

Estratègies de bioremediació en aqüífers contaminats

Mètodes per investigar la viabilitat d'aquests processos i per implementar *in situ* aquesta tecnologia d'una manera exitosa

NATÀLIA BLÁZQUEZ-PALLÍ

Premi IEC de la Secció de Ciències i Tecnologia
Rafael Campalans de Ciències de l'Enginyeria 2021



Institut
d'Estudis
Catalans

SECCIÓ
DE CIÈNCIES
I TECNOLOGIA

Estratègies de bioremediació en aqüífers contaminats

Estratègies de bioremediació en aqüífers contaminats

Mètodes per investigar la viabilitat d'aquests processos i per implementar *in situ* aquesta tecnologia d'una manera exitosa

NATÀLIA BLÁZQUEZ-PALLÍ

Premi IEC de la Secció de Ciències i Tecnologia
Rafael Campalans de Ciències de l'Enginyeria 2021

Barcelona, 2022



Institut
d'Estudis
Catalans

SECCIÓ
DE CIÈNCIES
I TECNOLOGIA

Biblioteca de Catalunya. Dades CIP

Blázquez-Pallí, Natàlia, autor

Estratègies de bioremediació en aqüífers contaminats : mètodes per investigar la viabilitat d'aquests processos i per implementar in situ aquesta tecnologia d'una manera exitosa. — Primera edició. — (Arxius de les seccions de ciències ; 151)

Referències bibliogràfiques. — Premi IEC de la Secció de Ciències i Tecnologia Rafael Campalans de Ciències de l'Enginyeria 2021

ISBN 9788499656700

I. Institut d'Estudis Catalans. Secció de Ciències i Tecnologia. II. Títol

III. Col·lecció: Arxius de les seccions de ciències ; 151

1. Bioremediació in situ 2. Aigües subterrànies — Depuració 3. Sòls — Descontaminació

579.69:502.17

556.32:504.5

© Natàlia Blázquez-Pallí

© 2022, Institut d'Estudis Catalans, per a aquesta edició

Carrer del Carme, 47. 08001 Barcelona

Primera edició: setembre de 2022

Text revisat lingüísticament per la Unitat d'Edició del Servei Editorial de l'IEC

Disseny de la coberta: Azcunce | Ventura

Compost per la Unitat de Producció del Servei Editorial de l'IEC

Imprès a Service Point FML, SA

ISBN: 978-84-9965-670-0

Dipòsit Legal: B 17015-2022

DOI: 10.2436/10.2000.73.1



Aquesta obra és d'ús lliure, però està sotmesa a les condicions de la llicència pública de Creative Commons. Es pot reproduir, distribuir i comunicar l'obra sempre que se'n reconegui l'autoria i l'entitat que la publica i no se'n faci un ús comercial ni cap obra derivada. Es pot trobar una còpia completa dels termes d'aquesta llicència a l'adreça: <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/es/deed.ca>.

A proposta de la ponència formada pels senyors Antoni Olivé i Ramon i Josep Samitier Martí i la senyora Rosa M. Poch Claret, membres de la Secció de Ciències i Tecnologia, el Consell Permanent de l'Institut d'Estudis Catalans, en sessió plenària tinguda el dia 25 de març de 2021, acordà de concedir el Premi IEC de la Secció de Ciències i Tecnologia Rafael Campalans de Ciències de l'Enginyeria a la senyora Natàlia Blázquez-Pallí pel seu treball *Assessing the feasibility of bioremediation strategies in aquifers polluted by chlorinated solvents*.

Així mateix, el Consell de Govern de la Secció de Ciències i Tecnologia publica la dita obra, la qual, amb el títol *Estratègies de bioremediació en aqüífers contaminats. Mètodes per investigar la viabilitat d'aquests processos i per implementar in situ aquesta tecnologia d'una manera exitosa*, és editada a cura de la senyora Rosa M. Poch Claret, membre de l'Institut d'Estudis Catalans.

Taula

Abreviacions	9
1. Introducció	11
1.1. Contaminació del sòl per compostos orgànics d'origen industrial	11
1.2. Tecnologies per al sanejament dels sòls i de les aigües subterrànies	12
1.3. Estat de la qüestió de la bioremediació	13
1.3.1. Biodegradació d'hidrocarburs derivats del petroli	14
1.3.2. Biodegradació de compostos orgànics clorats	15
1.3.3. Variables de control en els processos de biodegradació	18
1.3.3.1. Paràmetres hidrogeoquímics	18
1.3.3.2. Anàlisi d'isòtops estables específics de compostos	20
1.3.3.3. Tècniques de biologia molecular	21
2. Objectius, materials i mètodes	23
2.1. Objectius	23
2.2. Emplaçaments d'estudi	23
2.2.1. Lloc 1	23
2.2.2. Lloc 2	25
2.2.3. Lloc 3	25
2.3. Mètodes	25
3. Resultats i discussió	27
3.1. Assaigs de laboratori: avaluació del potencial de biodegradació d'un aquífer	27
3.2. Aplicació al camp: assaig pilot <i>in situ</i> i bioremediació a escala de l'emplaçament	30
3.3. Investigació del potencial de biodegradació i de l'origen de les fonts de contaminació en dos emplaçaments multicontaminats	33
4. Conclusions	37
5. El futur de la bioremediació	39
Agraïments	41
Referències bibliogràfiques	43

Abreviacions

actual.	actualitzada
ARC	Agència de Residus de Catalunya
BTEX	benzè, toluè, etilbenzè i xilens
°C	grau centígrad
CF	cloroform o triclorometà
cis-DCE	cis-1,2-dicloroetà
CSIA	anàlisi d'isòtops estables específics de compostos (de l'anglès <i>compound specific stable isotope analysis</i>)
CT	tetraclorur de carboni (de l'anglès <i>carbon tetrachloride</i>)
cur.	curador
DCE	dicloroetà
DCM	diclorometà
<i>Dhc</i>	<i>Dehalococcoides</i>
dir.	director
DNAPL	líquid dens de fase no aquosa (de l'anglès <i>dense nonaqueous phase liquid</i>)
DO	oxigen dissolt (de l'anglès <i>dissolved oxygen</i>)
DOC	carboni orgànic dissolt (de l'anglès <i>dissolved organic carbon</i>)
ed.	editor, editora, edició
Eh	potencial d'oxidació reducció
<i>et al.</i>	<i>et alii</i> ('i altres')
ETBE	etil <i>tert</i> -butil èter
IEC	Institut d'Estudis Catalans
ISCO	oxidació química <i>in situ</i> (de l'anglès <i>in situ chemical oxidation</i>)
ISCR	reducció química <i>in situ</i> (de l'anglès <i>in situ chemical reduction</i>)
MBT	tècniques de biologia molecular (de l'anglès <i>molecular biological tools</i>)
MCB	monoclorobenzè
MTBE	èter <i>tert</i> -butil metílic
núm.	número

p.	pàgina, pàgines
PCE	tetracloroetè o percloretè
PCR	reacció en cadena per la polimerasa (de l'anglès <i>polymerase chain reaction</i>)
pH	potencial d'hidrogen
qPCR	PCR quantitativa
<i>rdh</i>	<i>deshalogenases reductives</i>
s.	segle
T	temperatura
TCE	tricloroetè
TOC	carboni orgànic total (de l'anglès <i>total organic carbon</i>)
TPH	hidrocarburs totals derivats del petroli (de l'anglès <i>total petroleum hydrocarbons</i>)
VC	clorur de vinil
VFA	àcid gras volàtil (de l'anglès <i>volatile fatty acid</i>)
vol.	volum
ZVI	ferro de valent zero (de l'anglès <i>zero-valent iron</i>)

1. Introducció

1.1. CONTAMINACIÓ DEL SÒL PER COMPOSTOS ORGÀNICS D'ORIGEN INDUSTRIAL

L'apogeu de la indústria moderna arreu del món ha comportat l'alliberament intensiu de compostos orgànics d'origen industrial al medi ambient degut a la seva deficient gestió i eliminació, i/o a abocaments accidentals. Aquests procediments han tingut com a conseqüència una pollució sense precedents dels ecosistemes terrestres i aquàtics, ja sigui des de fonts de contaminació d'origen puntual (per exemple, activitats industrials) com en forma de contaminació difusa (per exemple, l'agricultura) (Loganathan i Lam, 2011; Rodríguez-Eugenio, McLaughlin i Pennock, 2018). En aquest sentit, les fonts d'origen puntual són més típiques i generen concentracions de contaminants més elevades que les provocades per la contaminació difusa (Meckenstock *et al.*, 2015).

Tot i que molts d'aquests compostos orgànics també es produeixen d'una manera natural al medi ambient, poden esdevenir un problema quan els sistemes naturals no poden adaptar-se a la seva presència o degradar-los prou ràpidament (Lyon i Vogel, 2013). A més, degut a les seves propietats fisicoquímiques, aquests tipus de contaminants tenen un temps de vida mitjà molt llarg, de manera que són molt persistents al medi ambient (USEPA, 2000).

A Catalunya, aproximadament el 80 % dels sòls i aigües subterrànies impactats són el resultat d'activitats industrials i comercials i, per aquest motiu, és habitual detectar aquestes substàncies orgàniques al sòl de zones industrials i urbanes. D'entre tots els emplaçaments contaminats registrats, els hidrocarburs totals derivats del petroli (TPH, de l'anglès *total petroleum hydrocarbons*) representen un 37 % dels casos; els hidrocarburs aromàtics, un 15 %, i un 16 % correspon a una barreja de residus mixtos que inclou els pesticides (Fernández-Garcia, Carles Brangarí i Freixas

Borrell, 2014). Pel que fa als dissolvents clorats, segons l'Agència de Residus de Catalunya (ARC), aquest tipus de compostos van representar entre el 8 i el 9 % dels contaminants detectats en sòls en el període comprès entre els anys 2012 i 2016 (Agència de Residus de Catalunya, 2012, 2013, 2014, 2015 i 2016).

L'extensa presència d'aquestes substàncies en sòls i aigües subterrànies s'ha convertit en una preocupació urgent a escala mundial degut a la seva toxicitat i als riscos que se'n deriven, tant per a la salut humana com per al medi ambient. En l'últim cas, a més, la contaminació fa perillar la biodiversitat, els serveis ecosistèmics, la qualitat de les aigües subterrànies i superficials o la seguretat alimentària (Rodríguez-Eugenio, McLaughlin i Pennock, 2018), aspectes que esdevindran molt rellevants amb el canvi climàtic (per exemple, en un escenari d'escassetat d'aigua) i tinent en compte que, a Espanya, més d'una tercera part de la demanda d'aigua es cobreix a partir dels aquífers. Per aquest motiu, al llarg dels últims anys s'han publicat normatives que estableixen estàndards de qualitat, tant per a sòls com per a aigües subterrànies, amb l'objectiu de regular-ne la gestió.

1.2. TECNOLOGIES PER AL SANEJAMENT DELS SÒLS I DE LES AIGÜES SUBTERRÀNIES

La recuperació dels sòls i de les aigües subterrànies afectats per contaminants d'origen industrial es pot dur a terme mitjançant diferents tècniques, en funció de les característiques de l'emplaçament i del plomall de contaminació existent. D'entre les diferents metodologies disponibles, com poden ser l'excavació de sòls, l'extracció de vapors, el bombeig i el tractament d'aigües, l'extracció en doble fase, la desorció tèrmica, les barreres reactives o la reducció i/o oxidació químiques, destaca la bioremediació, una tecnologia competitiva i sostenible que ha emergit en les últimes dècades com a alternativa a les tècniques fisicoquímiques més convencionals i utilitzades al llarg del temps. Alguns dels avantatges que presenta la bioremediació *in situ* són la seva rendibilitat, la facilitat d'implementació i la reducció del seu cicle de vida i dels potencials impactes tòxics i ambientals locals (Lemming *et al.*, 2010). Addicionalment, aquest tipus d'estratègies són capaces de destruir els contaminants i, per tant, no generen un residu final, fet que estalvia la seva gestió o el manteniment a llarg termini, els elevats costos associats i passius potencials (Spira *et al.*, 2006; Vidalí, 2001). És per aquest motiu, doncs, que la bioremediació s'ha erigit en una de les alternatives preferides per a la remediació de sòls i aigües subterrànies (Pandey, Chauhan i Jain, 2009), si bé l'exitosa implementació a camp és encara un repte avui dia, tot i l'ampli estudi d'aquests processos al laboratori.

La bioremediació es pot definir com un procés en què els residus orgànics es degraden biològicament, en condicions controlades, fins a un estat inòcua o fins a

nivells inferiors als límits establerts per les autoritats reguladores (Crawford i Crawford, 2005). Així doncs, com que aquest tractament biològic de la contaminació utilitza el metabolisme dels organismes vius per degradar els contaminants i desintoxicar el medi afectat, el procés de la biodegradació pot ocórrer d'una manera natural mentre els organismes estiguin presents i les condicions ambientals siguin apropiades per a la seva supervivència i el seu rendiment.

S'anomena *atenuació natural* el procés de biodegradació que es produeix en sòls i aigües subterrànies sense la intervenció humana, que és capaç de reduir la massa, la toxicitat, la mobilitat, el volum o la concentració de contaminants en aquestes matrius (Odenchantz, Vogl i Varljen, 2003). Quan l'atenuació natural no és possible degut al fet que les condicions del medi no són apropiades, però els organismes responsables de la degradació sí que hi són presents, l'estratègia de remediació recomanada és la bioestimulació (AFCEE, NFESC i ESTCP, 2004). En aquest cas, l'estimulació dels microorganismes es pot aconseguir mitjançant l'addició de substrats orgànics fermentables, oxigen i/o nutrients, i el control de la temperatura, el potencial d'oxidació reducció (redox), el pH o d'altres factors que estimulen l'activitat microbiana (Atlas i Philp, 2005; Majone *et al.*, 2015). Finalment, quan els microorganismes necessaris per a la biodegradació no són funcionals o no estan presents a l'aqüífer i l'atenuació natural o la bioestimulació no són possibles, l'estratègia recomanada és la bioaugmentació. En aquest cas, s'inoculen microorganismes específics a l'ecosistema per millorar la capacitat de biodegradació per a un contaminant objectiu, i també és habitual afegir un substrat, com en la bioestimulació, per garantir que les condicions del medi són adequades per als microorganismes inoculats. Per aquest motiu, la bioaugmentació és la tècnica més cara, intrusiva i complexa, ja que el disseny i una implementació exitosa del tractament de remediació depèn de molts factors (Atlas i Philp, 2005; Stroo, Leeson i Ward, 2013).

1.3. ESTAT DE LA QÜESTIÓ DE LA BIOREMEDIACIÓ

El comportament dels contaminants orgànics al sòl i, per tant, les possibles vies de biodegradació depenen de l'estructura molecular i de les propietats fisicoquímiques dels compostos, però també de les propietats hidrogeoquímiques de l'aqüífer en què s'han alliberat. Per exemple, un cop travessen la zona no saturada i arriben a les aigües subterrànies, els TPH tendeixen a surar (Tomlinson *et al.*, 2014; Newell *et al.*, 1992), mentre que els compostos orgànics clorats acaben al fons dels aquífers, on l'accessibilitat és relativament baixa (figura 1) (Majone *et al.*, 2015). Per tant, cal una bona comprensió de l'emplaçament (és a dir, litologia, heterogeneïtat, permeabilitat, conductivitat hidràulica, existència de vies de flux preferents i/o barreres impermeables, etcètera) abans de poder caracteritzar el plomall de contaminació i dissenyar una estratègia de bioremediació.

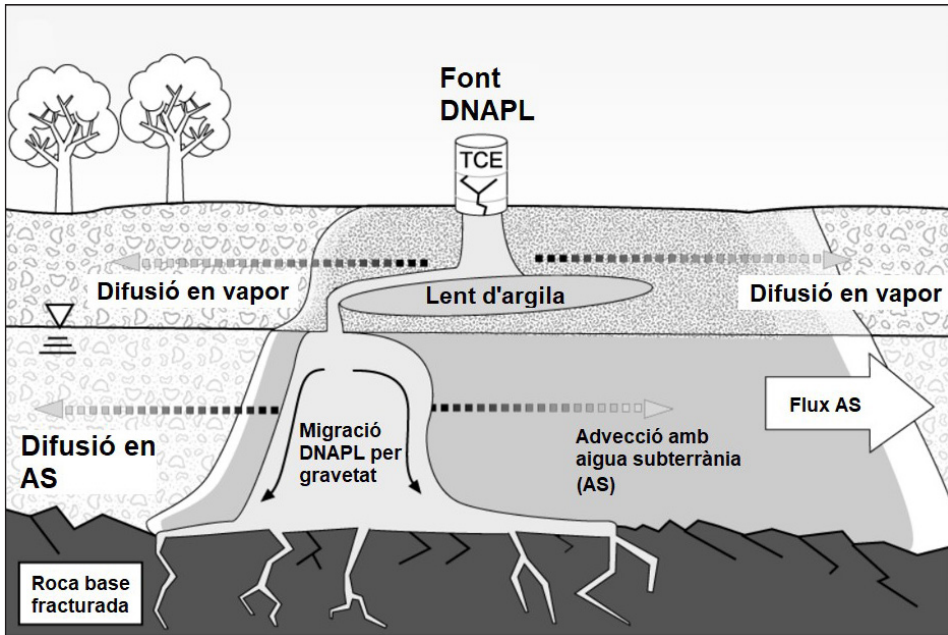


FIGURA 1. Processos de transport subterrani dels compostos orgànics alifàtics clorats a partir d'una font DNAPL. DNAPL: líquid dens de fase no aquosa; TCE: tricloroetà. FONT: Adaptat d'USEPA, 2000.

1.3.1. Biodegradació d'hidrocarburs derivats del petroli

La via de biodegradació més comuna dels TPH és la que es produeix en condicions òxiques, és a dir, en presència d'oxigen molecular, i per bacteris aerobis. Així, per exemple, la biodegradació de compostos alifàtics, monoaromàtics i poli-aromàtics passa per reaccions d'oxidació que acostumen a produir fenols, alcohols o epòxids (Fritsche i Hofrichter, 2008; Mattes, Alexander i Coleman, 2010); tot i que aquestes poden diferir degut a la gran varietat d'enzims específics que les catalitzen (és a dir, les monooxigenases i les dioxigenases) i segons quines siguin les espècies bacterianes responsables de la degradació. Per exemple, alguns bacteris poden metabolitzar alcans específics, mentre que d'altres descomponen fraccions aromàtiques o de resina d'hidrocarburs (Xu *et al.*, 2018). Quan aquests bacteris metabolitzen i degraden els TPH, obtenen energia i carboni per al seu creixement i reproducció (Kleindienst, Paul i Hoyer, 2015). Per això, estudis recents han revelat que un gran nombre de bacteris degradadors d'hidrocarburs es troben en entorns rics en petroli (Hazen *et al.*, 2010; Yang *et al.*, 2015) i que la seva abundància i quantitat estan estretament relacionades amb el tipus d'hidrocarbur

i les condicions ambientals del lloc (Fuentes *et al.*, 2016; Varjani i Gnansounou, 2017). Tant és així que s'han identificat bacteris de més de 79 gèneres capaços de degradar TPH, entre els quals destaquen *Acinetobacter*, *Mycobacterium*, *Pseudomonas* i *Rhodococcus* (Tremblay *et al.*, 2017; Xu *et al.*, 2018). Però gairebé cap bacteri és capaç de degradar totes les fraccions d'hidrocarburs del petroli, fet que implica que la remediació de la contaminació per TPH requereixi l'acció de consorcis bacterians per aconseguir la desintoxicació (Dombrowski *et al.*, 2016; Xu *et al.*, 2018).

En condicions anòxiques (absència d'oxigen molecular) també s'han descrit vies de degradació dels TPH (Heider *et al.*, 1998; Lueders, 2017; Meckenstock *et al.*, 2016; Rabus *et al.*, 2016; Toth *et al.*, 2021; Waals *et al.*, 2017), però els microorganismes amb aquesta capacitat mostren velocitats de creixement lentes, fet que dificulta la implantació d'aquesta tècnica fora del laboratori. A més, els microorganismes capaços de metabolitzar TPH per via anaeròbia solen degradar un rang molt restringit de TPH, a part de tenir una menor versatilitat respecte a substrats alternatius no hidrocarbursats. Així doncs, no és habitual observar la capacitat de degradació d'ambdós tipus de cadenes (alifàtiques i aromàtiques) en un sol microorganisme (Widdel, Knittel i Galushko, 2010).

