

MEMORIA DESCRIPTIVA

Juan José Barragán Alcalá

1. Introducción

Toda industria, hoy y siempre, ha tenido un principal objetivo, el transformar materias primas en productos. Normalmente de ese proceso siempre había restos o sobrantes, que de las que normalmente las industrias se solían desprender.

Con el paso de los años, se han visto que algunos de estos sobrantes se han podido convertir en subproductos, los cuales han generado más beneficios, y otras simplemente se han quedado en residuos. En los últimos años la conciencia por mantener y cuidar el medio ambiente ha hecho florecer la necesidad de valorizar esos residuos antes de verterlos al medio. Es por este hecho que muchas empresas han visto un gran filón para hacer negocio al recibir residuos de las industrias y tratarlas antes de verterlas al medio, hecho que supone un gran gasto para muchas industrias.

Es por esta razón que muchas empresas hoy en día prefieren invertir en la investigación de métodos de tratamiento de residuos que a la larga les saldrá más rentable que el pagar el coste continuo que supone que otros traten sus residuos. En este proyecto se realizará el diseño de una planta piloto para el tratamiento de aguas industriales, a coste cero, realizando una innovación al CAS (Canal autoconstruibles de saneamiento) que ha sido diseñado e investigado por el grupo TAR, principalmente para el tratamiento de aguas residuales urbanas. La mejora consistirá en añadir bivalvos (*Dreissena Polymorpha*), que gracias a sus características como biofiltrador, podrán ayudar a tratar las características de las aguas industriales, que no puede tratar por sí solo el CAS.

1.1. Canal de Saneamiento (CAS)

El comienzo del canal empezó con el diseño y construcción de un prototipo piloto de laboratorio, que fue instalado y estudiado en condiciones de intemperie por el Grupo TAR durante 18 meses y cuyo funcionamiento y resultados proporcionaron las conclusiones que permitieron continuar la investigación mediante el paso a escala real (Pozo, Lebrato, 2009).

Este piloto consistió en un canal de saneamiento, que se alimentó con las aguas residuales urbanas de una población real y que, a escala real, debía poder transformar focos continuos de infección causados por aguas negras en libre circulación, en calles saneadas, donde la población pueda transitar sin los riesgos sanitarios que se derivan del contacto con aguas fecales.

El transporte del agua residual en el canal, se realizó mediante un sistema de dren de piedras con circulación subsuperficial del agua. En cabecera, las aguas se recibieron en un tanque anaerobio desde donde alimentaban al canal y en el que se registró una reducción de sólidos en suspensión, patógenos y materia orgánica en beneficio de una mejor circulación del agua a través del dren evitando posibles atascos.

Los objetivos a cumplir con la instalación del CAS piloto fueron los siguientes:

1.- Disminución drástica de patógenos. Actuaciones en cabecera y a la salida del canal. En la propia casa de los usuarios pueden utilizarse más fácilmente los métodos anaerobios que los de desinfección solar que exigen mayor superficie y aguas con turbidez limitada. Por este motivo se escogieron procesos anaerobios en cabecera mientras que en el punto final del canal, para alcanzar una eliminación de patógenos, a ser posible completa, se optó por los procesos de sobreoxigenación (desinfección solar).

2.- Separación total entre los ciudadanos, sus propias aguas negras y las comunitarias.

La solución técnica pasa por considerar su encausamiento subterráneo para evitar problemas añadidos de crecimiento de mosquitos. Esto obligó a diseñar procesos y estrategias que no atasquen la conducción subterránea, bajo ninguna circunstancia.

3.- Reutilización de los efluentes del canal.

Deben aprovecharse los recursos al máximo, eso supone desarrollar sistemas “posibles” de desinfección de aguas que permitan la valorización posterior de las proteínas como alimento animal, y la del agua para riego.

El prototipo construido consistió en un bidón de plástico de 20 l útiles de capacidad conectado en serie con un canal de PVC de 1 m de longitud por 0,2 m de

anchura y 0,2 m de profundidad, con relleno ordenado de piedras y grava con una granulometría de entre 2 y 6 cm, conectado con un segundo canal de iguales dimensiones, realizado en metacrilato y cubierto de plástico transparente.

Este canal se ancló, con una pendiente del 2,4 %, a la ventana del laboratorio del Grupo TAR de la Universidad de Sevilla (Fig. 1), situado en la Escuela Universitaria Politécnica C/Virgen de África nº 7. Así mismo, se alimentó con un caudal de 5 l/d de agua residual urbana procedente del municipio de Carrión de los Céspedes.



