbial community structure and mathematical modeling». *Bioresource Technology*, núm. 101, p. 2243-2251.
- PALATSI, J.; LAURENI, M.; ANDRÉS, M. V.; FLOTATS, X.; NIELSEN, H. B.; ANGELIDAKI, I. (2009). «Strategies for recovering inhibition caused by long-chain fatty acids on anaerobic thermophilic biogas reactors». *Bioresource Technology*, núm. 100, p. 4588-4596.
- PARDO, G.; MORAL, R.; DEL PRADO, A. (2017). «SIMSWASTE-AD - A modelling framework for the environmental assessment of agricultural waste management strategies: Anaerobic digestion». *Science of the Total Environment*, núm. 574, p. 806-817.
- PEREIRA, M. A.; PIRES, O. C.; MOTA, M.; ALVES, M. M. (2005). «Anaerobic biodegradation of oleic and palmitic acids: Evidence of mass transfer limitations caused by long chain fatty acids. Accumulation onto the anaerobic sludge». *Biotechnology and Bioengineering*, núm. 92, p. 15-23.
- POWERS, W. J.; HORN, H. H. van; WILKIE, A. C.; WILCOX, C. J.; NORDSTEDT, R. A. (1999). «Effects of anaerobic digestion and additives to effluent or cattle feed on odour and odorant concentrations». *Journal of Animal Science*, núm. 77, p. 1412-1421.
- RITTMANN, B. E.; MCCARTY, P. L. (2001). *Environmental biotechnology: Principles and applications*. Nova York: McGraw-Hill Book Company.
- RODRÍGUEZ-ABALDE, A.; FERNÁNDEZ, B.; SILVESTRE, G.; FLOTATS, X. (2011). «Effects of thermal pre-treatments on solid slaughterhouse waste methane potential». *Waste Management*, núm. 31, p. 1488-1493.
- RODRÍGUEZ-ABALDE, A.; GÓMEZ, X.; BLANCO, D.; CUETOS, M. J.; FERNÁNDEZ, B.; FLOTATS, X. (2013). «Study of thermal pre-treatment on anaerobic digestion of slaughterhouse

- waste by TGA-MS and FTIR spectroscopy». *Waste Management Research*, núm. 31, p. 1195-1202.
- RUIZ, B.; BENITO, A. de; RIVERA, J. D.; FLOTATS, X. (2016). «Assessment of different pre-treatment methods for the removal of limonene in citrus waste and their effect on methane potential and methane production rate». *Waste Management Research*, núm. 34, p. 1249-1257.
- RUIZ-SÁNCHEZ, J.; CAMPANARO, S.; GUIVERNAU, M.; FERNÁNDEZ, B.; PRENAFETA-BOLDÚ, F. X. (2018). «Effect of ammonia on the active microbiome and metagenome from stable full-scale digesters». *Bioresource Technology*, núm. 250, p. 513-522.
- RUIZ-SÁNCHEZ, J.; LÓPEZ, A.; RIAU, V.; PRENAFETA-BOLDÚ, F. X.; FERNÁNDEZ, B.; FLOTATS, X. (2017). «Biogas production from N-rich wastes: SAOB-HM enriched digester versus hydrophobic membrane assisted digester». A: *Proceedings of the 15th World Congress on Anaerobic Digestion, Beijing (China), 17-20 October 2017*. Pequín: IWA AD China Chapter, p. 695-698.
- SANDHOLT, K.; TAFDRUP, S. (1990). «Danish action programme for joint biogas plants». A: GRASSI, G.; GOSSE, G.; SANTOS, G. de (ed.). *Biomass for energy and industry*. Vol. 2. Amsterdam: Elsevier Applied Science Publishers Ltd., p. 2471-2475.
- SARQUELLA, L.; MARGARIT, J.; FERRETE, N.; VIRGILI, J. M.; FLOTATS, X. (2024). *Estratègia catalana del biogàs i pla d'acció 2024-2030* [en línia]. [S. Il.]: Generalitat de Catalunya. <https://icaen.gencat.cat/ca/detalls/publicacio/20241024_pub_EstrategiaPlaAccioBiogas2024_2030> [Consulta: agost 2025].
- SCHILLING, T.; HOELZLE, K.; PHILIPP, W.; HOELZLE, L. E. (2022). «Survival of *Salmonella Typhimurium*, *Listeria monocytogenes*, and ESBL Carrying *Escherichia coli* in stored anaerobic biogas digestates in relation to different biogas input materials and storage temperatures». *Agriculture*, núm. 12, p. 67.
- SCHNÜRER, A.; HOUWEN, F. P.; SVENSSON, B. H. (1994). «Mesophilic syntrophic acetate oxidation during methane formation by a triculture at high ammonium concentration». *Archives of Microbiology*, núm. 162, p. 70-74.