1.3.2. *Biodegradació de compostos orgànics clorats*

Com s'ha comentat anteriorment, la majoria dels compostos orgànics clorats són més densos que l'aigua, de manera que, quan són introduïts a l'aqüífer, viatgen fins a arribar a la màxima profunditat possible, generalment una capa confinada de l'aqüífer, on finalment formen «piscines» de producte pur o DNAPL (*dense nonaqueous phase liquid*, líquid dens de fase no aquosa) (USEPA, 2000). Atès que aquests compostos tendeixen a acumular-se en profunditat, que els aqüífers contaminats solen ser anòxics o presenten microambients anòxics (és a dir, absència d'oxigen) i que els dissolvents clorats són recalitrants en condicions òxiques, la biodegradació d'aquestes substàncies per bacteris anaerobis estrictes s'ha erigit en una de les alternatives de remediació més eficients (Adrian i Löffler, 2016a; Bouwer, 1994; Henry, 2010).

La biodegradació dels compostos orgànics clorats per part de bacteris anaerobis en condicions anòxiques i reductores sol produir-se mitjançant una reacció que es coneix com a *descloració reductiva*. En aquest procés, els bacteris trenquen l'enllaç C—Cl del contaminant (acceptor d'electrons) durant la respiració microbiana i, com a resultat, s'allibera l'àtom de clor (en forma d'ió clorur), que queda substituït per un d'hidrogen (Dolfing, 2016). Per exemple, el tetracloroetè o percloroetè (PCE) es transforma seqüencialment fins a l'etè mitjançant diverses etapes de descloració consecutives, procés en el qual es formen diferents etens clorats

com a productes intermediaris de la reacció (és a dir, tricloroetè, TCE; dicloroetè, DCE; i clorur de vinil, VC) (McCarty, 2016). Tot i que la descloració reductiva és un mecanisme comú per degradar aquests compostos en condicions anòxiques, no és l'únic descrit, ja que hi ha bacteris que poden fer-ho mitjançant reaccions d'oxidació (Mattes, Alexander i Coleman, 2010) i de fermentació. En qualsevol cas, els bacteris també poden utilitzar els dissolvents clorats per a la conservació d'energia, el creixement i la reproducció, de manera que la biodegradació dels contaminants està lligada a la seva supervivència (Adrian i Löffler, 2016b).

Hi ha diversos gèneres de bacteris anaerobis que poden degradar diferents famílies de contaminants. Per una banda, els que pertanyen al gènere *Dehalogenimonas* poden degradar alcans halogenats (per exemple, 1,2-dicloropropà o 1,2-dicloroetà) (Moe, Rainey i Fan, 2016) i alguns clorobenzens (Qiao *et al.*, 2018a), però també s'ha publicat recentment que degraden els etens clorats (Molenda, Quaille i Edwards, 2016; Yang *et al.*, 2017b). D'altra banda, bacteris facultatius del gènere *Desulfitobacterium* poden utilitzar compostos alifàtics clorats i aromàtics (per exemple, etens clorats i clorofenols) com a acceptors d'electrons (Futagami i Furukawa, 2016), mentre que els bacteris del gènere *Sulfurospirillum* poden créixer en molts substrats, però només alguns utilitzen els etens clorats com a acceptors d'electrons (Goris i Diekert, 2016). Però, entre tots els gèneres descrits fins a l'actualitat (Atashgahi, Lu i Smidt, 2016), en destaquen els *Geobacter*, *Dehalococcoides*, *Dehalobacter* i *Dehalobacterium* per la seva capacitat de degradar una àmplia gamma de dissolvents clorats que, a més, són els que es detecten més freqüentment als sòls i a les aigües subterrànies de les zones industrials. Del gènere *Geobacter*, diverses espècies poden transformar el PCE a *cis*-1,2-dicloroetè (*cis*-DCE) (Duhamel i Edwards, 2006; Sung *et al.*, 2006; Wagner *et al.*, 2012). Del gènere *Dehalococcoides* (*Dhc*) s'han aconseguit aïllar diverses soques que s'han classificat com a gènere i fins a l'espècie *Dehalococcoides mccartyi* (Atashgahi, Lu i Smidt, 2016; Löffler *et al.*, 2013). Els *Dhc* són bacteris anaerobis obligatoris i estan restringits metabòlicament a la respiració de clorats, necessiten hidrogen molecular com a donador d'electrons i acetat com a font de carboni (Löffler *et al.*, 2013). Avui dia, s'han descrit diverses soques de *Dhc* que poden utilitzar diferents etens clorats com a acceptors d'electrons, així, doncs, en general, els *Dhc* són els bacteris candidats per transformar seqüencialment el PCE i/o el TCE fins a l'etè (Cupples, Spormann i McCarty, 2003; He *et al.*, 2005; Stroo, Leeson i Ward, 2013). En aquesta reacció, es produeixen el *cis*-DCE, que és el metabòlit més comú en la biodegradació del TCE (Bouwer, 1994), i el VC com a productes intermediaris. Altres receptors d'electrons utilitzats pels *Dhc* inclouen els clorobenzens, els bifenils policlorats, les dioxines, el pentaclorofenol o el bromofenol (Zinder, 2016). A més, s'han caracteritzat diversos gens dels bacteris *Dhc*, anomenats *deshalogenases reductives* (*rdh*), que codifiquen les proteïnes que catalitzen cadascuna d'aquestes reaccions dels *Dhc*. En destaquen els

gens *PceA*, *TceA*, *BvcA* i *VcrA*, que estan implicats en la descloració reductiva seqüencial del PCE a etè (Löffler, Ritalahti i Zinder, 2012). La identificació de la funció de cadascuna d'aquestes proteïnes permet utilitzar els gens que les codifiquen com a biomarcadors per avaluar el potencial intrínsec de bioremediació d'un emplaçament contaminat (Hug i Edwards, 2013) o predir i controlar l'evolució de la descloració reductiva *in situ* (Müller *et al.*, 2004; Tarnawski *et al.*, 2016). Diverses espècies del gènere *Dehalobacter* poden degradar el PCE i TCE, el cloroform o triclorometà (CF), diversos etans clorats, clorobenzens, el 2,4,6-triclorofenol, el 2,4,6-tribromofenol, el β -hexaclorociclohexà i l'ftalur durant la descloració reductiva (Atashgahi, Lu i Smidt, 2016; Chan *et al.*, 2012; Tang i Edwards, 2013; Wong *et al.*, 2016). Finalment, d'entre els anaerobis estrictes, la biodegradació de diclorometà (DCM) s'ha descrit únicament en tres gèneres afiliats a la família dels *Peptococcaceae*: el *Dehalobacterium*, el *Dehalobacter* i la *Candidatus Dichloromethanomonas elyunquensis*. Tots ells metabolitzen el DCM mitjançant una reacció de fermentació (Justicia-Leon *et al.*, 2012; Kleindienst *et al.*, 2017; Lee *et al.*, 2012, 2015; Mägli, Messmer i Leisinger, 1998; Trueba-Santiso *et al.*, 2017).

Tot i això, els dissolvents clorats també poden ser degradats en condicions òxiques, tant per mitjà de reaccions d'oxidació metabòliques com de cometabòliques. Per una banda, en els processos cometabòlics, els bacteris aerobis que degraden TPH per mitjà d'enzims oxigenasa poden oxidar fortuïtament els etens clorats, si bé aquest tipus de reaccions poden acumular productes intermediaris que generin toxicitat (Mattes, Alexander i Coleman, 2010). Per l'altra, assajos de microcosmos han suggerit que l'oxidació metabòlica aeròbica del VC és una reacció comuna, mentre que l'oxidació aeròbica del *cis*-DCE és menys freqüent (Abe *et al.*, 2009; Coleman *et al.*, 2002; Mattes, Alexander i Coleman, 2010). D'una manera similar, els clorobenzens poden ser degradats en presència d'oxigen donat que són compostos aromàtics clorats que tenen un anell de benzè substituït per fins a sis àtoms de clor (Trueba-Santiso *et al.*, 2022). En aquest cas, els clorobenzens amb quatre o menys àtoms de clor són especialment susceptibles a la mineralització microbiana aeròbica, procés que no produeix productes secundaris tòxics. S'ha observat aquest tipus de degradació aeròbica de clorobenzens, principalment, al filum *Proteobacteria*, inclòs l'ordre *Burkholderiales*, i als gèneres *Pseudomonas*, *Sphingomonas* i *Xanthobacter* (Field i Sierra-Alvarez, 2008). Tot i això, també s'ha observat la seva mineralització anaeròbica completa a través del metabolisme del benzè, tant en microcosmos de laboratori com *in situ* (Liang *et al.*, 2013; Nijenhuis *et al.*, 2007b; Qiao *et al.*, 2018b), si bé la descloració del monoclorobenzè (MCB) a benzè és un coll d'ampolla que limita la velocitat de la reacció de degradació (Fung *et al.*, 2009) i pot provocar l'acumulació de benzè, compost tòxic i cancerigen. Finalment, alguns dissolvents clorats també poden ser degradats per bacteris que no són estrictament anaerobis, com els bacteris metilotròfics facultatius que degraden DCM

(Muller, Bringel i Vuilleumier, 2011), a més dels diversos bacteris que poden degradar DCM per via aeròbia (Heraty *et al.*, 1999; Hermon *et al.*, 2018; Nikolausz *et al.*, 2006; Torgonskaya *et al.*, 2019), o els bacteris anaerobis facultatius com *Pseudomonas* o *Xanthobacter* que poden degradar els dissolvents clorats mitjançant processos cometabòlics (Bhatt *et al.*, 2007). Tot i aquestes possibilitats, els costos i la dificultat d'oxigenar les aigües subterrànies poden limitar l'eficàcia d'aquest tipus d'estratègies de bioremediació (Boopathy, 2000).

1.3.3. *Variables de control en els processos de biodegradació*

Existeixen diferents metodologies que permeten la caracterització i el seguiment dels processos de biodegradació *in situ* (Bombach *et al.*, 2010; Nijenhuis i Kuntze, 2016). Tanmateix, la investigació d'una única línia d'evidència presenta incerteses i limitacions si la comparem amb un enfocament multidisciplinari, és a dir, amb un estudi integrat que proporcionï línies d'evidència diferents i complementàries en relació amb el potencial de biodegradació d'un emplaçament contaminat (Badin *et al.*, 2016; Courbet *et al.*, 2011; Stelzer *et al.*, 2009). Per aquest motiu, a continuació es descriuen les variables de control més rellevants que cal tenir en compte en l'estudi dels processos de biodegradació de compostos orgànics d'origen industrial.

1.3.3.1. *Paràmetres hidrogeoquímics*

Atès que la bioremediació depèn de la supervivència i el creixement dels bacteris degradadors, és necessari que les condicions dels aquífers siguin adequades per a la seva reproducció i funció metabòlica. Per tant, les condicions òptimes de treball (ja siguin naturals o estimulades) quedaran definides a partir de la via de biodegradació utilitzada durant el procés de bioremediació.

La primera línia d'evidència del potencial de biodegradació i, per tant, que l'aquífer es troba en les condicions adequades per albergar els bacteris s'obté de l'evolució de les concentracions dels compostos d'interès. Les substàncies objectiu en aigües subterrànies inclourien: 1) els anions i cations principals; 2) el substrat o nutrients, i 3) els contaminants. Segons quines siguin les reaccions de biodegradació, els contaminants actuaran com a acceptors o donadors d'electrons.

La determinació dels anions i cations com els nitrats, ferro(II) i sulfats proporciona informació sobre la disponibilitat de donadors i/o d'acceptors d'electrons alternatius. Per exemple, el seu consum o la seva reducció química pot aportar evidències de l'assoliment de condicions anòxiques i/o de reducció (figura 2) (AFCEE, NFESC i ESTCP, 2004; Wiedemeier *et al.*, 1998). L'oxigen dissolt (DO, de l'anglès *dissolved oxygen*) és un altre paràmetre que proporciona informació rellevant: si el

valor de DO és $\geq 0,5$ mg/L, es considera que les condicions encara són òxiques, però si és $< 0,5$ mg/L, es consideren anòxiques (Carter, Lapham i Zogorski, 2008). No obstant això, en aquest darrer escenari, no tota la biodegradació existent està necessàriament lligada a bacteris anaerobis (Rosell *et al.*, 2010). El control del potencial redox (Eh) de les aigües subterrànies és també un indicador útil de les condicions redox que prevalen a l'aqüífer i, per tant, de les reaccions que es poden produir (figura 2). Per exemple, la zona de reacció anaeròbica es crea quan s'aconsegueixen condicions en l'interval de reducció del ferro (~ -50 mV) a metanogèniques (~ -240 mV), i el rang òptim per a la descloració reductiva dels dissolvents clorats és de -100 a -250 mV (Bouwer, 1994; AFCEE, NFESC i ESTCP, 2004). Tot i això, és possible que aquest tipus de reaccions comencin amb valors Eh més elevats, per exemple, entre $+200$ i -100 mV per a compostos com el tetraclorur de carboni (CT, de l'anglès *carbon tetrachloride*), CF i alguns etans clorats (Elsner i Hofstetter, 2011). I, de la mateixa manera, amb Eh elevats ($> +740$ mV), les condicions que prevaldran són les d'oxidació, en presència d'oxigen (AFCEE, NFESC i ESTCP, 2004). Alguns dels altres paràmetres que cal controlar són el pH i la temperatura (T). Per exemple, l'acidesa generada per les reaccions promogudes durant la bioremediació pot afectar l'activitat dels bacteris degradadors, per tant, és important que el pH es mantingui dins del rang neutre de 6-8 (Adrian i Löffler, 2016a; Yang, *et al.*, 2017a). Pel que fa a la temperatura, el creixement òptim dels bacteris es produeix, en general, entre els $25-30$ °C, tot i que alguns poden sobreviure a 40 °C (Adrian i Löffler, 2016a). També s'ha descrit que els bacteris poden créixer a temperatures de fins a 10 °C, per exemple, però és possible que el procés de biodegradació s'alenteixi en aquestes condicions.

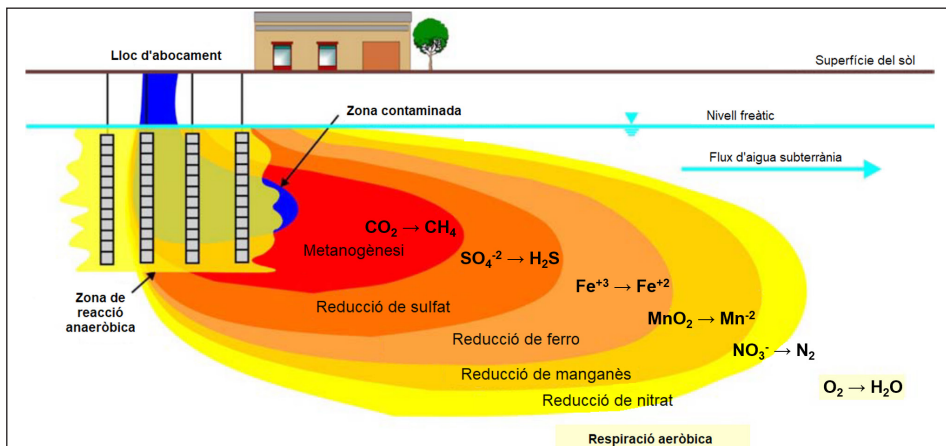


FIGURA 2. Canvis en les condicions redox del sòl, en ordre descendent, promoguts per una injecció ideal de substrat per a una suposada bioestimulació de dissolvents clorats.

FONT: Adaptat d'AFCEE, NFESC i ESTCP, 2004.

El seguiment del substrat o dels nutrients es pot aconseguir amb l'anàlisi de les seves concentracions i/o les dels productes resultants de la reacció redox objectiu o, si aplica, del carboni orgànic dissolt o total present a l'aqüífer (DOC, *dissolved organic carbon*, o TOC, *total organic carbon*, respectivament). Aquesta informació aporta evidències sobre la presència i consum dels reactius i/o de la font de carboni per part dels bacteris autòctons i, fins i tot, pot ajudar a dilucidar les vies de reacció actives.

Finalment, l'anàlisi de les concentracions dels contaminants i dels possibles productes de la biodegradació pot informar sobre els processos bioquímics que s'estan produint. La disminució i l'eliminació del compost original i l'augment del producte de la reacció objectiu podria indicar l'ocurrència de la biodegradació. Però si la bioremediació s'implementa en un sistema obert (és a dir, en un aqüífer real), els resultats s'han de prendre amb precaució, ja que una disminució de la concentració també pot estar lligada a processos de dilució, sorció, o volatilització. Per tant, les variacions en la concentració dels compostos d'interès poden ser una línia d'evidència de la biodegradació, però no una confirmació.

1.3.3.2. Anàlisi d'isòtops estables específics de compostos

L'anàlisi d'isòtops estables es basa en l'existència de dos o més isòtops estables d'un mateix element químic que presenten diferents abundàncies a la naturalesa. Per exemple, el 98,93 % del carboni està en la forma isotòpica ^{12}C , mentre que només un 1,07 % està en la forma ^{13}C . El mateix passa amb el clor, on el 75,76 % es presenta en forma de ^{35}Cl , mentre que un 24,24 % ho fa com a ^{37}Cl . En el cas de l'hidrogen, l'isòtop estable ^1H representa el 99,9885 %, mentre que el 0,0115 % restant és ^2H . I això també passa amb el sofre i l'oxigen, per exemple, on el ^{32}S i el ^{16}O són més abundants que els isòtops ^{33}S , ^{17}O i ^{18}O (Laeter *et al.*, 2003).

Els isòtops estables d'un mateix element presenten gairebé el mateix comportament químic, però, a causa de les diferències de massa, els isòtops més pesants formen enllaços químicament més curts, més estables i es difonen més lentament que els més lleugers. Per tant, aquestes diferències queden reflectides en els processos ambientals com poden ser les transformacions bioquímiques, en què es poden obtenir diferents velocitats de reacció per als diferents isòtops. Així, els compostos amb enllaços amb isòtops lleugers seran degradats més ràpidament pels bacteris, fet que provoca l'enriquiment d'isòtops pesants en el compost original residual (reactiu) i l'enriquiment d'isòtops lleugers en el producte de la reacció. Aquestes diferències de velocitat i preferències isotòpiques provoquen un canvi en la composició isotòpica dels contaminants, que es pot mesurar mitjançant la relació d'abundància d'aquests isòtops estables, fenomen que està lligat a la transformació dels contaminants i que es considera significatiu en comparació amb els

canvis observats en processos físics com la dilució o l'adsorció (Aelion *et al.*, 2009; Hunkeler, Aravena i Butler, 1999). Per tant, la informació obtinguda mitjançant isòtops estables es pot considerar definitiva i és una línia directa d'evidència que es pot associar a la biodegradació (Aelion *et al.*, 2009; Elsner, 2010).

Addicionalment, l'anàlisi de la composició isotòpica es pot utilitzar per a la distribució de fonts (és a dir, identificar quines són les fonts de contaminació i quina és la seva contribució a la contaminació total registrada), així com per fer un seguiment dels processos de transformació *in situ* (Elsner, 2010; Hunkeler *et al.*, 2008). Per tant, l'anàlisi d'isòtops estables específics de compostos (CSIA, de l'anglès *compound specific stable isotope analysis*) és una tècnica analítica que permet avaluar i quantificar l'abast i l'efectivitat dels tractaments de remediació, ja siguin biòtics o abiòtics (Aelion *et al.*, 2009).

Per acabar, l'anàlisi dual d'isòtops (és a dir, l'estudi de més d'un element) millora la identificació de la font i el comportament dels contaminants a les aigües subterrànies. En aquest últim cas, la relació entre els canvis isotòpics entre ambdós elements estudiats reflecteix els mecanismes de biodegradació en curs (Elsner, 2010). Per tant, la informació recollida dels estudis de laboratori es pot comparar amb l'obtinguda a partir de mostres de camp per investigar els processos de degradació *in situ* (Aelion *et al.*, 2009; Bombach *et al.*, 2010; Nijenhuis i Kuntze, 2016).