Figura 1. CAS en la ventana del laboratorio del TAR.

Tras observar los satisfactorios resultados que ofreció el diseño piloto, el grupo TAR de investigación ha construido un CAS de 61,8 m de longitud en la Planta Experimental de Carrión de los Céspedes (Sevilla) que ha cumplido en el mes de diciembre de 2010, dos años de funcionamiento en carga real y continua funcionando ininterrumpidamente en la actualidad, evacuando parte de las aguas residuales de la población de Carrión de los Céspedes.

La propuesta escogida es pasar el agua negra de forma subterránea, en un dren de piedras que transcurre por debajo del terreno y que de forma obligada debe ser aireado, ya que la anaerobiosis del medio imposibilita la normal circulación del agua por eso, el dren de piedras de aireación forzada es una solución novedosa, diferente de las actuales, que no debe confundirse en ningún momento con los humedales subsuperficiales horizontales, que al final, en poco tiempo se encharcan de aguas negras formando verdaderas ciénagas, las cuales aparecerían en la propia casa de los usuarios. Solo en apariencia son parecidos, no son las mismas piedras, no es la misma disposición, no son por tanto los mismos resultados.

El que los fangos anaerobios atascan más los medios por donde pasan, es un conocido desde hace años. Ya en 1960 aparecen descritos problemas de formación de estruvita en la planta de tratamiento de aguas residuales de Hyperion, Los Ángeles (Borgerding, 1972). En esta planta se encontraron formaciones cristalinas en la parte inferior de los depósitos de postdigestión y en las tuberías. (La estruvita es un sólido blanco formado por amonio, magnesio y fosfato en concentraciones molares iguales). Desde entonces muchas depuradoras en el mundo han sufrido esta calamidad.

En el grupo investigador del TAR se han estudiado los mecanismos de formación de polyhidroxibutiratos, PHBs, y precipitación de fosfato (Lebrato, J. y col. 1990) en digestores anaerobios. En la figura 2 pueden verse los precipitados formados en los digestores como cristales de fosfato cálcico magnésico y fosfato de hierro.

La formación de PHBs en las bacterias metanogénicas en los digestores anaerobios, como reserva energética y de formación de cadenas orgánicas para la biomasa celular, es un mecanismo conocido (Gaudy y Gaudy, 1980). En situaciones de anaerobiosis adicional los PHB son exudados al exterior para generar biofilms que permitan la formación de agregados bacterianos para un mejor acceso a la alimentación de los microorganismos.

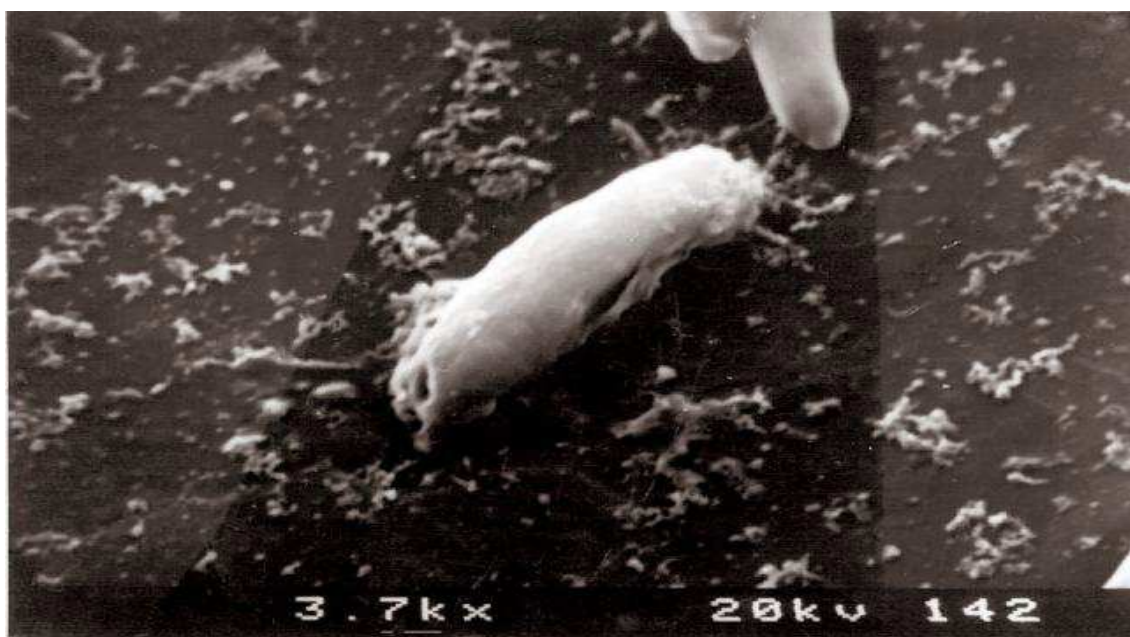


Figura 2. Bacilo con exudado mucilaginoso glicolix (Lebrato, J.; 1990)