- SCHNÜRER, A.; NORDBERG, A. (2008). «Ammonia, a selective agent for methane production by syntrophic acetate oxidation at mesophilic temperature». *Water Science and Technology*, núm. 57, p. 735-740.
- SEDIGAS (2023). *Estudio de la capacidad de producción de biometano en España, 2023: Informe sobre el potencial de producción de biometano y definición de medidas específicas para su desarrollo en las comunidades autónomas* [en línia]. Madrid: Asociación Española del Gas. <<https://biometano.sedigas.es/wp-content/uploads/2023/03/sedigas-informe-potencial-biometano-2023.pdf>> [Consulta: setembre 2025].
- SILVESTRE, G.; RODRIGUEZ-ABALDE, A.; FERNÁNDEZ, B.; FLOTATS, X.; BONMATÍ, A. (2011). «Biomass adaptation over anaerobic co-digestion of sewage sludge and trapped grease waste». *Bioresource Technology*, núm. 102, p. 6830-6836.
- SOLERA, R.; ÁLVAREZ, C. J.; AYMERICH, E.; BEDMAR, E. J.; CARBALLA, M.; CASTRILLÓN, L.; FLOTATS, X.; FONT, X.; LÓPEZ, M. J.; MARAÑÓN, E.; PRENAFETA, F. X.; TORTOSA, G.; VICENT, T. (2014). *Aspectos biológicos de la digestión anaerobia*. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa: Red Española de Compostaje. (De Residuo a Recurso, el Camino hacia la Sostenibilidad; II.2)
- STOLECKA, K.; RUSIN, A. (2021). «Potential hazards posed by biogas plants». *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, núm. 135, 110225.
- SULEWSKI, P.; IGNACIUK, W.; SZYMANSKA, M.; WAS, A. (2023). «Development of the biomethane market in Europe». *Energies*, vol. 16, núm. 4, 2001.
- SUN, S.; WANG, X.; CHENG, S.; LEI, Y.; SUN, W.; WANG, K.; LI, Z. (2024). «A review of volatile fatty acids production from organic wastes: Intensification techniques and separation methods». *Journal of Environmental Management*, núm. 360, 121062.
- TAMBURINI, M.; PERNETTI, R.; ANELLI, M.; ODDONE, E.; MORANDI, A.; OSUCHOWSKI, A.; VILLANI, S.; MONTOMOLI, C.; MONTI, M. C. (2023). «Analysing the impact on health and environment from biogas production process and biomass combustion: A scoping review». *International Journal of Environmental Research and Public Health*, núm. 20, 5305.
- TAUSEEF, S. M.; ABBASI, T.; ABBASI, S. A. (2013). «Energy recovery from wastewaters with high-rate anaerobic digesters». *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, núm. 19, p. 704-741.
- THRÄN, D.; PERSSON, T.; SVENSSON, M.; DANIEL-GROMKE, J.; PONITKA, J.; SEIFFERT, M.; BALDWIN, J.; KRANZL, L.; SCHIPFER, F.; MATZENBERGER, J.; DEVRIENDT, N.; DUMONT, M.; DAHL, J.; BOCHMANN, G. (2014). «Biomethane – Status and factors affecting market development and trade». A: JUNGINGER, M.; BAXTER, D. (ed.). *IEA Task 37 and Task 40 Joint Study* [en línia]. [S. Il.]: IEA Bioenergy. <<https://task37.ieabioenergy.com/technical-reports/biomethane-status-and-factors/>> [Consulta: setembre 2025].
- TURNER, C.; BURTON, C. H. (1997). «The inactivation of viruses in pig slurry: A review». *Bioresource Technology*, núm. 61, p. 9-20.
- VAVILIN, V. A.; FERNÁNDEZ, B.; PALATSI, J.; FLOTATS, X. (2008). «Hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic material: An overview». *Waste Management*, núm. 28, p. 939-951.
- VILAMAJÓ, C.; FLOTATS, X. (2011). «Avaluació energètica de residus industrials biodegradables a Catalunya». *TECA: Tecnologia i Ciència dels Aliments* [en línia], vol. 13, núm. 2, p. 3-10. <<https://raco.cat/index.php/TECA/article/view/75549>> [Consulta: octubre 2025].
- ZHENG, G.; LIU, J.; SHAO, Z.; CHEN, T. (2020). «Emission characteristics and health risk assessment of VOCs from a food waste anaerobic digestion plant: A case study of Suzhou, China». *Environmental Pollution*, núm. 257, 113546.
- ZHOU, M.; YAN, B.; WONG, J. W. C.; ZHANG, Y. (2018). «Enhanced volatile fatty acids production from anaerobic fermentation of food waste: A mini-review focusing on acidogenic metabolic pathways». *Bioresource Technology*, núm. 248, p. 68-78.