1.3.3.3. Tècniques de biologia molecular

Una altra línia d'evidència que podria informar de la viabilitat o de l'èxit d'una estratègia de bioremediació és la presència i/o identificació dels bacteris responsables de la degradació. Per exemple, per mitjà de la investigació qualitativa i quantitativa de la composició de la població microbiana, dels gèneres o espècies presents i/o actius, o bé dels gens que catalitzen les reaccions d'interès. Les tècniques de biologia molecular (MBT, de l'anglès *molecular biological tools*) inclouen tècniques com la reacció en cadena per la polimerasa (PCR, de l'anglès *polymerase chain reaction*), la PCR quantitativa (qPCR) i la seqüenciació de DNA d'alt rendiment (per exemple, Illumina) (Bombach *et al.*, 2010; Jugder *et al.*, 2016; Löffler, Ritalahti i Zinder, 2012).

2. Objectius, materials i mètodes

2.1. OBJECTIUS

Aquest text de revisió pretén introduir i contextualitzar el fenomen de la contaminació dels sòls i de les aigües subterrànies per diferents contaminants orgànics d'origen industrial, presentar l'estat de la qüestió de la tècnica de la bioremediació aeròbica i anaeròbica i resumir els resultats obtinguts en les investigacions dutes a terme en el marc d'una tesi del Pla de Doctorats Industrials (Blázquez-Pallí, 2019), amb la col·laboració entre l'empresa Litoclean, SL i la Universitat Autònoma de Barcelona, i en relació amb la bioremediació anaeròbica dels dissolvents clorats. Així doncs, aquest treball persegueix aprofundir el coneixement sobre els processos de biodegradació anaeròbica (naturals i estimulats) de dissolvents clorats, en aigües subterrànies i en condicions de camp, per tal de millorar les futures estratègies de bioremediació implementades a emplaçaments contaminats. Per fer-ho, s'han investigat tres emplaçaments diferents, contaminats per famílies de contaminants diferents, i que representen escenaris de complexitat creixent.

2.2. EMPLAÇAMENTS D'ESTUDI

2.2.1. Lloc 1

En el moment de la investigació, el sòl d'aquest primer emplaçament industrial, ubicat a la província de Barcelona (Espanya), estava contaminat amb PCE, si bé també s'hi havien detectat concentracions de TCE, *cis*-DCE i VC. Des d'un punt de vista litològic, s'hi van identificar diferents unitats d'argiles, argiles llimoses, llits de gres i, localment, dipòsits quaternaris (sorres, llims, argiles i materials antròpics). Així, les aigües subterrànies del lloc es concentren, principalment, en

els intervals de gres o microconglomerats que s'intercalen amb la matriu argilosa i, a causa de la continuïtat limitada de l'estrat permeable, l'explotació hidrològica potencial de la zona és baixa. A escala local, però, quan els piezòmetres o pous instal·lats tallen capes de gres, gresos llimosos, argiles llimoses i microconglomerats, la conductivitat hidràulica augmenta (figura 3).

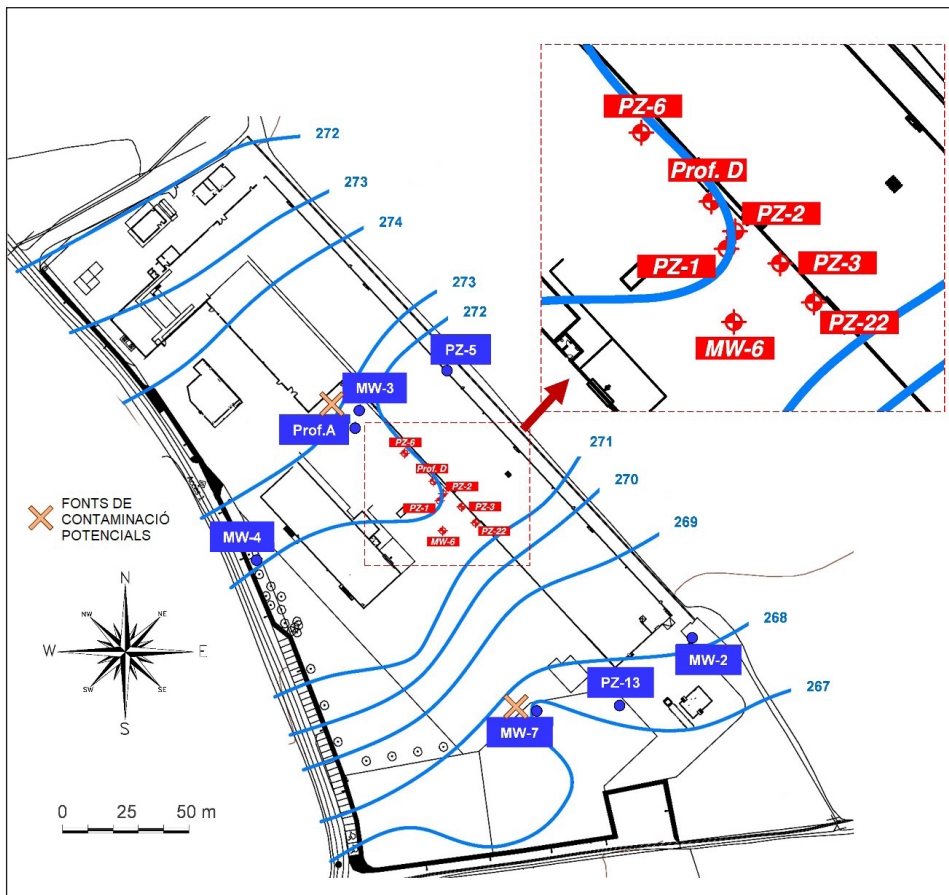


FIGURA 3. Nivell freàtic (línies blaves, en metres sobre el nivell del mar) representatiu del cabal natural d'aigua subterrània a l'emplaçament lloc 1, ubicació dels piezòmetres i fonts de contaminació potencials. Els codis numèrics blaus fan referència als piezòmetres estudiats a l'apartat 3.1 del present text i els vermells fan referència als piezòmetres controlats durant la prova pilot *in situ* descrita a l'apartat 3.2. El piezòmetre PZ-2 és el punt d'injecció durant la prova pilot a l'emplaçament.

FONT: Elaboració pròpia (Blázquez-Pallí *et al.*, 2019b).

2.2.2. Lloc 2

Aquest emplaçament també es troba en una zona industrial de la província de Barcelona (Espanya). Des d'un punt de vista hidrogeològic, està constituït per argiles i conglomerats i l'aquífer té una transmissivitat mitjana de 5-180 m²/dia. En el moment de la investigació, a les aigües subterrànies es van detectar concentracions elevades de contaminants i producte pur (DNAPL), si bé el plomall de contaminació es considerava finit i contingut. Els principals compostos registrats van ser DCM, CF, TCE i MCB, però també es van detectar *cis*-DCE, VC, PCE, acetona, BTEX (benzè, toluè, etilbenzè i xilens) i tetrahidrofurà.

2.2.3. Lloc 3

Finalment, aquest emplaçament també es troba en una zona industrial de la província de Barcelona (Espanya), però a més de 30 km del lloc 2. Geològicament, està constituït per sorres i graves que recobreixen, d'una manera no conforme, una capa inferior de granit. Hidrològicament, les aigües subterrànies flueixen principalment per la unitat de graves i, en menor mesura, a través del granit més fracturat. De la mateixa manera que al lloc 2, en el moment de la investigació es va confirmar la presència de DNAPL al sòl, amb la sospita que la font de contaminació encara fos activa. En aquest cas, els contaminants més abundants a les aigües subterrànies eren el DCM, CF, TCE i MCB, però també s'hi van detectar acetona, toluè, PCE, CT, VC, tetrahidrofurà i benzè.

2.3. MÈTODES

En general, per al desenvolupament de les tres investigacions descrites, es va seguir una metodologia integradora que combina: 1) l'estudi d'antecedents històrics i la caracterització hidrogeoquímica dels emplaçaments (pH, conductivitat elèctrica, oxigen dissolt, potencial redox i concentracions d'ions principals en aigües subterrànies); 2) l'anàlisi de les concentracions i CSIA dels compostos d'interès; 3) l'ús de les MBT com la PCR i la seqüenciació del gen 16S rARN; 4) la preparació de microcosmos anòxics al laboratori, que es van utilitzar com a eina de diagnòstic, i 5) assaigs pilot al camp per confirmar la viabilitat i l'èxit en la implementació d'una estratègia de bioremediació *in situ*. Aquest conjunt de tècniques es van emprar per obtenir línies d'evidència complementàries que fossin capaces de descriure i recolzar la viabilitat de les reaccions de biodegradació estudiades i, alhora, conèixer i entendre els diferents factors i mecanismes que governaven aquests processos, avaluar l'èxit de la descontaminació i/o identificar els potencials contratemps que es podrien produir en un futur tractament de bioremediació.

3. Resultats i discussió

3.1. ASSAIGS DE LABORATORI: AVALUACIÓ DEL POTENCIAL DE BIODEGRADACIÓ D'UN AQÜÍFER

Habitualment, els etens clorats coexisteixen als aquífers i formen mescles perilloses i tòxiques com a conseqüència de la mala gestió o l'abocament accidental del PCE i el TCE, i de les seves reaccions de descloració reductiva incompletes, que ahora generen els subproductes *cis*-DCE i VC (Bradley, 2000; Stroo i Ward, 2010). Aquesta reacció de degradació dels etens clorats té com a producte final el gas inòcua etè i es pot produir d'una manera biòtica pels *Dhc*, per exemple. Aquests bacteris són estrictament anaerobis i, per tant, quan l'oxigen dissolt en aigua, el potencial redox o els requeriments nutricionals (font de carboni i hidrogen) no són els adequats, l'aquífer es pot condicionar per mitjà de l'addició de substrats orgànics fermentables (per exemple, lactat, metanol o etanol) per promoure les reaccions de biodegradació desitjades (Adrian i Löffler, 2016a; Fennell i Gossett, 1998; AFCEE, NFESC i ESTCP, 2004).

Al primer estudi de Blázquez-Pallí *et al.* (2019a), es va avaluar el potencial de bioremediació d'un emplaçament (lloc 1), ubicat en una zona industrial de Barcelona i que en el passat havia estat contaminat per PCE. Per a tal fi, primer es va dur a terme la caracterització inicial de l'emplaçament, on es van analitzar 10 mostres d'aigua subterrània provinents de 10 piezòmetres diferents (figura 3). Els resultats van mostrar baixes concentracions dels productes de la biodegradació del PCE a les aigües subterrànies (TCE, *cis*-DCE i VC), la qual cosa constituïa una evidència qualitativa de la capacitat intrínseca de descloració reductiva de l'aquífer, ja que el PCE (amb concentracions entre 2,1 μM i 77 μM) havia estat l'únic producte comercial utilitzat a l'emplaçament. De la mateixa manera, un altre indicador qualitatiu d'aquesta biodegradació era la concentració dels ions clorur (Cl^-), que era

entre 3 i 30 vegades més elevada en els piezòmetres impactats que en el piezòmetre de referència considerat (MW-4, sense impactar). Per la seva banda, les concentracions d'oxigen dissolt (DO) registrades a les mostres estaven entre els 0,2 mg/L i els 2,0 mg/L; no es van registrar concentracions significatives de Fe total ($< 0,1$ mg/L); la concentració de nitrats va superar els 25 mg/L en quasi tots els piezòmetres, i es van detectar sulfats a nivells elevats a la majoria dels piezòmetres (valors entre 94 mg/L i 1435 mg/L). Aquests resultats van suggerir que l'aquífer es trobava naturalment en condicions de reducció de nitrats i, per tant, era necessari promoure un canvi cap a condicions reductores de sulfats o de metanogènesi per tal d'afavorir la descloració reductiva completa del PCE a etè. Addicionalment, les mitjanes registrades de la temperatura ($19\text{ °C} \pm 2\text{ °C}$) i del pH ($7,4 \pm 0,2$) de l'aigua es van considerar òptimes per als processos de bioremediació. Finalment, l'anàlisi CSIA del carboni dels etens clorats va evidenciar que, possiblement, dues fonts de PCE diferents s'havien alliberat al sòl (Prof. A i MW-7), fet que hauria causat la distribució i el comportament del plomall de contaminació a l'emplaçament (figura 3). A més, els resultats van indicar que, en condicions naturals, la biodegradació del PCE a TCE i *cis*-DCE existia, però que la reacció més enllà del *cis*-DCE no era significativa a causa de la geoquímica del sòl.

Al laboratori, l'establiment de microcosmos anòxics va demostrar que, efectivament, el PCE es podia transformar, d'una manera natural, a TCE i a *cis*-DCE, i la detecció dels biomarcadors corresponents (*Dhc* 16S rARN i gen *VcrA*) va confirmar la presència de *Dhc* natiu amb els enzims necessaris per desintoxicar les aigües subterrànies. A part, la seqüenciació del gen 16S rARN va confirmar també la presència d'altres bacteris descloradors del gènere *Geobacter*. Tot i això, els microcosmos en condicions naturals van mostrar l'acumulació de *cis*-DCE, que només es va poder evitar amb l'addició de lactat com a substrat orgànic fermentable i el conseqüent canvi en les condicions redox (Bouwer, 1994; Elsner i Hofstetter, 2011). Així doncs, amb la bioestimulació es va aconseguir promoure i completar la descloració del *cis*-DCE fins a l'etè, un compost innocu (figura 4).

En definitiva, gràcies a l'ús de diverses tècniques analítiques i les línies d'evidència complementàries obtingudes al laboratori i a camp, els resultats van indicar que la millor estratègia per descontaminar l'emplaçament era la bioestimulació amb l'ús del lactat com a donador d'electrons. Així doncs, aquesta metodologia multidisciplinària utilitzada per diagnosticar la viabilitat de la biodegradació a l'emplaçament va resultar útil per comprendre la idiosincràsia de l'aquífer i establir el millor tractament de remediació.

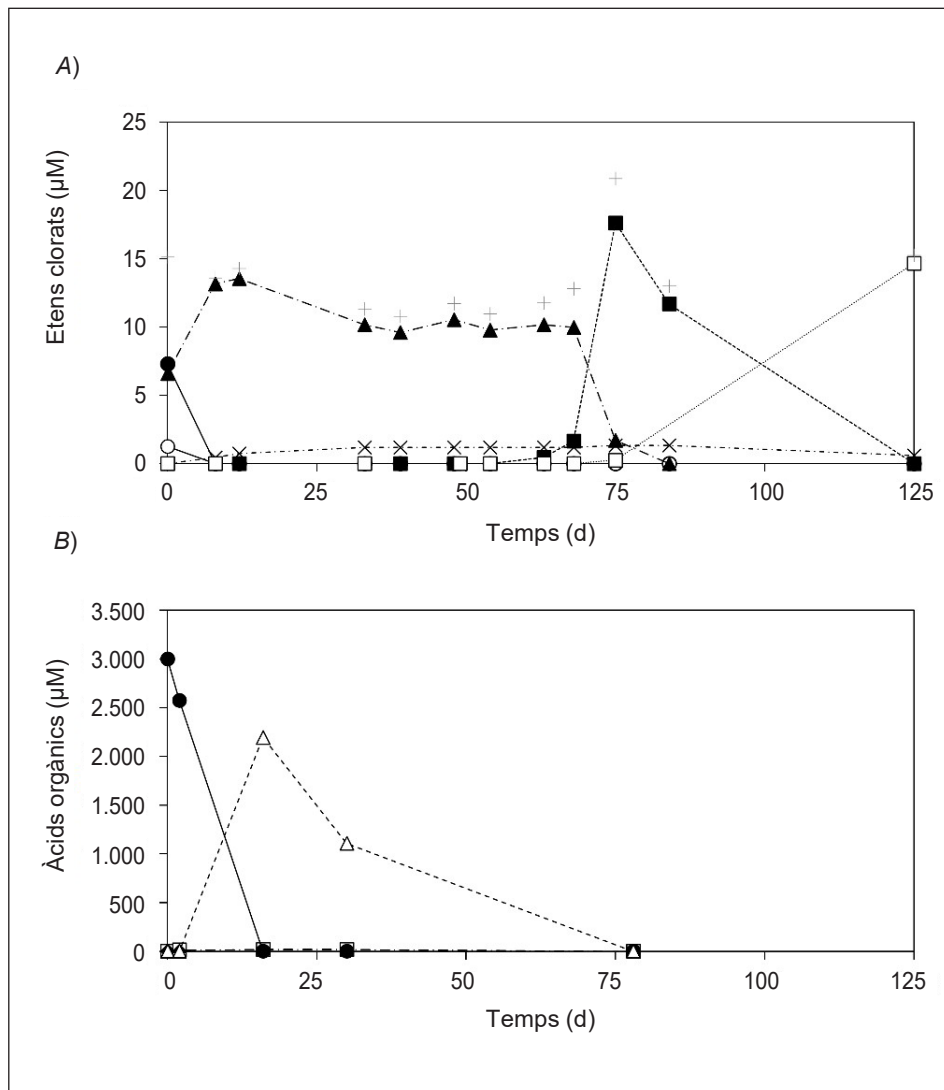


FIGURA 4. Evolució temporal al microcosmos esmenat amb lactat i preparat amb mostra de l'aquífer del piezòmetre MW-2. A) Descloració reductiva dels etens clorats (●: PCE; ○: TCE; ▲: *cis*-DCE; ×: *trans*-DCE; ■: VC; □: etè; ÷: suma dels etens clorats més etè). B) Àcids grassos volàtils (●: lactat; □: piruvat; Δ: acetat; ◆: format).

FONT: Elaboració pròpia (Blázquez-Pallí *et al.*, 2019a).

3.2. APLICACIÓ AL CAMP: ASSAIG PILOT *IN SITU* I BIOREMEDIACIÓ A ESCALA DE L'EMPLAÇAMENT

Tal com s'ha descrit anteriorment, l'anàlisi CSIA del carboni és útil per obtenir evidències dels processos de biodegradació a les aigües subterrànies (Aelion *et al.*, 2009; Hunkeler, Aravena i Butler, 1999). A més, aquesta tècnica es pot utilitzar per quantificar l'abast de la bioremediació *in situ* i distingir entre diferents rutes metabòliques (Elsner, 2010). D'una manera similar, la composició isotòpica dels possibles acceptors d'electrons no halogenats es pot utilitzar per rastrejar canvis en les condicions redox de l'aquífer, que és un dels factors que controla les reaccions de descloració reductiva (figura 2). Per exemple, una CSIA dual és útil per mesurar l'abast de la reacció de reducció del sulfat a partir de l'enriquiment en ^{34}S i en ^{18}O en el sulfat residual (Wu *et al.*, 2011). Actualment, molts estudis se centren en metodologies per avaluar la viabilitat dels tractaments de biodegradació al laboratori (Buchner *et al.*, 2015; Courbet *et al.*, 2011; Ebert *et al.*, 2010; Kuder *et al.*, 2013; Lee *et al.*, 2016; Lu, Wilson i Kampbell, 2009; Matteucci, Ercole i Gallo, 2015; Nijenhuis *et al.*, 2007a; Slater *et al.*, 2001; Tarnawski *et al.*, 2016; Yu *et al.*, 2018), però pocs han publicat resultats després d'una aplicació al camp (Herrero *et al.*, 2019; Hirschorn *et al.*, 2007; Song *et al.*, 2002). En aquest sentit, existeixen també diverses guies i protocols amb recomanacions per al disseny d'aquests tractaments de remediació (Dugat-Bony *et al.*, 2012; Kueper *et al.*, 2014; AFCEE, NFESC i ESTCP, 2004; Leeson, Stroo i Johnson, 2013; Stroo i Ward, 2010), però, en última instància, la majoria presenten enfocaments específics per al lloc en estudi.

És per això que, en el segon estudi de Blázquez-Pallí *et al.* (2019b), es va continuar el treball presentat a l'apartat 3.1 i es va aplicar una metodologia isotòpica i molecular integrada amb la intenció d'obtenir línies complementàries d'evidència per implementar i controlar, d'una manera eficient, un tractament *in situ* de bioestimulació amb lactat. Així doncs, en el mateix emplaçament ja esmentat (lloc 1), i a partir de les conclusions obtingudes al laboratori, es va dur a terme una prova pilot *in situ* de bioestimulació que es va monitorar mitjançant una metodologia més completa que la utilitzada al laboratori, i per mitjà dels indicadors i anàlisis següents: 1) hidroquímica, incloent-hi el potencial redox i la concentració d'espècies sensibles al redox, etens clorats, lactat i acetat; 2) la seqüenciació del gen 16S rARN de diverses mostres d'aigua subterrània, i 3) l'anàlisi CSIA del carboni dels etens clorats i del sofre i l'oxigen dels sulfats.