Este PHB tiene propiedades de floculante en general, los flóculos en si mismos ya empiezan a explicar los atascos que se observan en los humedales. Las bacterias van exudando poco a poco estos exopolimeros, que dan lugar a mucinas y derivados que van haciendo una película, biofilm, que atrapa moléculas, bacterias, sólidos en suspensión, minerales redisueltos por las bacterias de los materiales de los digestores y fosfatos que precipitan procedentes de las bacterias anaerobias.

Pero es que los PHB son, además, precursores de plásticos. En efecto los PHBs y sus derivados son algunos de los plásticos biodegradables más importantes que se están lanzando ya al mercado. En este trabajo de investigación se propuso la resolución del problema de los entrapados anaerobios forzando la entrada de aire por diferentes dispositivos, de modo que los procesos sean preferentemente aerobios y se evite en cualquier caso la anaerobiosis adicional, como única alternativa posible.

El conseguir esta aireación forzada en los drenes de piedra, fue por tanto el desafío tecnológico más importante del desagüe de las aguas negras fuera del contacto directo con los ciudadanos.

Tras esto se pasó a la realización del CAS a tamaño real, el cual cuenta con una fosa anaeróbica, y 3 tramos de DPAF (Se describirá en el apartado de solución técnica adoptada). Los resultados obtenidos se muestran en las siguientes tablas (Tablas 1 y 2):

Parámetro	Entrada Fosa	Salida Fosa	Entrada DPAF Tramo 1	Salida DPAF Tramo 1	Entrada DPAF Tramo 2	Salida DPAF Tramo 2	Entrada DPAF Tramo 3	Salida DPAF Tramo 3
CF (UFC/100 ml)	$1,5 \cdot 10^6$	$1,8 \cdot 10^4$						$1 \cdot 10^4$
<i>E. coli</i> (UFC/100 ml)	$1,9 \cdot 10^9$	$1,0 \cdot 10^7$	---	---	---	---	---	$8,4 \cdot 10^6$
OD (mg l^{-1})	0,14	0,13	0,16	0,30	0,36	0,32	0,39	0,55
pH	7,70	7,85	7,56	7,70	7,72	7,69	7,78	7,72
Eredox (Mb)	-236	-263	-251	-240	-223	-233	-222	-236
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	1577	1525	1525	---	---	---	---	1508
DQO (mg l^{-1})	621	397	397	387	320	301	280	275
DBO ₅ (mg l^{-1})	345	208	208	180	200	140	130	119
SS (mg l^{-1})	280	96	96	75	80	60	66	56

Tabla 1. Resumen de resultados por procesos individuales

La innovación que se quiere presentar a este CAS, es el añadirle mejillones cebra (*Dreissena polymorpha*), para que además de poder tratar aguas urbanas pueda tratar también aguas residuales, para ello habrá que tener ciertos conocimientos de este bivalvo.

RENDIMIENTOS OBTENIDOS EN EL AGUA RESIDUAL PARA DIFERENTES REGIMENES DE CARGA DEL CAS						
MEDIA ANUAL DE 4,95 m ³ /d. SITUACIONES DE ARRANQUES, PARADAS, PUNTAS DE CAUDAL Y CARGA (12 Meses). INTERVALO DE CAUDAL ENTRE 2 Y 16 m ³ /d						
	ENTRADA FOSA	SALIDA FOSA	SALIDA DPAF	RDTO.FOSA	RDTO.DPAF	RDTO TOTAL
DBO (mg/l)	345	210	119	39,09%	43,55%	65,62%
DQO (mg/l)	621	397	275	36,10%	30,68%	55,71%
SS (mg/l)	280	96	56	65,78%	41,24%	79,89%
OD (mg/l)	0,14	0,16	0,55			
pH	7,70	7,85	7,72			
Temperatura (°C)	15,53					
Eredox (mV)	-236	-263	-117			
Conductividad (µS/cm)	1578	1525	1508			
SEGUNDO SEMESTRE, DIFERENTES CARGAS. INTERVALO DE CAUDAL ENTRE 2 Y 8 m ³ /d						
	ENTRADA FOSA	SALIDA FOSA	SALIDA DPAF	RDTO.FOSA	RDTO.DPAF	RDTO TOTAL
DBO (mg/l)	389	232	118	40,30%	49,42%	69,80%
DQO (mg/l)	669	410	247	38,71%	39,71%	63,05%
SS (mg/l)	301	86	45	71,49%	47,25%	84,96%
OD (mg/l)	0,13	0,14	0,35			
CAUDALES COMPRENDIDOS ENTRE 2 y 3 m ³ /d						
	ENTRADA FOSA	SALIDA FOSA	SALIDA DPAF	RDTO.FOSA	RDTO.DPAF	RDTO TOTAL
DBO (mg/l)	360	192	88,25	46,62%	54,10%	75,49%
DQO (mg/l)	630	354	182,0	43,73%	48,64%	71,10%
SS (mg/l)	231	56,75	23,25	75,41%	59,03%	89,92%
OD (mg/l)	0,10	0,11	0,30			