La prova pilot *in situ* va durar uns 190 dies i va consistir en una sola injecció de lactat (donador d'electrons) en un sol piezòmetre (PZ-2). Tot i això, el seguiment de la prova pilot es va realitzar tant en el punt d'injecció com en 6 piezòmetres del voltant (figura 3). A partir de la seqüenciació d'alt rendiment de la regió 16S rARN de diverses mostres d'aigua provinents del punt d'injecció i dels de se-

guiment, es va observar que l'addició de lactat va induir un canvi en la comunitat microbiana cap a la predominança de bacteris fermentadors (Fennell, Gosset i Zinder, 1997; He *et al.*, 2007; Tegtmeier *et al.*, 2016), que serien els responsables de fermentar el lactat injectat i promoure la formació d'acetat i l'alliberació de l'hidrogen necessari per als *Dhc*. A les mostres de camp, però, amb prou feines es va detectar el filum *Chloroflexi* (al qual pertany el gènere *Dhc*) a causa de la seva baixa abundància natural, en comparació amb el nombre total de microorganismes presents als aqüífers. El seguiment de les concentracions d'ions principals (SO_4^{-2} , NO_3^- , HCO_3^- , Cl^- , Na^+ , K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2}), de les condicions geoquímiques (Eh i pH) i dels isòtops estables del sofre i l'oxigen dels sulfats va permetre entendre l'efecte de la injecció de lactat sobre la hidroquímica del aqüífer. Aquest enfocament va demostrar que, abans de la injecció, l'aqüífer es trobava naturalment en condicions reductores de nitrats, en què només la biodegradació del PCE i el TCE és factible, i que la bioestimulació amb un donador d'electrons va promoure un canvi cap a condicions reductores de sulfats i de metanogènesi. Aquest canvi va ser més notori al pou d'injecció PZ-2, així com als pous de seguiment PZ-6, MW-6 i PZ-1 (figura 3), fet que coincideix amb la disminució observada en les concentracions de NO_3^- i SO_4^{-2} , i en els canvis observats en la composició isotòpica dels sulfats (S—O). En definitiva, l'assoliment de condicions reductores de sulfat va confirmar el potencial per completar la biodegradació *in situ* dels etens clorats, ja que aquestes condicions permeten la transformació del *cis*-DCE i VC a etè (Bouwer, 1994). A més, els resultats van revelar que el pH es va mantenir dins del rang de 6-8, l'òptim per als bacteris anaerobis responsables de la descloració reductiva (Yang *et al.*, 2017a). Així doncs, a partir d'aquestes línies d'evidència es va confirmar que els piezòmetres amb absència de lactat van mostrar un menor augment de bacteris fermentadors en la seva població i un canvi no significatiu en les condicions redox.

Pel que fa a l'evolució de les concentracions dels dissolvents clorats, del lactat injectat (àcids grassos volàtils) i dels isòtops estables del carboni dels contaminants, els resultats van confirmar que la bioestimulació al piezòmetre PZ-2 es va correspondre amb la transformació del lactat a acetat, la biodegradació completa dels etens clorats (sense acumulació de *cis*-DCE i VC) i la formació d'etè (figura 5). Indicis d'aquesta mateixa evolució també es van observar als punts en què s'havia confirmat el canvi en les condicions redox (PZ-6, MW-6 i PZ-1; figura 3) i que, per tant, van quedar dins el radi d'influència de la bioestimulació assajada.

Donat l'èxit de la prova pilot *in situ*, l'empresa Litoclean, SL va dissenyar i implementar el projecte de bioremediació del sòl en aquest lloc, que va consistir en una bioestimulació amb lactat a tot l'emplaçament. Al cap d'un any de tractament, i a partir de noves anàlisis CSIA del carboni, es va confirmar que la descloració del PCE a etè estava ocorrent a tots els piezòmetres investigats i sense una

acumulació significativa de compostos intermediaris tòxics i carcinògens, com és el cas del VC.

En definitiva, la metodologia multidisciplinària proposada i validada en aquesta investigació es pot integrar fàcilment com a eina en el control, el seguiment i l'avaluació de l'èxit de les aplicacions de bioremediació *in situ* dels etens clorats, i permet reduir les incerteses relacionades amb aquest tipus de tractaments de les aigües subterrànies.

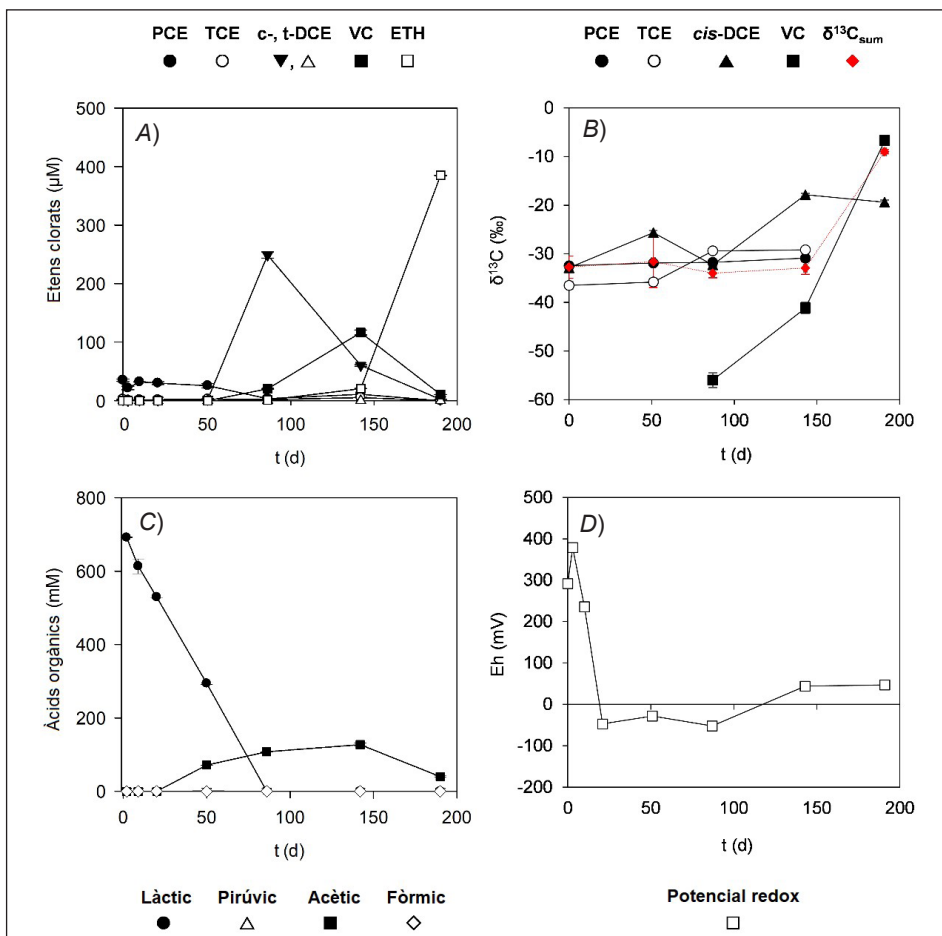


FIGURA 5. Evolució temporal dels paràmetres monitorats al pou PZ-2 durant la prova pilot *in situ*: A) concentració d'etens clorats; B) composició i balanç isotòpic del carboni; C) concentració dels àcids orgànics (VFA, àcid gras volàtil, de l'anglès *volatile fatty acid*), i D) potencial redox (Eh). $\delta^{13}\text{C}_{\text{sum}}$: balanç isotòpic del carboni.

FONT: Elaboració pròpia (Blázquez-Pallí *et al.*, 2019b).

3.3. INVESTIGACIÓ DEL POTENCIAL DE BIODEGRADACIÓ I DE L'ORIGEN DE LES FONTS DE CONTAMINACIÓ EN DOS EMPLAÇAMENTS MULTICONTAMINATS

A diferència dels apartats anteriors, el més habitual és que els aqüífers d'arreu del món estiguin afectats, no només per una família de contaminants, sinó per diverses d'elles que esdevenen mescles tòxiques complexes molt difícils d'eliminar. Per aquest motiu, és habitual trobar aqüífers contaminats en què coexisteixen substàncies com els etens i els metans clorats, clorobenzens, altres substàncies halogenades, BTEX, additius oxigenats del combustible com l'èter *tert*-butil metílic (MTBE) i l'etil *tert*-butil èter (ETBE), i TPH, entre d'altres. En aquests escenaris, la biodegradació microbiana es pot veure afectada, i fins i tot inhibida, pels cocontaminants. Aquesta informació és rellevant per preveure l'eficiència de l'atenuació natural o de les estratègies de bioremediació estimulades. Per exemple, els efectes inhibidors del CF en processos microbians clau com la metanogènesi i la descloració reductiva dels etens i etans clorats és ben coneguda (Weathers i Parkin, 2000; Wei *et al.*, 2016). A més, també s'ha descrit que el CT i el CF s'inhibeixen mútuament la seva biodegradació (Lima i Sleep, 2010; Grostern *et al.*, 2010; Justicia-Leon *et al.*, 2014). Finalment, diversos estudis de laboratori han aplicat l'anàlisi dual d'isòtops C—Cl per descriure els mecanismes de transformació biòtica i abiòtica del DCM (Chen *et al.*, 2018; Heraty *et al.*, 1999; Torgonskaya *et al.*, 2019) i del CF (Heckel *et al.*, 2017, 2019; Rodríguez-Fernández *et al.*, 2018; Torrentó *et al.*, 2017), però, segons el coneixement de l'autora, encara no s'ha publicat cap estudi amb l'aplicació d'una anàlisi C—Cl CSIA en emplaçaments contaminats per DCM.

Així doncs, en el tercer estudi de Blázquez-Pallí *et al.* (2019c) es va investigar el potencial de biodegradació de dos emplaçaments (lloc 2 i lloc 3) que estaven contaminats per múltiples substàncies utilitzades habitualment a la indústria (principalment, DCM, CF, TCE i MCB) i també el possible origen de les fonts de contaminació. Aquest treball es va realitzar, altra vegada, a través d'una metodologia multidisciplinària que va avaluar les diferents línies d'evidència descrites amb anterioritat, entre les quals s'inclou l'estudi C—Cl CSIA per dilucidar l'origen dels plomalls de contaminació registrats i la preparació de microcosmos anòxics, simulant les estratègies de bioestimulació i bioaugmentació, per avaluar-ne la viabilitat.

Al lloc 2, la caracterització hidrogeoquímica va evidenciar que l'aqüífer presentava condicions redox mixtes i que la majoria de mostres analitzades es trobaven en condicions anòxiques, per tant, podrien afavorir les reaccions de descloració reductiva. A més, la temperatura i el pH també eren adequats per a la supervivència dels bacteris autòctons. Pel que fa al plomall de contaminació, el CF

era el compost amb concentració més elevada (454 mg/L), seguit del MCB (82,7 mg/L), el TCE (47,2 mg/L) i el DCM (1,47 mg/L). Finalment, les composicions isotòpiques del C i del Cl provinents de les mostres de camp van ser consistents amb els resultats obtinguts en els microcosmos preparats al laboratori, que van mostrar la capacitat de biodegradació del CF, del DCM i del TCE, però també l'acumulació del MCB, en no poder ser degradat. A més, la identificació del *Dehalobacter sp.* en els cultius de laboratori encara va donar més força al potencial biodegradador de l'aquífer per eliminar els metans clorats (figura 6).

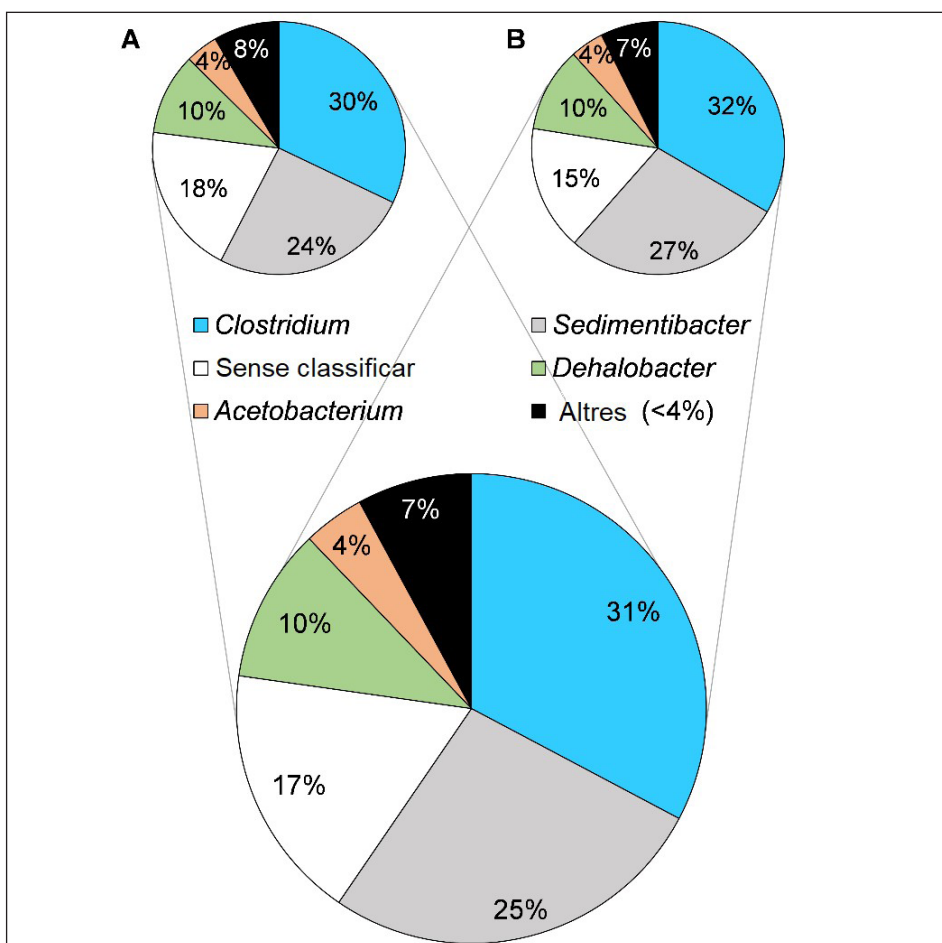


FIGURA 6. Composició mitjana de la comunitat bacteriana al pou PI-2 (lloc 2).

FONT: Elaboració pròpia (Blázquez-Pallí *et al.*, 2019c).

Al lloc 3, la caracterització hidrogeoquímica va evidenciar que l'aquífer també presentava condicions redox mixtes, però que la majoria de mostres analitzades es trobaven en condicions òxiques, fet que limitaria l'ocurrència de reaccions de descloració reductiva. Tot i això, la temperatura i el pH eren adequats per a la supervivència dels bacteris autòctons. Pel que fa al plomall de contaminació, el CF era el compost amb concentració més elevada (272 mg/L), seguit del DCM (27 mg/L), el TCE (1,7 mg/L) i el MCB (0,88 mg/L). En aquest cas, però, les composicions isotòpiques del C i del Cl provinents de les mostres de camp van indicar molt poca transformació del DCM, el CF i el TCE, i els resultats dels microcosmos al laboratori van evidenciar que la biodegradació de tots els compostos era lenta, ineficient i estava fortament inhibida, fins i tot en el cas dels microcosmos que simulaven l'estratègia de bioaugmentació i que havien estat preparats amb dos consorcis bacterians comercials i especialitzats en la degradació d'aquestes substàncies. Aquesta incapacitat dels inòculs utilitzats de biodegradar els contaminants d'una manera eficient va suggerir que, probablement, hi havia problemes d'inhibició. Una explicació plausible podria ser la cocontaminació que hi havia a les aigües subterrànies, concretament, la presència de CT, que s'havia detectat en aquest aquífer en el passat, i que és un inhibidor conegut de l'activitat microbiana i de la degradació del CF en particular (Lima i Sleep, 2010; Grostern *et al.*, 2010; Justicia-Leon *et al.*, 2014; Wei *et al.*, 2016).

Per acabar, la C—Cl CSIA realitzada a partir dels resultats obtinguts a les caracteritzacions dels dos emplaçaments i dels valors de referència de la literatura va permetre descobrir l'origen comercial del CF i del DCM detectats a les aigües subterrànies d'ambdós emplaçaments. És a dir que havien estat abocats al sòl i que no eren subproductes d'altres reaccions de biodegradació *in situ*. D'una manera similar, també es va poder descartar que el benzè detectat a les aigües provingués de la biodegradació natural del MCB, donada la incapacitat del medi per transformar aquest compost.

Aquesta investigació es va focalitzar en la correlació entre la composició isotòpica dels dissolvents clorats i la informació del potencial de biodegradació obtinguda amb els experiments de microcosmos. Per això, l'ús d'una metodologia integradora que combina diferents tècniques analítiques va permetre demostrar el potencial de biodegradació intrínsec del lloc 2 per transformar completament el CF, el DCM i el TCE, però no el MCB. En canvi, els resultats del lloc 3 van suggerir que la inhibició estava impeding la transformació eficient de tots els compostos d'interès. Una vegada més, aquesta metodologia va demostrar que l'enfocament multimètode permet detectar possibles contratemps que podrien sorgir en una futura aplicació de bioremediació i recopilar dades que poden ajudar a prendre decisions *in situ*. Tenint en compte aquests resultats, i pensant en futures estratègies de bioremediació viables per a cadascun d'aquests llocs, la implementació

d'un tren de tractament (és a dir, una combinació o seqüència temporal de diferents estratègies correctives dirigides a diferents famílies o grups de contaminants) podria ser l'enfocament òptim per a la desintoxicació d'aquests aqüífers. Així, per exemple, al lloc 2 es podria aplicar, primer, una bioestimulació amb lactat per degradar anaeròbiament tant els metans com els etens clorats (descloració reductiva). Posteriorment, donada la persistència del MCB en condicions anòxiques i la presència d'altres contaminants d'origen hidrocarburat (BTEX i acetona), es podria implementar una bioestimulació aeròbia amb l'objectiu de promoure reaccions d'oxidació d'origen biològic que poguessin corregir l'afecció orgànica romanent. D'altra banda, considerant la inhibició de la biodegradació observada al lloc 3, una possible forma de procedir seria atacar la zona focus amb algun tipus de tractament fisicoquímic per tal de reduir dràsticament les concentracions a les aigües subterrànies. Posteriorment, caldria avaluar de nou si l'activitat biològica d'origen microbià es pot recuperar o si, per contra, segueix inhibida i seria més adequada la implementació d'un tractament d'oxidació química *in situ* (ISCO, *in situ chemical oxidation*) amb l'objectiu d'eliminar l'afecció romanent.

4. Conclusions

Les tres investigacions dutes a terme en el camp de la bioremediació de compostos orgànics d'origen industrial, en concret, sobre els processos de biodegradació anaeròbia dels dissolvents clorats (Blázquez-Pallí *et al.*, 2019a, 2019b i 2019c), avalen l'ús d'una metodologia integradora que permet l'estudi i la recollida de dades complementàries i ajuda a prendre decisions *in situ*. Demostren que és una eina valuosa per investigar la viabilitat de les estratègies de bioremediació, identificar els possibles contratemps que poden sorgir i fer el seguiment dels tractaments un cop ja han estat aplicats.

En particular, els resultats mostren que les condicions hidrogenoquímiques dels aqüífers exerceixen un control primari sobre les reaccions de biodegradació anaeròbia. Això es va observar al lloc 1 i al lloc 2, on va ser necessària l'addició d'un donador d'electrons per estimular canvis en les condicions del medi i completar la descloració reductiva dels etens clorats a etè.

D'altra banda, s'ha comprovat també que la CSIA és una tècnica versàtil i útil per fer el seguiment del procés de biodegradació i proporcionar informació rellevant sobre les possibles reaccions que tenen lloc *in situ*. En els treballs presents, la CSIA s'ha utilitzat per determinar si, en els aqüífers estudiats, es produïen transformacions bioquímiques d'una manera natural; per a la investigació de l'origen i la distribució de les fonts de contaminació, i com a eina qualitativa per avaluar l'abast i l'èxit d'un procés de biodegradació. Tanmateix, la CSIA presenta algunes limitacions si no es complementa amb altres línies d'evidència. Per exemple, la detecció de canvis significatius en les composicions isotòpiques dels compostos d'interès també pot indicar la fuga de diferents dissolvents, és a dir, no sempre estan lligats a la biodegradació. A més, la coocurrència de diferents transformacions o rutes (bio)químiques pot donar lloc a la superposició de resultats, fet que podria evitar la identificació inequívoca de la reacció o del degradador responsable. Final-

ment, en escenaris en què la font encara és activa, la fuga de contaminant contínua pot emmascarar la biodegradació *in situ*, que caldria demostrar mitjançant altres tècniques.

Les MBT com l'anàlisi de la regió del 16S rARN i la PCR són útils per identificar bacteris i enzims associats a la desintoxicació de contaminants i es poden utilitzar com a biomarcadors *in situ* per confirmar la presència dels gens necessaris per a la biodegradació completa dels contaminants objectiu. A més, aquestes tècniques també són útils per investigar l'evolució de la diversitat microbiana durant els tractaments de bioremediació. No obstant això, les MBT també presenten algunes limitacions, ja que la detecció no confirma l'activitat bacteriana i, per tant, la capacitat de realitzar la reacció investigada. Per a això, les tècniques transcripcionals són més adequades.

Els microcosmos derivats de camp (és a dir, microcosmos construïts amb mostres de sòls i/o d'aigües subterrànies) són capaços de reproduir amb força fidelitat les condicions dels aquífers i, per tant, els processos que podrien tenir lloc *in situ*. Així, els estudis de tractabilitat poden anticipar l'èxit o el fracàs d'una possible aplicació, fet que pot estalviar o redirigir les inversions de temps i diners. A més, amb experiments d'aquest tipus, també es pot descartar l'acumulació de productes intermediaris tòxics i identificar les vies de degradació dels contaminants.

En definitiva, les tècniques de diagnòstic usades per recopilar línies d'evidència de la biodegradació són útils per fer un seguiment adequat del procés de biodegradació tant al laboratori com al camp. Així, l'avaluació integrativa dels resultats permet una millor comprensió de l'ecosistema objecte d'estudi, de manera que és més fàcil identificar els punts forts i els punts febles d'un futur tractament de bioremediació.

5. El futur de la bioremediació

Aquest text de revisió demostra que la tecnologia de la bioremediació és una ciència madura, eficient i sòlida que es pot aplicar *in situ* amb èxit si es fa un seguiment adequat de les variables de control. Lamentablement, però, el nombre d'emplaçaments que s'han descontaminat mitjançant tractaments biològics a Catalunya encara és molt baix.

Segons l'opinió de l'autora, això es deu a la bretxa encara existent entre ciència i indústria, que es podria reduir per mitjà de la transferència de coneixement entre l'Administració i/o autoritats responsables, les consultories i el món acadèmic, i el finançament per al desenvolupament de recerca aplicada. En aquest sentit, encara cal, també, molta ciència bàsica que doni suport a la ciència aplicada i a la presa de decisions durant els tractaments de bioremediació. Així, cal trobar nous mecanismes de degradació de les substàncies químiques que són àmpliament utilitzades a les indústries i que es detecten freqüentment al sòl i a les aigües subterrànies. La recerca hauria d'incloure, per exemple, la investigació i l'aplicació de noves vies de biodegradació metabòlica i cometabòlica de contaminants d'origen industrial (orgànics i inorgànics); de nous biomarcadors, tant per als bacteris com per als enzims funcionals que degraden aquests contaminants, i del fraccionament isotòpic multielement de més bacteris degradadors per tal de millorar la interpretació de dades de camp i el disseny d'una estratègia de remediació adequada. De la mateixa manera, caldria estudiar amb profunditat l'efecte de la cocontaminació dels aqüífers sobre els bacteris degradadors i els possibles processos de degradació que es poden produir en aqüífers complexos multicontaminats. Aquest tipus d'interaccions entre contaminants i microorganismes encara no s'ha estudiat a fons, però és molt rellevant, ja que pot comprometre l'èxit de la bioremediació, per exemple, per problemes d'inhibició. Finalment, és essencial l'aplicació eficient d'estratègies de remediació consecutives per optimitzar la descontaminació dels aqüífers, per exem-

ple, amb l'ús de trens de tractament. La bioremediació d'un aqüífer multicontaminat podria dependre de la presència de diferents bacteris que, al seu torn, podrien requerir diferents condicions hidroquímiques. En aquest sentit, els trens de tractaments podrien incloure l'addició de diversos estimulants per adequar les condicions dels aqüífers als diferents bacteris autòctons o combinar tècniques biòtiques amb abiòtiques, com ara el ferro de valent zero (ZVI, de l'anglès *zero-valent iron*), l'oxidació química *in situ* (ISCO) o la reducció química *in situ* (ISCR, *in situ chemical reduction*), per transicionar i crear una sinergia entre les diferents estratègies de remediació i aprofitar les interaccions cooperatives que es puguin produir. Un altre aspecte interessant dels trens de tractament seria la combinació d'estratègies òxiques i anòxiques tenint en compte les diferents condicions redox que es poden trobar al llarg del plomall de contaminació i la diversitat dels mecanismes de biodegradació dels metabòlits que podrien ser potencialment produïts.

Afortunadament, l'escenari d'innovació científica i tecnològica actual és esperançador, ja que cada cop hi ha més col·laboracions i transferència de coneixement entre empresa i universitat que segur que promouran un gran avenç en aquest camp i tindran un impacte significatiu en l'aplicació d'estratègies de bioremediació *in situ*, tal com s'ha demostrat amb els resultats obtinguts en la tesi doctoral descrita en aquest text de revisió.

Agraïments

Agraeixo l'acompanyament dels meus coneguts, amics i familiars durant tota la meva carrera professional i, sobretot, durant l'etapa de la tesi doctoral. Però, aquest últim tram no hauria estat possible sense la implicació i la col·laboració dels quatre equips de persones que m'han ajudat a donar forma a aquest doctorat industrial. Primer de tot, agrair a l'empresa Litoclean, SL, i en especial al Marçal Bosch i a la Begoña Mundó, l'oportunitat brindada i la confiança rebuda durant tot aquest temps. Gràcies també al Joan Varias, pel seu inestimable suport. Agrair també a l'Ernest Marco i la Teresa Vicent, de la Universitat Autònoma de Barcelona (UAB), i a la Mònica Rosell i a l'Albert Soler, de la Universitat de Barcelona (UB), el seu lideratge i enriquiment, tant en l'àmbit personal com professional. Amb tots ells he après una nova manera de treballar i d'entendre el món (tan contaminat) que tenim sota els peus. Gràcies també a tots els altres companys de Litoclean, de la UAB i de la UB per haver contribuït directament o indirectament als meus projectes i èxits. Vull fer un reconeixement, també, al Pla de Doctorats Industrials de la Generalitat de Catalunya, que ha sabut generar un espai molt necessari d'investigació, de desenvolupament i de col·laboració entre empresa i universitat. I, finalment, agrair a l'Institut d'Estudis Catalans (IEC) aquesta distinció tan especial. Actualment, segueixo implicada en aquesta línia de recerca tan rellevant amb l'equip de Litoclean.

Referències bibliogràfiques

- ABE, Y.; ARAVENA, R.; ZOPFI, J.; SHOUAKAR-STASH, O.; COX, E.; ROBERTS, J. D.; HUNKELER, D. (2009). «Carbon and chlorine isotope fractionation during aerobic oxidation and reductive dechlorination of vinyl chloride and *cis*-1,2-Dichloroethene». *Environmental Science & Technology* [en línia], vol. 43, núm. 1, p. 101-107. <<https://doi.org/10.1021/es801759k>>.
- ADRIAN, L.; LÖFFLER, F. E. (2016a). *Organohalide-respiring bacteria* [en línia]. Berlín; Heidelberg: Springer. <<https://doi.org/10.1007/978-3-662-49875-0>>.
- (2016b). «Organohalide-respiring bacteria-An introduction». A: ADRIAN, L.; LÖFFLER, F. E. (ed.). *Organohalide-respiring bacteria* [en línia]. Berlín; Heidelberg: Springer, p. 3-6. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-49875-0_1>.
- AELION, C. M.; HÖHENER, P.; HUNKELER, D.; ARAVENA, R. (2009). *Environmental isotopes in biodegradation and bioremediation* [en línia]. Boca Raton: CRC Press. <<https://doi.org/10.1201/9781420012613>>.
- AFCEE (AIR FORCE CENTER FOR ENVIRONMENTAL EXCELLENCE); NFESC (NAVAL FACILITIES ENGINEERING SERVICE CENTER); ESTCP (ENVIRONMENTAL SECURITY TECHNOLOGY CERTIFICATION PROGRAM) (2004). *Principles and practices of enhanced anaerobic bioremediation of chlorinated solvents: Prepared by Parson Infrastructure & Technology Group, Inc., Denver, CO, USA* [en línia]. <<https://www.serdp-estcp.org/content/download/4158/63396/file/ER-0125-PP-01-N.pdf>> [Consulta: 3 octubre 2016].
- AGÈNCIA DE RESIDUS DE CATALUNYA (2013). *Memòria de l'Agència de Residus de Catalunya 2012* [en línia]. <https://residus.gencat.cat/web/.content/home/lagencia/publicacions/memories/memoria_12.pdf>.
- (2014). *Memòria de l'Agència de Residus de Catalunya 2013* [en línia]. <https://residus.gencat.cat/web/.content/home/lagencia/publicacions/memories/memoria_13.pdf>.
- (2016). *Memòria de l'Agència de Residus de Catalunya 2014* [en línia]. <https://residus.gencat.cat/web/.content/home/lagencia/publicacions/memories/memoria_14.pdf>.
- (2017a). *Memòria de l'Agència de Residus de Catalunya 2015* [en línia]. <https://residus.gencat.cat/web/.content/home/lagencia/publicacions/memories/memoria_15.pdf>.

- AGÈNCIA DE RESIDUS DE CATALUNYA (2017b). *Memòria de l'Agència de Residus de Catalunya 2016* [en línia]. <https://residus.gencat.cat/web/.content/home/lagencia/publicacions/memories/memoria_16.pdf>.
- ATASHGAHI, S.; LU, Y.; SMIDT, H. (2016). «Overview of known organohalide-respiring bacteria-phylogenetic diversity and environmental distribution». A: ADRIAN, L.; LÖFFLER, F. E. (ed.). *Organohalide-respiring bacteria* [en línia]. Berlín; Heidelberg: Springer, p. 63-105. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-49875-0_5>.
- ATLAS, R. M.; PHILP, J. C. (2005). *Bioremediation: Applied microbial solutions for real-world environmental cleanup* [en línia]. Washington, DC: American Society of Microbiology. <<https://doi.org/10.1128/9781555817596>>.
- BADIN, A.; BROHOLM, M. M.; JACOBSEN, C. S.; PALAU, J.; DENNIS, P.; HUNKELER, D. (2016). «Identification of abiotic and biotic reductive dechlorination in a chlorinated ethene plume after thermal source remediation by means of isotopic and molecular biology tools». *Journal of Contaminant Hydrology* [en línia], vol. 192, p. 1-19. <<https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2016.05.003>>.
- BHATT, P.; KUMAR, M. S.; MUDLIAR, S.; CHAKRABARTI, T. (2007). «Biodegradation of chlorinated compounds-A review». *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* [en línia], vol. 37, núm. 2, p. 165-198. <<https://doi.org/10.1080/10643380600776130>>.
- BLÁZQUEZ-PALLÍ, N. (2019). *Assessing the feasibility of bioremediation strategies in aquifers polluted by chlorinated solvents* [en línia]. Bellaterra: Universitat Autònoma de Barcelona. <<https://hdl.handle.net/10803/669381>>.
- BLÁZQUEZ-PALLÍ, N.; ROSELL, M.; VARIAS, J.; BOSCH, M.; SOLER, A.; VICENT, T.; MARCO-URREA, E. (2019a). «Multi-method assessment of the intrinsic biodegradation potential of an aquifer contaminated with chlorinated ethenes at an industrial area in Barcelona (Spain)». *Environmental Pollution* [en línia], vol. 244, p. 165-173. <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.013>>.
- (2019b). «Integrative isotopic and molecular approach for the diagnosis and implementation of an efficient *in-situ* enhanced biological reductive dechlorination of chlorinated ethenes». *Water Research* [en línia], vol. 167, 115106. <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115106>>.
- BLÁZQUEZ-PALLÍ, N.; SHOUAKAR-STASH, O.; PALAU, J.; TRUEBA-SANTISO, A.; VARIAS, J.; BOSCH, M.; SOLER, A.; VICENT, T.; MARCO-URREA, E.; ROSELL, M. (2019c). «Use of dual element isotope analysis and microcosm studies to determine the origin and potential anaerobic biodegradation of dichloromethane in two multi-contaminated aquifers». *Science of the Total Environment* [en línia], vol. 696, 134066. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134066>>.
- BOMBACH, P.; RICHNOW, H. H.; KÄSTNER, M.; FISCHER, A. (2010). «Current approaches for the assessment of in situ biodegradation». *Applied Microbiology and Biotechnology* [en línia], vol. 86, p. 839-852. <<https://doi.org/10.1007/s00253-010-2461-2>>.
- BOOPATHY, R. (2000). «Factors limiting bioremediation technologies». *Bioresource Technology* [en línia], vol. 74, núm. 1, p. 63-67. <[https://doi.org/10.1016/S09608524\(99\)00144-3](https://doi.org/10.1016/S09608524(99)00144-3)>.
- BOUWER, E. J. (1994). «Bioremediation of chlorinated solvents using alternate electron acceptors». A: NORRIS, R. D. (ed.). *Handbook of bioremediation* [en línia]. Boca Raton: CRC Press, p. 149-176. <<https://www.taylorfrancis.com/chapters/edit/10.1201/9780203712764-9>>.

- BRADLEY, P. M. (2000). «Microbial degradation of chloroethenes in groundwater systems». *Hydrogeology Journal* [en línia], vol. 8, núm. 1, p. 104-111. <<https://doi.org/10.1007/s100400050011>>.
- BUCHNER, D.; BEHRENS, S.; LASKOV, C.; HADERLEIN, S. B. (2015). «Resiliency of stable isotope fractionation ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{37}\text{Cl}$) of trichloroethene to bacterial growth physiology and expression of key enzymes». *Environmental Science & Technology* [en línia], vol. 49, núm. 22, p. 13230-13237. <<https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02918>>.
- CARTER, J. M.; LAPHAM, W. W.; ZOGORSKI, J. S. (2008). «Occurrence of volatile organic compounds in aquifers of the United States». *Journal of the American Water Resources Association* [en línia], vol. 44, núm. 2, p. 399-416. <<https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2008.00170.x>>.
- CHAN, C. C. H.; MUNDLE, S. O. C.; ECKERT, T.; LIANG, X.; TANG, S.; LACRAMPE-COULOUME, G.; EDWARDS, E. A.; SHERWOOD LOLLAR, B. (2012). «Large carbon isotope fractionation during biodegradation of chloroform by *Dehalobacter* cultures». *Environmental Science & Technology* [en línia], vol. 46, núm. 18, p. 10154-10160. <<https://doi.org/10.1021/es3010317>>.
- CHEN, G.; SHOUAKAR-STASH, O.; PHILLIPS, E.; JUSTICIA-LEON, S. D.; GILEVSKA, T.; SHERWOOD LOLLAR, B.; MACK, E. E.; SEGER, E. S.; LÖFFLER, F. E. (2018). «Dual carbon-chlorine isotope analysis indicates distinct anaerobic dichloromethane degradation pathways in two members of the *Peptococcaceae*». *Environmental Science & Technology* [en línia], vol. 52, núm. 15, p. 8607-8616. <<https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01583>>.
- COLEMAN, N. V.; MATTES, T. E.; GOSSETT, J. M.; SPAIN, J. C. (2002). «Phylogenetic and kinetic diversity of aerobic vinyl chloride-assimilating bacteria from contaminated sites». *Applied and Environmental Microbiology* [en línia], vol. 68, núm. 12, p. 6162-6171. <<https://doi.org/10.1128/AEM.68.12.6162-6171.2002>>.
- COURBET, C.; RIVIÈRE, A.; JEANNOTAT, S.; RINALDI, S.; HUNKELER, D.; BENDJOUDI, H.; MARSILY, G. de (2011). «Complementing approaches to demonstrate chlorinated solvent biodegradation in a complex pollution plume: Mass balance, PCR and compound-specific stable isotope analysis». *Journal of Contaminant Hydrology* [en línia], vol. 126, núm. 3-4, p. 315-329. <<https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2011.08.009>>.
- CRAWFORD, R. L.; CRAWFORD, D. L. (2005). *Bioremediation: Principles and applications*. Cambridge: Cambridge University Press.
- CUPPLES, A. M.; SPORMANN, A. M.; MCCARTY, P. L. (2003). «Growth of a *Dehalococcoides*-like microorganism on vinyl chloride and *cis*-dichloroethene as electron acceptors as determined by competitive PCR». *Applied and Environmental Microbiology* [en línia], vol. 69, núm. 2, p. 953-959. <<https://doi.org/10.1128/AEM.69.2.953-959.2003>>.
- DOLFING, J. (2016). «Energetic considerations in organohalide respiration». A: ADRIAN, L.; LÖFFLER, F. E. (ed.). *Organohalide-respiring bacteria* [en línia]. Berlín; Heidelberg: Springer, p. 31-48. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-49875-0_3>.
- DOMBROWSKI, N.; DONAHO, J. A.; GUTIERREZ, T.; SEITZ, K. W.; TESKE, A. P.; BAKER, B. J. (2016). «Reconstructing metabolic pathways of hydrocarbon-degrading bacteria from the Deepwater Horizon oil spill». *Nature Microbiology* [en línia], vol. 1, 16057. <<https://doi.org/10.1038/nmicrobiol.2016.57>>.
- DUGAT-BONY, E.; BIDERRE-PETIT, C.; JAZIRI, F.; DAVID, M. M.; DENONFOUX, J.; LYON, D. Y.; RICHARD, J.-Y.; CURVERS, C.; BOUCHER, D.; VOGEL, T. M.; PEYRETAILLADE, E.;

- PEYRET, P. (2012). «*In situ* TCE degradation mediated by complex dehalorespiring communities during biostimulation processes». *Microbial Biotechnology* [en línia], vol. 5, núm. 5, p. 642-653. <<https://doi.org/10.1111/j.1751-7915.2012.00339.x>>.
- DUHAMEL, M.; EDWARDS, E. A. (2006). «Microbial composition of chlorinated ethene-degrading cultures dominated by *Dehalococcoides*». *FEMS Microbiology Ecology* [en línia], vol. 58, núm. 3, p. 538-549. <<https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2006.00191.x>>.
- EBERT, K.; LASKOV, C.; BEHRENS, S.; HADERLEIN, S. B. (2011). «Assessment of chlorinated ethenes biodegradation in an anaerobic aquifer by isotope analysis and microcosm studies». A: SCHIRMER, M.; HOEHN, E.; VOGT, T. *GQ10: Groundwater quality management in a rapidly changing world*. Wallingford: IAHS Press. (IAHS Publ.; 342), p. 231-234.
- ELSNER, M. (2010). «Stable isotope fractionation to investigate natural transformation mechanisms of organic contaminants: Principles, prospects and limitations». *Journal of Environmental Monitoring* [en línia], núm. 12, p. 2005-2031. <<https://doi.org/10.1039/C0EM00277A>>.
- ELSNER, M., HOFSTETTER, T. B. (2011). «Current perspectives on the mechanisms of chlorohydrocarbon degradation in subsurface environments: Insight from kinetics, product formation, probe molecules, and isotope fractionation». A: TRATNYEK, P. G. [et al.] (ed.). *Aquatic redox chemistry* [en línia]. Washington, DC: American Chemical Society, p. 407-439. <<https://doi.org/10.1021/bk-2011-1071.ch019>>.
- FENNELL, D. E.; GOSSETT, J. M. (1998). «Modeling the production of and competition for hydrogen in a dechlorinating culture». *Environmental Science & Technology* [en línia], vol. 32, núm. 16, p. 2450-2460. <<https://doi.org/10.1021/es980136l>>.
- FENNELL, D. E.; GOSSETT, J. M.; ZINDER, S. H. (1997). «Comparison of butyric acid, ethanol, lactic acid, and propionic acid as hydrogen donors for the reductive dechlorination of tetrachloroethene». *Environmental Science & Technology* [en línia], vol. 31, núm. 3, p. 918-926. <<https://doi.org/10.1021/es960756r>>.
- FERNÁNDEZ-GARCIA, D.; CARLES BRANGARÍ, A.; FREIXAS BORRELL, G. (2014). *Guia tècnica per a l'avaluació de la problemàtica del subsòl associada a compostos organoclorats* [en línia]. <https://residus.gencat.cat/web/.content/home/lagencia/publicacions/sols_contaminats/guia_tec_compostos_orga.pdf>.
- FIELD, J. A.; SIERRA-ALVAREZ, R. (2008). «Microbial degradation of chlorinated benzenes». *Biodegradation* [en línia], núm. 19, p. 463-480. <<https://doi.org/10.1007/s10532-007-9155-1>>.
- FRITSCH, W.; HOFRICHTER, M. (2008). «Aerobic degradation by microorganisms». A: REHM, H.-J.; REED, G. (ed.). *Biotechnology: Environmental processes ii* [en línia]. 2a. ed. Weinheim: Wiley, p. 144-167. <<https://doi.org/10.1002/9783527620951.ch6>>.
- FUENTES, S.; BARRA, B.; CAPORASO, J. G.; SEEGER, M. (2016). «From rare to dominant: A fine-tuned soil bacterial bloom during petroleum hydrocarbon bioremediation». *Applied and Environmental Microbiology* [en línia], vol. 82, núm. 3, p. 888-896. <<https://doi.org/10.1128/AEM.02625-15>>.
- FUNG, J. M.; WEISENSTEIN, B. P.; MACK, E. E.; VIDUMSKY, J. E.; EI, T. A.; ZINDER, S. H. (2009). «Reductive dehalogenation of dichlorobenzenes and monochlorobenzene to benzene in microcosms». *Environmental Science & Technology* [en línia], vol. 43, núm. 7, p. 2302-2307. <<https://doi.org/10.1021/es802131d>>.

- FUTAGAMI, T., FURUKAWA, K. (2016). «The genus *Desulfitobacterium*». A: ADRIAN, L.; LÖFFLER, F. E. (ed.). *Organohalide-respiring bacteria* [en línia]. Berlín; Heidelberg: Springer, p. 173-207. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-49875-0_9>.
- GORIS, T.; DIEKERT, G. (2016). «The genus *Sulfurospirillum*». A: ADRIAN, L.; LÖFFLER, F. E. (ed.). *Organohalide-respiring bacteria* [en línia]. Berlín; Heidelberg: Springer, p. 209-234. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-49875-0_10>.
- GROSTERN, A.; DUHAMEL, M.; DWORATZEK, S.; EDWARDS, E.A. (2010). «Chloroform respiration to dichloromethane by a *Dehalobacter* population». *Environmental Microbiology* [en línia], vol. 12, núm. 4, p. 1053-1060. <<https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2009.02150.x>>.
- HAZEN, T.C.; DUBINSKY, E. A.; DESANTIS, T. Z.; ANDERSEN, G. L.; PICENO, Y. M.; SINGH, N.; JANSSON, J. K.; PROBST, A.; BORGLIN, S. E.; FORTNEY, J. L.; STRINGFELLOW, W. T.; BILL, M.; CONRAD, M. E.; TOM, L. M.; CHAVARRIA, K. L.; ALUSI, T. R.; LAMENDELLA, R.; JOYNER, D. C.; SPIER, C.; BAEUM, J.; AUER, M.; ZEMLA, M. L.; CHAKRABORTY, R.; SONNENTHAL, E. L.; D'HAESELEER, P.; HOLMAN, H.-Y. N.; OSMAN, S.; LU, Z.; NOSTRAND, J. D. van; DENG, Y.; ZHOU, J.; MASON, O. U. (2010). «Deep-sea oil plume enriches indigenous oil-degrading bacteria». *Science* [en línia], vol. 330, núm. 6001, p. 204-208. <<https://doi.org/10.1126/science.1195979>>.
- HE, J.; HOLMES, V. F.; LEE, P. K. H.; ALVAREZ-COHEN, L. (2007). «Influence of vitamin B₁₂ and cocultures on the growth of *Dehalococcoides* isolates in defined medium». *Applied and Environmental Microbiology* [en línia], vol. 73, núm. 9, p. 2847-2853. <<https://doi.org/10.1128/AEM.02574-06>>.
- HE, J.; SUNG, Y.; KRAJMALNIK-BROWN, R.; RITALAHTI, K. M.; LÖFFLER, F. E. (2005). «Isolation and characterization of *Dehalococcoides* sp. strain FL2, a trichloroethene (TCE)- and 1,2-dichloroethene-respiring anaerobe». *Environmental Microbiology* [en línia], vol. 7, núm. 9, p. 1442-1450. <<https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2005.00830.x>>.
- HECKEL, B.; CRETNIK, S.; KLIEGMAN, S.; SHOUAKAR-STASH, O.; MCNEILL, K.; ELSNER, M. (2017). «Reductive outer-sphere single electron transfer is an exception rather than the rule in natural and engineered chlorinated ethene dehalogenation». *Environmental Science & Technology* [en línia], vol. 51, núm. 17, p. 9663-9673. <<https://doi.org/10.1021/acs.est.7b01447>>.
- HECKEL, B.; PHILLIPS, E.; EDWARDS, E. A.; SHERWOOD LOLLAR, B.; ELSNER, M.; MANEFIELD, M. J.; LEE, M. (2019). «Reductive dehalogenation of trichloromethane by two different *Dehalobacter restrictus* strains reveal opposing dual element isotope effects». *Environmental Science & Technology* [en línia], vol. 53, núm. 5, p. 2332-2343. <<https://doi.org/10.1021/acs.est.8b03717>>.
- HEIDER, J.; SPORMANN, A. M.; BELLER, H. R.; WIDDEL, F. (1998). «Anaerobic bacterial metabolism of hydrocarbons». *FEMS Microbiology Reviews* [en línia], vol. 22, núm. 5, p. 459-473. <<https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.1998.tb00381.x>>.
- HENRY, B. M. (2010). «Biostimulation for anaerobic bioremediation of chlorinated solvents». A: STROO, H. F.; WARD, C. H. (ed.). *In situ remediation of chlorinated solvent plumes* [en línia]. Nova York: Springer, p. 357-423. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-1401-9_12>.
- HERATY, L. J.; FULLER, M. E.; HUANG, L.; ABRAJANO, T.; STURCHIO, N. C. (1999). «Isotopic fractionation of carbon and chlorine by microbial degradation of dichloromethane». *Or-*

- ganic Geochemistry* [en línia], vol. 30, núm. 8, p. 793-799. <[https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(99\)00062-5](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(99)00062-5)>.
- HERMON, L.; DENONFOUX, J.; HELLAL, J.; JOULIAN, C.; FERREIRA, S.; VUILLEUMIER, S.; IMFELD, G. (2018). «Dichloromethane biodegradation in multi-contaminated groundwater: Insights from biomolecular and compound-specific isotope analyses». *Water Research* [en línia], vol. 142, p. 217-226. <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.057>>.
- HERRERO, J.; PUIGSERVER, D.; NIJENHUIS, I.; KUNTZE, K.; CARMONA, J. M. (2019). «Combined use of ISCR and biostimulation techniques in incomplete processes of reductive dehalogenation of chlorinated solvents». *Science of the Total Environment* [en línia], vol. 648, p. 819-829. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.184>>.
- HIRSCHORN, S. K.; GROSTERN, A.; LACRAMPE-COULOUME, G.; EDWARDS, E. A.; MACKINNON, L.; REPTA, C.; MAJOR, D. W.; SHERWOOD LOLLAR, B. (2007). «Quantification of biotransformation of chlorinated hydrocarbons in a biostimulation study: Added value via stable carbon isotope analysis». *Journal of Contaminant Hydrology* [en línia], vol. 94, núm. 3-4, p. 249-260. <<https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2007.07.001>>.
- HUG, L. A.; EDWARDS, E. A. (2013). «Diversity of reductive dehalogenase genes from environmental samples and enrichment cultures identified with degenerate primer PCR screens». *Frontiers in Microbiology* [en línia], núm. 4, 16. <<https://doi.org/10.3389/fmicb.2013.00341>>.
- HUNKELER, D.; ARAVENA, R.; BUTLER, B. J. (1999). «Monitoring microbial dechlorination of tetrachloroethene (PCE) in groundwater using compound-specific stable carbon isotope ratios: Microcosm and field studies». *Environmental Science & Technology* [en línia], vol. 33, núm. 16, p. 2733-2738. <<https://doi.org/10.1021/es981282u>>.
- HUNKELER, D.; MECKENSTOCK, R. U.; LOLLAR, B. S.; SCHMIDT, T. C.; WILSON, J. T. (2008). *A guide for assessing biodegradation and source identification of organic ground water contaminants using compound specific isotope analysis (CSIA)*. Washington, DC: U. S. Environmental Protection Agency. [EPA/600/R-08/148]
- JUGDER, B. E.; ERTAN, H.; BOHL, S.; LEE, M.; MARQUIS, C. P.; MANEFIELD, M. (2016). «Organohalide respiring bacteria and reductive dehalogenases: Key tools in organohalide bioremediation». *Frontiers in Microbiology* [en línia], núm. 7, 249. <<https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.00249>>.
- JUSTICIA-LEON, S. D.; HIGGINS, S.; MACK, E. E.; GRIFFITHS, D. R.; TANG, S.; EDWARDS, E. A.; LÖFFLER, F. E. (2014). «Bioaugmentation with distinct *Dehalobacter* strains achieves chloroform detoxification in microcosms». *Environmental Science & Technology* [en línia], vol. 48, núm. 3, p. 1851-1858. <<https://doi.org/10.1021/es403582f>>.
- JUSTICIA-LEON, S. D.; RITALAHTI, K. M.; MACK, E. E.; LÖFFLER, F. E. (2012). «Dichloromethane fermentation by a *Dehalobacter* sp. in an enrichment culture derived from pristine river sediment». *Applied and Environmental Microbiology* [en línia], vol. 78, núm. 4, p. 1288-1291. <<https://doi.org/10.1128/AEM.07325-11>>.
- KLEINDIENST, S.; HIGGINS, S. A.; TSEMENTZI, D.; CHEN, G.; KONSTANTINIDIS, K. T.; MACK, E. E.; LÖFFLER, F. E. (2017). «*Candidatus* Dichloromethanomonas elyunquensis' gen. nov., sp. nov., a dichloromethane-degrading anaerobe of the *Peptococcaceae* family». *Systematic and Applied Microbiology* [en línia], vol. 40, núm. 3, p. 150-159. <<https://doi.org/10.1016/j.syapm.2016.12.001>>.

- KLEINDIENST, S.; PAUL, J. H.; JOYE, S. B. (2015). «Using dispersants after oil spills: Impacts on the composition and activity of microbial communities». *Nature Reviews Microbiology* [en línia], vol. 13, p. 388-396. <<https://doi.org/10.1038/nrmicro3452>>.
- KRAJMALNIK-BROWN, R.; HÖLSCHER, T.; THOMSON, I. N.; SAUNDERS, F. M.; RITALAHTI, K. M.; LÖFFLER, F. E. (2004). «Genetic identification of a putative vinyl chloride reductase in *Dehalococcoides* sp. strain BAV1». *Applied and Environmental Microbiology* [en línia], vol. 70, núm. 10, p. 6347-6351. <<https://doi.org/10.1128/AEM.70.10.6347-6351.2004>>.
- KUDER, T.; BREUKELLEN, B. M. van; VANDERFORD, M.; PHILIP, P. (2013). «3D-CSIA: Carbon, chlorine, and hydrogen isotope fractionation in transformation of TCE to ethene by a *Dehalococcoides* culture». *Environmental Science & Technology* [en línia], vol. 47, núm. 17, p. 9668-9677. <<https://doi.org/10.1021/es400463p>>.
- KUEPER, B. H.; VOGEL, C. M.; STROO, H. F.; WARD, C. H. (2014). *Chlorinated solvent source zone remediation* [en línia]. Nova York: Springer. <<https://doi.org/10.1007/978-1-4614-6922-3>>.
- LAETER, J. R. de; BÖHLKE, J. K.; BIÈVRE, P. de; HIDAKA, H.; PEISER, H. S.; ROSMAN, K. J. R.; TAYLOR, P. D. P. (2003). «Atomic weights of the elements: Review 2000». *Pure and Applied Chemistry*, vol. 75, núm. 6, p. 683-800.
- LEE, J.; IM, J.; KIM, U.; LÖFFLER, F. E. (2016). «A data mining approach to predict *in situ* detoxification potential of chlorinated ethenes». *Environmental Science & Technology* [en línia], vol. 50, núm. 10, p. 5181-5188. <<https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05090>>.
- LEE, M.; LOW, A.; ZEMB, O.; KOENIG, J.; MICHAELSEN, A.; MANEFIELD, M. J. (2012). «Complete chloroform dechlorination by organochlorine respiration and fermentation». *Environmental Microbiology* [en línia], vol. 14, núm. 4, p. 883-894. <<https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2011.02656.x>>.
- LEE, M.; WELLS, E.; WONG, Y. K.; KOENIG, J.; ADRIAN, L.; RICHNOW, H. H.; MANEFIELD, M. J. (2015). «Relative contributions of *Dehalobacter* and zerovalent iron in the degradation of chlorinated methanes». *Environmental Science & Technology* [en línia], vol. 49, núm. 7, p. 4481-4489. <<https://doi.org/10.1021/es5052364>>.
- LEESON, A.; STROO, H. F.; JOHNSON, P. C. (2013). «Groundwater remediation today and challenges and opportunities for the future». *Groundwater* [en línia], vol. 51, núm. 2, p. 175-179. <<https://doi.org/10.1111/gwat.12039>>.
- LEMMING, G.; HAUSCHILD, M. Z.; CHAMBON, J.; BINNING, P. J.; BULLE, C.; MARGNI, M.; BJERG, P. L. (2010). «Environmental impacts of remediation of a trichloroethene-contaminated site: Life cycle assessment of remediation alternatives». *Environmental Science & Technology* [en línia], vol. 44, núm. 23, p. 9163-9169. <<https://doi.org/10.1021/es102007s>>.
- LIANG, X.; DEVINE, C. E.; NELSON, J.; SHERWOOD LOLLAR, B.; ZINDER, S.; EDWARDS, E. A. (2013). «Anaerobic conversion of chlorobenzene and benzene to CH₄ and CO₂ in bio-augmented microcosms». *Environmental Science & Technology* [en línia], vol. 47, núm. 5, p. 2378-2385. <<https://doi.org/10.1021/es3043092>>.
- LIMA, G. P. da; SLEEP, B. E. (2010). «The impact of carbon tetrachloride on an anaerobic methanol-degrading microbial community». *Water, Air, & Soil Pollution* [en línia], vol. 212, p. 357-368. <<https://doi.org/10.1007/s11270-010-0350-z>>.

- LÖFFLER, F. E.; RITALAHTI, K. M.; ZINDER, S. H. (2012). «*Dehalococcoides* and reductive dechlorination of chlorinated solvents». A: STROO, F.; LEESON, A.; WARD, C. H. (ed.). *Bioaugmentation for groundwater remediation* [en línia]. Nova York: Springer, p. 39-88. <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-4115-1_2>.
- LÖFFLER, F. E.; YAN, J.; RITALAHTI, K. M.; ADRIAN, L.; EDWARDS, E. A.; KONSTANTINIDIS, K. T.; MÜLLER, J. A.; FULLERTON, H.; ZINDER, S. H.; SPORMANN, A. M. (2013). «*Dehalococcoides mccartyi* gen. nov., sp. nov., obligately organohalide-respiring anaerobic bacteria relevant to halogen cycling and bioremediation, belong to a novel bacterial class, *Dehalococcoidia* classis nov., order *Dehalococcoidales* ord. nov. and family *Dehalococcoidaceae* fam. nov., within the phylum *Cloroflexi*». *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* [en línia], vol. 63, p. 625-635. <<https://doi.org/10.1099/ijs.0.034926-0>>.
- LOGANATHAN, B. G.; LAM, P. K. S. (2011). *Global contamination trends of persistent organic chemicals*. 1a ed. Boca Raton: CRC Press.
- LU, X.; WILSON, J. T.; KAMPBELL, D. H. (2009). «Comparison of an assay for *Dehalococcoides* DNA and a microcosm study in predicting reductive dechlorination of chlorinated ethenes in the field». *Environmental Pollution* [en línia], vol. 157, núm. 3, p. 809-815. <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.11.015>>.
- LUEDERS, T. (2017). «The ecology of anaerobic degraders of BTEX hydrocarbons in aquifers». *FEMS Microbiology Ecology* [en línia], vol. 93, núm. 1, fiw220. <<https://doi.org/10.1093/femsec/fiw220>>.
- LYON, D. Y.; VOGEL, T. M. (2013). «Bioaugmentation for groundwater remediation: An overview». A: STROO, F.; LEESON, A.; WARD, C. H. (ed.). *Bioaugmentation for groundwater remediation* [en línia]. Nova York: Springer, p. 1-37. <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-4115-1_1>.
- MÄGLI, A.; MESSMER, M.; LEISINGER, T. (1998). «Metabolism of dichloromethane by the strict anaerobe *Dehalobacterium formicoaceticum*». *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 64, núm. 2, p. 646-650.
- MAJONE, M.; VERDINI, R.; AULENTA, F.; ROSSETTI, S.; TANDOI, V.; KALOGERAKIS, N.; AGATHOS, S.; PUIG, S.; ZANAROLI, G.; FAVA, F. (2015). «*In situ* groundwater and sediment bioremediation: Barriers and perspectives at European contaminated sites». *New Biotechnology* [en línia], vol. 32, núm. 1, p. 133-146. <<https://doi.org/10.1016/j.nbt.2014.02.011>>.
- MATTES, T. E.; ALEXANDER, A. K.; COLEMAN, N. V. (2010). «Aerobic biodegradation of the chloroethenes: Pathways, enzymes, ecology, and evolution». *FEMS Microbiology Reviews* [en línia], vol. 34, núm. 4, p. 445-475. <<https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.2010.00210.x>>.
- MATTEUCCI, F.; ERCOLE, C.; GALLO, M. del (2015). «A study of chlorinated solvent contamination of the aquifers of an industrial area in central Italy: A possibility of bioremediation». *Frontiers in Microbiology* [en línia], núm. 6, p. 1-10. <<https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.00924>>.
- MCCARTY, P. L. (2016). «Discovery of organohalide-respiring processes and the bacteria involved». A: ADRIAN, L.; LÖFFLER, F. E. (ed.). *Organohalide-respiring bacteria* [en línia]. Berlín; Heidelberg: Springer, p. 51-62. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-49875-0_4>.

- MECKENSTOCK, R. U.; BOLL, M.; MOUTTAKI, H.; KOELSCHBACH, J. S.; CUNHA TAROUÇO, P.; WEYRAUCH, P.; DONG, X.; HIMMELBERG, A. M. (2016). «Anaerobic degradation of benzene and polycyclic aromatic hydrocarbons». *Journal of Molecular Microbiology and Biotechnology* [en línia], vol. 26, núm. 1-3, p. 92-118. <<https://doi.org/10.1159/000441358>>.
- MECKENSTOCK, R. U.; ELSNER, M.; GRIEBLER, C.; LUEDERS, T.; STUMPP, C.; AAMAND, J.; AGATHOS, S. N.; ALBRECHTSEN, H.-J.; BASTIAENS, L.; BJERG, P. L.; BOON, N.; DEJONGHE, W.; HUANG, W. E.; SCHMIDT, S. I.; SMOLDERS, E.; SØRENSEN, S. R.; SPRINGAEL, D.; BREUKELLEN, B. M. van (2015). «Biodegradation: Updating the concepts of control for microbial cleanup in contaminated aquifers». *Environmental Science & Technology* [en línia], vol. 49, núm. 12, p. 7073-7081. <<https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00715>>.
- MOE, W. M.; RAINEY, F. A.; YAN, J. (2016). «The genus *Dehalogenimonas*». A: ADRIAN, L.; LÖFFLER, F. E. (ed.). *Organohalide-respiring bacteria* [en línia]. Berlín; Heidelberg: Springer, p. 137-151. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-49875-0_7>.
- MOLENDÁ, O.; QUAILÉ, A. T.; EDWARDS, E. A. (2016). «*Dehalogenimonas* sp. strain WBC-2 genome and identification of its *trans*-dichloroethene reductive dehalogenase, TdrA». *Applied and Environmental Microbiology* [en línia], vol. 82, núm. 1, p. 40-50. <<https://doi.org/10.1128/AEM.02017-15>>.
- MULLER, E. E. L.; BRINGEL, F.; VUILLEUMIER, S. (2011). «Dichloromethane-degrading bacteria in the genòmic age». *Research in Microbiology* [en línia], vol. 162, núm. 9, p. 869-876. <<https://doi.org/10.1016/j.resmic.2011.01.008>>.
- MÜLLER, J. A.; ROSNER, B. M.; ABENDROTH, G. von; MESHULAM-SIMON, G.; MCCARTY, P. L.; SPORMANN, A. M. (2004). «Molecular identification of the catabolic vinyl chloride reductase from *Dehalococcoides* sp. strain VS and its environmental Distribution». *Applied and Environmental Microbiology* [en línia], vol. 70, núm. 8, p. 4880-4888. <<https://doi.org/10.1128/AEM.70.8.4880-4888.2004>>.
- NEWELL, C. J.; ACREE, S. D.; ROSS, R. R.; HULING, S. G. (1992). *Ground water issue: Light nonaqueous phase liquids*. United States Environmental Protection Agency.
- NIJENHUIS, I.; KUNTZE, K. (2016). «Anaerobic microbial dehalogenation of organohalides - state of the art and remediation strategies». *Current Opinion in Biotechnology* [en línia], vol. 38, p. 33-38. <<https://doi.org/10.1016/j.copbio.2015.11.009>>.
- NIJENHUIS, I.; NIKOLAUSZ, M.; KÖTH, A.; FELFÖLDI, T.; WEISS, H.; DRANGMEISTER, J.; GROSSMANN, J.; KÄSTNER, M.; RICHNOW, H. H. (2007a). «Assessment of the natural attenuation of chlorinated ethenes in an anaerobic contaminated aquifer in the Bitterfeld/Wolfen area using stable isotope techniques, microcosm studies and molecular biomarkers». *Chemosphere* [en línia], vol. 67, núm. 2, p. 300-311. <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.09.084>>.
- NIJENHUIS, I.; STELZER, N.; KÄSTNER, M.; RICHNOW, H. H. (2007b). «Sensitive detection of anaerobic monochlorobenzene degradation using stable isotope tracers». *Environmental Science & Technology* [en línia], vol. 41, núm. 11, p. 3836-3842. <<https://doi.org/10.1021/es0621896>>.
- NIKOLAUSZ, M.; NIJENHUIS, I.; ZILLER, K.; RICHNOW, H. H.; KASTNER, M. (2006). «Stable carbon isotope fractionation during degradation of dichloromethane by methylotrophic bacteria». *Environmental Microbiology* [en línia], vol. 8, núm. 1, p. 156-164. <<https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2005.00878.x>>.

- ODENCRANTZ, J. E.; VOGL, R. A.; VARLJEN, M. D. (2003). «Natural attenuation rate clarifications: The true picture is in the details». *Soil and Sediment Contamination: An International Journal* [en línia], vol. 12, núm. 5, p. 663-672. <<https://doi.org/10.1080/714037713>>.
- PANDEY, J.; CHAUHAN, A.; JAIN, R. K. (2009). «Integrative approaches for assessing the ecological sustainability of *in situ* bioremediation». *FEMS Microbiology Reviews* [en línia], vol. 33, núm. 2, p. 324-375. <<https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.2008.00133.x>>.
- QIAO, W.; LUO, F.; LOMHEIM, L.; MACK, E. E.; YE, S.; WU, J.; EDWARDS, E. A. (2018a). «A *Dehalogenimonas* population respire 1,2,4-trichlorobenzene and dichlorobenzenes». *Environmental Science & Technology* [en línia], vol. 52, núm. 22, p. 13391-13398. <<https://doi.org/10.1021/acs.est.8b04239>>.
- (2018b). «Natural attenuation and anaerobic benzene detoxification processes at a chlorobenzene-contaminated industrial site inferred from field investigations and microcosm studies». *Environmental Science & Technology* [en línia], vol. 52, núm. 1, p. 22-31. <<https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04145>>.
- RABUS, R.; BOLL, M.; HEIDER, J.; MECKENSTOCK, R. U.; BUCKEL, W.; EINSLE, O.; ERMELER, U.; GOLDING, B. T.; GUNSAUS, R. P.; KRONECK, P. M. H.; KRÜGER, M.; LUEDERS, T.; MARTINS, B. M.; MUSAT, F.; RICHNOW, H. H.; SCHINK, B.; SEIFERT, J.; SZALENIEC, M.; TREUDE, T.; ULLMANN, G. M.; VOGT, C.; BERGEN, M. von; WILKES, H. (2016). «Anaerobic microbial degradation of hydrocarbons: From enzymatic reactions to the environment». *Journal of Molecular Microbiology and Biotechnology* [en línia], vol. 26, núm. 1-3, p. 5-28. <<https://doi.org/10.1159/000443997>>.
- RODRÍGUEZ-EUGENIO, N.; MCLAUGHLIN, M.; PENNOCK, D. (2018). *Soil pollution: A hidden reality*. Roma: FAO.
- RODRÍGUEZ-FERNÁNDEZ, D.; TORRENTÓ, C.; GUIVERNAU, M.; VIÑAS, M.; HUNKELER, D.; SOLER, A.; DOMÈNECH, C.; ROSELL, M. (2018). «Vitamin B₁₂ effects on chlorinated methanes-degrading microcosms: Dual isotope and metabolically active microbial populations assessment». *Science of the Total Environment* [en línia], vol. 621, p. 1615-1625. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.067>>.
- ROSELL, M.; FINSTERBUSCH, S.; JECHALKE, S.; HÜBSCHMANN, T.; VOGT, C.; RICHNOW, H. H. (2010). «Evaluation of the effects of low oxygen concentration on stable isotope fractionation during aerobic MTBE biodegradation». *Environmental Science & Technology* [en línia], vol. 44, núm. 1, p. 309-315. <<https://doi.org/10.1021/es902491d>>.
- SLATER, G. F.; SHERWOOD LOLLAR, B.; SLEEP, B. E.; EDWARDS, E. A. (2001). «Variability in carbon isotopic fractionation during biodegradation of chlorinated ethenes: Implications for field Applications». *Environmental Science & Technology* [en línia], vol. 35, núm. 5, p. 901-907. <<https://doi.org/10.1021/es001583f>>.
- SONG, D. L.; CONRAD, M. E.; SORENSON, K. S.; ALVAREZ-COHEN, L. (2002). «Stable carbon isotope fractionation during enhanced *in situ* bioremediation of trichloroethene». *Environmental Science & Technology* [en línia], vol. 36, núm. 10, p. 2262-2268. <<https://doi.org/10.1021/es011162d>>.
- SPIRA, Y.; HENSTOCK, J.; NATHANAIL, P.; MÜLLER, D.; EDWARDS, D. (2006). «A European approach to increase innovative soil and groundwater remediation technology applications». *Remediation* [en línia], vol. 16, núm. 4, p. 81-96. <<https://doi.org/10.1002/rem.20103>>.

- STELZER, N.; IMFELD, G.; THULLNER, M.; LEHMANN, J.; POSER, A.; RICHNOW, H. H.; NIJENHUIS, I. (2009). «Integrative approach to delineate natural attenuation of chlorinated benzenes in anoxic aquifers». *Environmental Pollution* [en línia], vol. 157, núm. 6, p. 1800-1806. <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.01.029>>.
- STROO, H. F.; WARD, C. H. (2010). In situ *remediation of chlorinated solvent plumes* [en línia]. 1a ed. Nova York: Springer. (SERDP/ESTCP Environmental Remediation Technology) <<https://doi.org/10.1007/978-1-4419-1401-9>>.
- STROO, H. F.; LEESON, A.; WARD, C. H. (ed.) (2013). *Bioaugmentation for groundwater remediation* [en línia]. Nova York: Springer. <<https://doi.org/10.1007/978-1-4614-4115-1>>.
- SUNG, Y.; FLETCHER, K. E.; RITALAHTI, K. M.; APKARIAN, R. P.; RAMOS-HERNÁNDEZ, N.; SANFORD, R. A.; MESBAH, N. M.; LÖFFLER, F. E. (2006). «*Geobacter lovleyi* sp. nov. strain SZ, a novel metal-reducing and tetrachloroethene-dechlorinating bacterium». *Applied and Environmental Microbiology* [en línia], vol. 72, núm. 4, p. 2775-2782. <<https://doi.org/10.1128/AEM.72.4.2775-2782.2006>>.
- TANG, S.; EDWARDS, E. A. (2013). «Identification of *Dehalobacter* reductive dehalogenases that catalyse dechlorination of chloroform, 1,1,1-trichloroethane and 1,1-dichloroethane». *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* [en línia], vol. 368, núm. 1616, 20120318. <<https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0318>>.
- TARNAWSKI, S.-E.; ROSSI, P.; BRENNEROVA, M. V.; STAVELOVA, M.; HOLLIGER, C. (2016). «Validation of an integrative methodology to assess and monitor reductive dechlorination of chlorinated ethenes in contaminated aquifers». *Frontiers Environmental Science* [en línia], núm. 4, p. 1-16. <<https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00007>>.
- TEGTMIEER, D.; RIESE, C.; GEISSINGER, O.; RADEK, R.; BRUNE, A. (2016). «*Breznakia blatticola* gen. nov. sp. nov. and *Breznakia pachnodae* sp. nov., two fermenting bacteria isolated from insect guts, and emended description of the family *Erysipelotrichaceae*». *Systematic and Applied Microbiology* [en línia], vol. 39, núm. 5, p. 319-329. <<https://doi.org/10.1016/j.syapm.2016.05.003>>.
- TOMLINSON, D. W.; THORNTON, S. F.; THOMAS, A. O.; LEHARNE, S.; WEALTHALL, G. P. (2014). *An illustrated handbook of LNAPL transport and fate in the subsurface*. Londres: CL:AIRE.
- TORGONSKAYA, M. L.; ZYAKUN, A. M.; TROTSSENKO, Y. A.; LAURINAVICHUS, K. S.; KÜMMEL, S.; VUILLEUMIER, S.; RICHNOW, H. H. (2019). «Individual stages of bacterial dichloromethane degradation mapped by carbon and chlorine stable isotope analysis». *Journal of Environmental Sciences* [en línia], vol. 78, p. 147-160. <<https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.09.008>>.
- TORRENTÓ, C.; PALAU, J.; RODRÍGUEZ-FERNÁNDEZ, D.; HECKEL, B.; MEYER, A.; DOMÈNECH, C.; ROSELL, M.; SOLER, A.; ELSNER, M.; HUNKELER, D. (2017). «Carbon and chlorine isotope fractionation patterns associated with different engineered chloroform transformation reactions». *Environmental Science & Technology* [en línia], vol. 51, núm. 11, p. 6174-6184. <<https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00679>>.
- TOTH, C. R. A.; LUO, F.; BAWA, N.; WEBB, J.; GUO, S.; DWORATZEK, S.; EDWARDS, E. A. (2021). «Anaerobic benzene biodegradation linked to the growth of highly specific bacterial clades». *Environmental Science & Technology* [en línia], vol. 55, núm. 12, p. 7970-7980. <<https://doi.org/10.1021/acs.est.1c00508>>.

- TREMBLAY, J.; YERGEAU, E.; FORTIN, N.; COBANLI, S.; ELIAS, M.; KING, T. L.; LEE, K.; GREER, C. W. (2017). «Chemical dispersants enhance the activity of oil- and gas condensate-degrading marine bacteria». *The ISME Journal* [en línia], núm. 11, p. 2793-2808. <<https://doi.org/10.1038/ismej.2017.129>>.
- TRUEBA-SANTISO, A.; PALAU, J.; SODER-WALZ, J. M.; VICENT, T.; MARCO-URREA, E. (2022). «Assessment of aerobic biodegradation of lower-chlorinated benzenes in contaminated groundwater using field-derived microcosms and compound-specific carbon isotope fractionation». *Journal of Environmental Sciences* [en línia], vol. 118, p. 204-213. <<https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.12.025>>.
- TRUEBA-SANTISO, A.; PARLADÉ, E.; ROSELL, M.; LLIROS, M.; MORTAN, S. H.; MARTÍNEZ-ALONSO, M.; GAJU, N.; MARTÍN-GONZÁLEZ, L.; VICENT, T.; MARCO-URREA, E. (2017). «Molecular and carbon isotopic characterization of an anaerobic stable enrichment culture containing *Dehalobacterium* sp. during dichloromethane fermentation». *Science of the Total Environment* [en línia], vol. 581-582, p. 640-648. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.174>>.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA) (2000). *Engineered approaches to in situ bioremediation of chlorinated solvents: Fundamentals and field applications*. Washington DC: USEPA. 144 p. <<https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-04/documents/engappinsitbio.pdf>>.
- VARJANI, S. J.; GNANSOUNOU, E. (2017). «Microbial dynamics in petroleum oilfields and their relationship with physiological properties of petroleum oil reservoirs». *Biore-source Technology* [en línia], vol. 245, p. 1258-1265. <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.028>>.
- VIDALI, M. (2001). «Bioremediation. An overview». *Pure and Applied Chemistry* [en línia], vol. 73, núm. 7, p. 1163-1172. <<https://doi.org/10.1351/pac200173071163>>.
- WAALS, M. J. van der; ATASHGAHI, S.; ROCHA, U. N. da; ZAAAN, B. M. van der; SMIDT, H.; GERRITSE, J. (2017). «Benzene degradation in a denitrifying biofilm reactor: Activity and microbial community composition». *Applied Microbiology and Biotechnology* [en línia], núm. 101, p. 5175-5188. <<https://doi.org/10.1007/s00253-017-8214-8>>.
- WAGNER, D. D.; HUG, L. A.; HATT, J. K.; SPITZMILLER, M. R.; PADILLA-CRESPO, E.; RITLAHTI, K. M.; EDWARDS, E. A.; KONSTANTINIDIS, K. T.; LÖFFLER, F. E. (2012). «Genomic determinants of organohalide-respiration in *Geobacter lovleyi*, an unusual member of the *Geobacteraceae*». *BMC Genomics* [en línia], núm. 13, 200. <<https://doi.org/10.1186/1471-2164-13-200>>.
- WEATHERS, L. J.; PARKIN, G. F. (2000). «Toxicity of chloroform biotransformation to methanogenic bacteria». *Environmental Science & Technology* [en línia], vol. 34, núm. 13, p. 2764-2767. <<https://doi.org/10.1021/es990948x>>.
- WEI, K.; GROSTERN, A.; CHAN, W. W. M.; RICHARDSON, R. E.; EDWARDS, E. A. (2016). «Electron acceptor interactions between organohalide-respiring bacteria: Cross-feeding, competition, and inhibition». A: ADRIAN, L.; LÖFFLER, F. E. (ed.). *Organohalide-respiring bacteria* [en línia]. Berlín; Heidelberg: Springer, p. 283-308. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-49875-0_13>.
- WIDDEL, F.; KNITTEL, K.; GALUSHKO, A. (2010). «Anaerobic hydrocarbon-degrading microorganisms: An overview». A: TIMMIS, K. N. (ed.). *Handbook of hydrocarbon and*

- lipid microbiology*. Berlín; Heidelberg: Springer, p. 1997-2021. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-77587-4_146>.
- WIEDEMEIER, T. H.; SWANSON, M. A.; MOUTOUX, D. E.; KINZIE GORDON, E.; WILSON, J. T.; WILSON, B. H.; KAMPBELL, D. H.; HAAS, P. E.; MILLER, R. N.; HANSEN, J. E.; CHAPELLE, F. H. (1998). *Technical protocol for evaluating natural attenuation of chlorinated solvents in ground water*. Washington DC: USEPA. [EPA/600/R-98/128]
- WONG, Y. K.; HOLLAND, S. I.; ERTAN, H.; MANEFIELD, M. J.; LEE, M. (2016). «Isolation and characterization of *Dehalobacter sp.* strain UNSWDHB capable of chloroform and chlorinated ethane respiration». *Environmental Microbiology* [en línia], vol. 18, núm. 9, p. 3092-3105. <<https://doi.org/10.1111/1462-2920.13287>>.
- WU, S.; JESCHKE, C.; DONG, R.; PASCHKE, H.; KUSCHK, P.; KNÖLLER, K. (2011). «Sulfur transformations in pilot-scale constructed wetland treating high sulfate-containing contaminated groundwater: A stable isotope assessment». *Water Research* [en línia], vol. 45, núm. 20, p. 6688-6698. <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.008>>.
- XU, X.; LIU, W.; TIAN, S.; WANG, W.; QI, Q.; JIANG, P.; GAO, X.; LI, F.; LI, H.; YU, H. (2018). «Petroleum hydrocarbon-degrading bacteria for the remediation of oil pollution under aerobic conditions: A perspective analysis». *Frontiers in Microbiology* [en línia], núm. 9, 2885. <<https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.02885>>.
- YANG, Y.; CÁPIRO, N. L.; MARCET, T. F.; YAN, J.; PENNELL, K. D.; LÖFFLER, F. E. (2017a). «Organohalide respiration with chlorinated ethenes under low pH conditions». *Environmental Science & Technology* [en línia], vol. 51, núm. 15, p. 8579-8588. <<https://doi.org/10.1021/acs.est.7b01510>>.
- YANG, Y.; HIGGINS, S. A.; YAN, J.; ŞİMŞİR, B.; CHOUREY, K.; IYER, R.; HETTICH, R. L.; BALDWIN, B. R.; OGLE, D. M.; LÖFFLER, F. E. (2017b). «Grape pomace compost harbors organohalide-respiring *Dehalogenimonas* species with novel reductive dehalogenase genes». *The ISME Journal* [en línia], núm. 11, p. 2767-2780. <<https://doi.org/10.1038/ismej.2017.127>>.
- YANG, Y.; WANG, J.; LIAO, J.; XIE, S.; HUANG, Y. (2015). «Abundance and diversity of soil petroleum hydrocarbon-degrading microbial communities in oil exploring areas». *Applied Microbiology and Biotechnology* [en línia], núm. 99, p. 1935-1946. <<https://doi.org/10.1007/s00253-014-6074-z>>.
- YU, R.; ANDRACHEK, R. G.; LEHMICKE, L. G.; FREEDMAN, D. L. (2018). «Remediation of chlorinated ethenes in fractured sandstone by natural and enhanced biotic and abiotic processes: A crushed rock microcosm study». *Science of the Total Environment* [en línia], vol. 626, p. 497-506. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.064>>.
- ZINDER, S. H. (2016). «The genus *Dehalococcoides*». A: ADRIAN, L.; LÖFFLER, F. E. (ed.). *Organohalide-respiring bacteria* [en línia]. Berlín; Heidelberg: Springer, p. 107-136. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-49875-0_6>.

ARXIUS DE LES SECCIONS DE CIÈNCIES

Títols publicats*

- 1/1 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 1, núm. 1 (1 novembre 1911)
- 1/2 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 1, núm. 2 (1 juliol 1912)
- 1/3 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 1, núm. 3 (31 desembre 1912)
- 2/1 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 2, núm. 1 (1913)
- 2/2 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 2, núm. 2 (1914)
- 2/3 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 2, núm. 3 (1914)
- 3/1 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 3, núm. 1 (1915)
- 3/2 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 3, núm. 2 (1915)
- 3/3 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 3, núm. 3 (1915)
- 4/1 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 4, núm. 1 (1916)
- 4/2 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 4, núm. 2 (1916)
- 4/3 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 4, núm. 3 (1916)
- 4/4 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 4, núm. 4 (1916)
- 4/5 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 4, núm. 5 (1916)
- 4/6 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 4, núm. 6 (1916)
- 4/7 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 4, núm. 7 (1916)
- 4/8 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 4, núm. 8 (1916)
- 4/9 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 4, núm. 9 (1916)
- 5/1 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 5, núm. 1 (1917)
- 5/2 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 5, núm. 2 (1917)
- 5/3 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 5, núm. 3 (1917)
- 5/4 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 5, núm. 4 (1917)
- 5/5 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 5, núm. 5 (1917)
- 5/6 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 5, núm. 6 (1917)
- 6/1 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 6, núm. 1 (1918)
- 6/2-5 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 6, núm. 2-5 (1918)
- 6/6-9 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 6, núm. 6-9 (1918)
- 7 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 7 (1919)
- 8 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 8 (1920)
- 9 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 9 (1921)
- 10 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 10 (1922)
- 11 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 11 (1923)
- 12 *Arxius de l'Institut de Ciències*, any 12 (1924)
- 13 Frederic DURAN, *Histopatologia d'una nova capa d'epiteli semiescamós pla que cobreix les mucoses digestives* (1947)
- 14 Eduard FONTSERÈ, *Assaig d'un vocabulari meteorològic català* (1948)

* Els volums 1 al 12 es corresponen amb els volums (anys) de la revista *Arxius de l'Institut de Ciències*, que es deixà d'editar l'any 1924. Així mateix, els volums 28, 29, 32, 34, 36, 38 al 42, 44, 46, 47, 50, 52 i 55 es corresponen amb els números 18 al 33 de la revista *Treballs de la Societat Catalana de Biologia*, que es continua editant com a publicació periòdica independent. D'altra banda, fins al volum 99, aquesta col·lecció es denominà «Arxius de la Secció de Ciències», ja que les dues seccions de ciències actuals (la Secció de Ciències Biològiques i la Secció de Ciències i Tecnologia) eren una sola, la Secció de Ciències.

- 15 Pius FONT I QUER, *Morfologia, nomenclatura i geografia de l'«Arenaria aggregata» (L.) Lois* (1948)
- 16 Enric GUITER, *Estudis sobre la hidròlisi en química mineral* (1949)
- 17 Ferran SUNYER I BALAGUER, *Una nova generalització de les funcions gairebé-periòdiques* (1949)
- 18 Pius FONT I QUER (dir.), *Flora catalana. Descripció de les plantes que es fan a les terres catalanes i països limítrofs*, vol. 1, 'Scabiosa' L. (1950)
- 19 Leandre CERVERA, *L'acció de les radiacions sobre les cèl·lules vives* (1950)
- 20 Leandre CERVERA (cur.), *Homenatge a Ramon Turró. Recull d'estudis sobre la seva vida i la seva obra* (1950)
- 21 Eduard FONTSERÈ, *La tramuntana empordanesa i el mestral del golf de Sant Jordi* (1950)
- 22 Josep-Ramon GUIX, *Potencialització dels antibiòtics per mitjà dels raigs X* (1953)
- 23 Francesc MASCLANS, *Els noms vulgars de les plantes a les terres catalanes* (1954)
- 24 Josep LAPORTE, *Noves idees sobre farmacologia de la coagulació* (1954)
- 25 P[are] SALVADOR DE LES BORGES, *Arnau de Vilanova moralista* (1957)
- 26 Oriol de BOLÒS, *El paisatge vegetal de dues comarques naturals: la Selva i la Plana de Vic* (1959)
- 27 Delfí ABELLA, *L'orientació antropològica existencial de la psiquiatria* (1962)
- 28 *Treballs de la Societat Catalana de Biologia* (1963), vol. 18
- 29 *Treballs de la Societat Catalana de Biologia* (1964), vol. 19
- 30 Francesc MASCLANS, *Flora del Segrià i l'Urgell, a la plana occidental catalana* (1966)
- 31 Maria-Antònia MASSANELL, *Algues aquàtiques del Parc d'Aigües Tortes* (1966)
- 32 *Treballs de la Societat Catalana de Biologia* (1966), vol. 20
- 33 Ferran SUNYER I BALAGUER, *Sobre un espai de funcions enteres d'ordre infinit* (1967)
- 34 *Treballs de la Societat Catalana de Biologia* (1967), vol. 21
- 35 Fernando GONZÁLEZ-NÚÑEZ, *La hidronefrosi. La seva correcció quirúrgica* (1967)
- 36 *Treballs de la Societat Catalana de Biologia* (1967), vol. 22
- 37 Josep VIGO, *La vegetació del massís de Penyagolosa* (1968)
- 38 *Treballs de la Societat Catalana de Biologia* (1968), vol. 23
- 39 *Treballs de la Societat Catalana de Biologia* (1968), vol. 24
- 40 *Treballs de la Societat Catalana de Biologia* (1968), vol. 25
- 41 *Treballs de la Societat Catalana de Biologia* (1969), vol. 26
- 42 *Treballs de la Societat Catalana de Biologia* (1969), vol. 27
- 43 August COROMINAS, *Contribució a l'estudi bioquímic dels lípids: lipidúries* (1970)
- 44 *Treballs de la Societat Catalana de Biologia* (1970), vol. 28
- 45 Enric CASASSAS, *Estudi sobre la reactivitat envers els ions metàl·lics d'alguns reactius quelatants amb grups-SH i sobre la formació de complexos per alguns mercaptoàcids alifàtics* (1971)
- 46 *Treballs de la Societat Catalana de Biologia* (1971), vol. 29
- 47 *Treballs de la Societat Catalana de Biologia* (1971), vol. 30
- 48 Joan ALSINA, *La mercaptohidroquinona com a reactiu en l'anàlisi inorgànica* (1972)
- 49 Salvador MIRACLE, *Una formulació variacional de la mecànica estadística dels sistemes infinits i la regla de les fases de Gibbs* (1972)
- 50 *Treballs de la Societat Catalana de Biologia* (1972), vol. 31
- 51 Robert BARGALLÓ, *Morfologia ultraestructural de l'espermioïgenesis de «Sagitta setosa»* (1972)

- 52 *Treballs de la Societat Catalana de Biologia* (1973), vol. 32
- 53 Joan RIERA, *Idealisme i positivisme en la medicina catalana del segle XIX* (1973)
- 54 Francesc MASCLANS, *Els noms catalans dels bolets. (Ordre dels agaricals)* (1975)
- 55 *Treballs de la Societat Catalana de Biologia* (1976), vol. 33
- 56 Josep M. NÚÑEZ i Josep PÉREZ, *Distribució del balanç de la radiació a Catalunya* (1977)
- 57 Salvador ALEGRET, *Diccionari de l'utilitatge químic* (1977)
- 58 Lluís MARQUET, *Vocabulari de luminotècnia* (1979)
- 59 M. Àngels CARDONA, *Funcionalisme i ecologia d'algunes comunitats vegetals barcelonines* (1980)
- 60 Ramon FOLCH i GUILLÈN, *La flora de les comarques litorals compreses entre la riera d'Alforja i el riu Ebre* (1980)
- 61 *Centenari de la naixença d'Albert Einstein* (1981)
- 62 Daniel de MAS, *La geomorfologia del Vallès Oriental* (1981)
- 63 Josep M. DRUDIS, *Síntesi de compostos policíclics pentagonals* (1982)
- 64 Joan J. GUIMERÀ, *Estudi estructural de les zones de fractura de Garraf i de Vallcarca (massís de Garraf)* (1982)
- 65 Jaume AGUSTÍ, *Ciència i tècnica a Catalunya en el segle XVIII. La introducció de la màquina de vapor* (1983)
- 66 Enric RAS, *Directrius per a un enllaç Mallorca-Eivissa de transmissió d'energia mitjançant corrent continu* (1982)
- 67 Joan J. GUINOVART, Àngels MOR i Emili ITARTE, *Estudi de les proteïno-quinases independents d'AMP cíclic de fetge de rata* (1983)
- 68 Ramon M. MASALLES, *Flora i vegetació de la Conca de Barberà* (1983)
- 69 Ramon LAPIEDRA, *Les equacions de la mecànica relativista predictiva. Una família de solucions* (1983)
- 70 Antoni MÉNDEZ, *Cotes sobre l'aparent violació de la simetria d'inversió temporal a les interaccions febles* (1984)
- 71 M. Àngels MARQUÈS, *Les formacions quaternàries del delta del Llobregat* (1984)
- 72 Joan Manuel VILAPLANA, *Estudi del glacialisme de les valls de la Valira d'Ordino i d'Arinsal (Andorra)* (1984)
- 73 Joandomènec ROS, Ignasi OLIVELLA i Josep M. GILI, *Els sistemes naturals de les illes Medes* (1984)
- 74 Esmaragda CAUS, *Biostratigrafia i micropaleontologia de l'Eocè mitjà i superior del Pre-pirineu català* (1984)
- 75 Manuel CASTELLET (cur.), *El desenvolupament de les matemàtiques al segle XIX* (1984)
- 76 David JOU, *Equacions de Gibbs generalitzades i extensió de la termodinàmica dels processos irreversibles* (1984)
- 77 Joaquim CASAL, *Contribució a l'estudi de la fluïdització homogènia* (1984)
- 78 Rosa M. CROS, *Flora briològica del Montnegre* (1985)
- 79 Josep A. PLANA, *Estudi climàtic i balanç hídric de la conca de la Noguera Ribagorçana* (1985)
- 80 Néstor L. HLADUN, *Aportació a la flora, morfologia i vegetació dels líquens de la part alta del Montseny* (1985)
- 81 Oriol RIBA i Salvador REGUANT, *Una taula dels temps geològics* (1986)
- 82 Adriana GARAU, *Deambulació al camp obert i postulat dels fàrmacs d'Eysenck* (1986)

- 83 Joan M. MATA, *Estructura fina del camp de vent superficial i difusió de contaminants en certes situacions de mesoscala* (1986)
- 84 Mikel ZABALA, *Fauna dels briozous dels Països Catalans* (1986)
- 85 Joan de SOLÀ-MORALES, *Equacions de Navier-Stokes en un canal amb obstacle* (1986)
- 86 Josep MIRET, *Contribució a l'estudi de la imatge psicològica de la pell* (1986)
- 87 Daniel de MAS, *El relleu del Vallès Occidental. (L'evolució geomorfològica quaternària del Vallès Occidental)* (1989)
- 88 Xavier FONT, *Estructura, tipologia i ecologia de les pastures montanes de la Cerdanya* (1989)
- 89 Josep M. TURA, Joan RODÉS i Adolf TRAVERIA, *Estudi per tècniques físiques d'anàlisi (SEM, EDX, SIMS, LAMMA, XRD i XRF) de microcristalls exògens i endògens i de traces metàl·liques en patologia humana* (1989)
- 90 Àngel M. ROMO, *Flora i vegetació del Montsec. (Pre-pirineus catalans)* (1989)
- 91 M. Victòria VIVES, *Contribució al coneixement de la fauna herpetològica de Catalunya* (1990)
- 92 Albert PERMANYER, *Sedimentologia i diagènesi dels esculls miocènics de la conca del Penedès* (1990)
- 93 Josep M. MATA, *Els minerals de Catalunya* (1990)
- 94 Carme JUNQUÉ, *Desorganització diferencial del català i el castellà en afàsics bilíngües* (1990)
- 95 Jordi CASAL, *Contribució a l'estudi de la leucosi bovina. Mètodes de diagnòstic i prevalença a Catalunya* (1990)
- 96 Josep M. MONTANER, *La modernització de l'utilatge mental de l'arquitectura a Catalunya: 1714-1859* (1990)
- 97 F. Xavier de las HERAS, *Geoquímica orgànica de conques lacustres fòssils* (1991)
- 98 Cèsar BLANCHÉ, *Revisió biosistemàtica del gènere 'Delphinium' L. a la península Ibèrica i a les illes Balears* (1991)
- 99 Empar CARRILLO i Josep M. NINOT, *Flora i vegetació de les valls d'Espot i de Boí* (1992), 2 v.
- 100 Josep AMAT i Enric CASASSAS (cur.), *Trenta-dos aspectes de ciència i tecnologia* (1995)
- 101 Enric BALLESTEROS, *Els vegetals i la zonació litoral: espècies, comunitats i factors que influeixen en la seva distribució* (1992)
- 102 Joaquim SALES, *Composts organometàl·lics d'elements de transició amb grups policlorofenil. Influència dels efectes estèrics i electrònics en llur estabilitat* (1992)
- 103 Assumpció MALGOSA, *La població talaiòtica de Mallorca. Les restes humanes de l'illot des Porros (s. VI-II aC)* (1992)
- 104 Josep CHABÀS, *L'astronomia de Jacob ben David Bonjorn* (1992)
- 105 Xavier FONT, *Estudis geobotànics sobre els prats xeròfils de l'estatge montà dels Pirineus* (1993)
- 106 Agustí REVENTÓS, *Geometria axiomàtica* (1993)
- 107 Josep PLA, *Axiomes alternatius de la teoria de conjunts i llur influència en matemàtiques* (1993)
- 108 Christian PAPIÓ, *Ecologia del foc i regeneració en garrigues i pinedes mediterrànies* (1994)
- 109 Teresa FRANQUESA, *El paisatge vegetal de la península del cap de Creus* (1995)
- 110 Boris P. SOBOLEV (ed.), *Multicomponent crystals based on heavy metal fluorides for radiation detectors* (1994)

- 111 Ferran SAGARRA, *Barcelona, ciutat de transició (1848-1868). El projecte urbà a través dels treballs de l'arquitecte Miquel Garriga i Roca* (1996)
- 112 David JOU, *Matèria i materialisme* (1997)
- 113 Mireia GIRALT, *Líquens epífits i contaminació atmosfèrica a la plana i les serralades litorals tarragonines* (1996)
- 114 Oriol de BOLÒS, *La vegetació de les illes Balears. Comunitats de plantes* (1996)
- 115 Romà TAULER, *Anàlisi de mescles mitjançant resolució multivariant de corbes* (1997)
- 116 Josep YLLA, *Història natural del lepidòpter 'Graellsia isabelae' (Graells, 1849)* (1997)
- 117 Carles CASTELL, *Ecofisiologia de dues espècies rebrotadores mediterrànies: l'arboç ('Arbutus unedo') i l'alzina ('Quercus ilex')* (1997)
- 118 Eulàlia PLANAS, *Incendis d'hidrocarburs. Efectes sobre equips de procés* (1998)
- 119/1 Lluís CORTADA, *Estructures territorials, urbanisme i arquitectura poliòrcètics a la Catalunya preindustrial*, vol. 1, *De l'antiguitat al segle XVII* (1998)
- 119/2 Lluís CORTADA, *Estructures territorials, urbanisme i arquitectura poliòrcètics a la Catalunya preindustrial*, vol. 2, *Segles XVIII i XIX* (1998)
- 120 Maria BOSCH, *Biologia de la reproducció de la tribu 'Delphinieae' a la Mediterrània occidental* (1999)
- 121 Carles FERNÀNDEZ, *Morfoestructura i paleobiologia dels ortofragmínids de la Mesogea (Discocyclinidae i Orbitoclypeidae, Foraminifera)* (1999)
- 122 Joan SIMON i Josep VICENS, *Estudis biosistemàtics en 'Euphorbia' L. a la Mediterrània occidental* (1999)
- 123 Estanislau ROCA, *Montjuïc, la muntanya de la ciutat* (2a ed., 2000; la 1a ed. [1994] no fou publicada per l'IEC)
- 124 Boris P. SOBOLEV, *The rare earth trifluorides*, part 1, *The high temperature chemistry of the rare earth trifluorides* (2000)
- 125 Carles MARTÍN-CLOSAS, *Els caròfits del Juràssic superior i el Cretaci inferior de la península Ibèrica = Upper Jurassic and lower Cretaceous charophytes from the Iberian Peninsula* (2000)
- 126 Sergi BONET, M[ailo] BRIZ, E[lisabet] PINART, S[ílvia] SANCHO, N[úria] GARCIA-GIL i E[lèna] BADIA, *Morfologia espermàtica en porcí = Morfología espermática en porcino = Morphology of boar spermatozoa* (2000)
- 127 Montserrat BOQUERAS, *Líquens epífits i fongs liquenícoles del sud de Catalunya. Flora i comunitats* (2000)
- 128 Lluís MERCADER, Domènec LLORIS i Jaume RUCABADO, *Tots els peixos del mar català. Diagnosi i claus d'identificació* (2001; 2a ed., actual., 2003)
- 129 Anna M. ROMANÍ, *Biofilms fluvials. Metabolisme heterotròfic i autotròfic en rius mediterranis* (2001)
- 130 Lluís ROVIRA, Pau SENRA i David JOU, *Estudis bibliomètrics sobre la recerca en física a Catalunya* (2001)
- 131 *El delta de l'Ebre. Estudi multidisciplinari* (2001)
- 132 Boris P. SOBOLEV, *The rare earth trifluorides*, part 2, *Introductions to materials science of multicomponent metal fluoride crystals* (2001)
- 133 Jacint CORBELLA i Edelmira DOMÈNECH, *Científics del Priorat* (2002)
- 134 *Una mostra de la biologia i la patologia cel·lulars del sistema nerviós a Catalunya. Cent cinquantè aniversari del naixement del Santiago Ramón y Cajal* (2003)
- 135 Carles BAS, Francesc MAYNOU, Francesc SARDÀ i Jordi LLEONART, *Variacions demogràfiques a les poblacions d'espècies demersals explotades. Els darrers quaranta anys a Blanes i Barcelona* (2003)

- 136 Emil G. RACOVITZA, *Assaig sobre els problemes biospeleològics* (2004)
- 137 Àngels LONGÁN, *Els líquens epífits com a indicadors de l'estat de conservació del bosc mediterrani* (2006)
- 138 Josep GESTI, *El poblament vegetal dels Aiguamolls de l'Empordà* (2006)
- 139 M. Carme CASAS, *Estudi tipològic, ecològic i funcional de les pastures de la plana de Vic* (2008)
- 140 Jacint CORBELLA, *L'Institut de Fisiologia de Barcelona (1920-1939)* (2009)
- 141 Esther CLAVERO, *Diatomees d'ambients hipersalins costaners. Taxonomia, distribució i empremtes en el registre sedimentari* (2009)
- 142 Teresa BUCHACA, *Pigments indicadors: estudi del senyal en estanys dels Pirineus i de la seva aplicació en paleolimnologia* (2009)
- 143 Alfons CARPIO, *Ciència i política exterior francesa a l'Espanya de Franco: el cas dels físics catalans* (2010)
- 144 Manuel CASTELLET (cur.), *Selecta Ferran Sunyer i Balaguer* (2012)
- 145 Jacint CORBELLA, *Metges i medicina d'Occitània* (2012)
- 146 Núria CARRERA, *Inversió tectònica i evolució estructural de la Cordillera Oriental meridional (Valles Calchaquíes, NW de l'Argentina)* (2013)
- 147 Enric ORTEGA, *Diccionari etimològic dels noms científics dels ocells dels Països Catalans* (2017)
- 148 *Natura: ús o abús?* (2018-2019). *Ús i abús de la natura, impactes i propostes de gestió. El cas de Catalunya com a paradigma* (2021)
- 149 Maria del Mar ROVIRA, *Casa de la Congregació de la Missió a Barcelona. De l'església de Sant Sever i Sant Carles Borromeu dels paüls a la parròquia mercedària de Sant Pere Nolasc (1703-2017)* (2021)
- 150 Sergi GONZÁLEZ, *Precipitació i circulacions mesoescalars en zones d'orografia complexa* (2021)
- 151 Natàlia BLÁZQUEZ-PALLÍ, *Estratègies de bioremediació en aqüífers contaminats. Mètodes per investigar la viabilitat d'aquests processos i per implementar in situ aquesta tecnologia d'una manera exitosa* (2022)

Estratègies de bioremediació en aqüífers contaminats

Els bacteris tenen un paper fonamental en el funcionament i la salut dels ecosistemes terrestres i aquàtics, ja que participen i controlen els principals processos biogeoquímics que tenen lloc al sòl. No és d'estranyar, doncs, que la ciència i la tecnologia hi vulguin recórrer quan es produeix un episodi de contaminació ambiental i es vol restaurar la qualitat de les aigües i els sòls afectats. Per aquest motiu, la bioremediació, que es fonamenta en l'ús del metabolisme dels microorganismes per transformar i biodegradar els contaminants, és una ciència madura, eficient i sòlida que s'estudia des de fa dècades arreu del món i una tecnologia a l'alça. A més, l'avenç de la seqüenciació genètica, l'anàlisi d'isòtops estables, la microbiologia i l'ecologia ha permès una millor comprensió d'aquests ecosistemes i dels processos bioquímics associats. Per tant, avui dia, és possible disposar de prou informació per fer un seguiment adequat de les variables que controlen les reaccions de biodegradació i aplicar aquestes estratègies de descontaminació *in situ*. Aquest text de revisió pretén introduir i contextualitzar el fenomen de la contaminació dels sòls i de les aigües subterrànies per diferents contaminants orgànics d'origen industrial; presentar l'estat de la qüestió de la tècnica de la bioremediació aeròbica i anaeròbica, i resumir els resultats obtinguts en les tres investigacions dutes a terme en el camp de la bioremediació anaeròbica dels dissolvents clorats i en el marc d'una tesi del Pla de Doctorats Industrials (col·laboració entre Litoclean, SL i la Universitat Autònoma de Barcelona). Les conclusions d'aquesta recerca demostren l'efectivitat de les tècniques de bioremediació i avalen l'ús de la metodologia usada per tal d'implementar-les, d'una manera exitosa, en aqüífers contaminats.