Tabla 2. Resumen de resultados del CAS en diferentes situaciones de carga

1.2. Mejillón cebra

1.2.1. Distribución y morfología.

El mejillón cebra, cuyo nombre científico es *Dreissena polymorpha*, fue descrito por Pallas en 1771 a partir de unos ejemplares encontrados en el mar Caspio. Probablemente, los patrones genéticos actuales del género *Dreissena* se han derivado de los especiales fenómenos geológicos y climáticos ocurridos en esta zona. Las numerosas fluctuaciones e inestabilidad de la cuenca del Mar Ponto-Cáspico, unidas a la dispersión pasiva de las poblaciones de los moluscos, han producido un elevado grado de fragmentación genética entre las poblaciones de las diferentes cuencas. De este modo, las frecuentes extinciones y colonizaciones han favorecido el elevadísimo potencial reproductor de esta especie, base de su gran capacidad invasora (Gelembiuk, May & Lee, 2006).

Debido a su parecido con los mejillones marinos, fueron originalmente denominados con el género *Mytilus*, pero no guardan relación filogenética. El mejillón cebra es un molusco bivalvo de agua dulce, que también resiste en aguas salobres, procedentes de los mares Negro y Caspio, donde habita en equilibrio biológico. A partir del siglo XIX se extendió por Europa con la navegación fluvial de los ríos de esa zona y en los años ochenta del siglo XX empezó a invadir América del Norte con el transporte marítimo de mercancías. Actualmente ha colonizado numerosas aguas continentales (ríos, lagos, lagunas y embalses) de América del Norte y Europa central y occidental. En Estados Unidos, se han identificado dos especies, una de las cuales (*Dreissena bugensis*) no está reconocida ni en Europa y se asimila a una de las subespecies identificadas en Rusia (Ludianskyi *et al.*, 1993). La posibilidad de ejemplares híbridos existe, pero hasta hace unos años (Ludianskyi *et al.*, 1993), no se había encontrado ni un solo ejemplar en vida libre.

El mejillón cebra es un pequeño mejillón de forma triangular y borde externo romo que posee habitualmente un dibujo de bandas irregulares blancas y oscuras en zigzag sobre fondo de color parduzco (Fig.3). Su coloración es muy variable y algunos ejemplares incluso carecen de bandas. El mejillón cebra carece de interés gastronómico

y su consumo no es en absoluto recomendable, por lo que no se trata de una especie comestible. La propagación del mejillón cebra puede entrañar riesgo para la salud humana por su posible capacidad como transmisor de vectores patógenos. La muerte por botulismo de cientos de aves acuáticas y peces en los Grandes Lagos de EEUU ha podido deberse a la ingestión de mejillones cebra contaminados. Aunque no está demostrado, la enfermedad podría así transmitirse al hombre por ingestión de carne contaminada (Álvarez y Araujo, 2001).



Fig 3. Imagen de individuo de mejillón cebra.

1.2.2. Reproducción y ciclo biológico.

Los adultos son de sexos separados, si bien se ha sugerido la posibilidad de que existan ejemplares hermafroditas (Ludyanskyi *et al.*, 1993). Normalmente mantienen una proporción 1:1. En la edad madura, la liberación de óvulos y espermatozoides en el agua se hace continua, produciéndose con ello la fertilización y el comienzo del desarrollo embrionario que finaliza con la eclosión de los huevos y con la consiguiente aparición de una larva llamada velígera. La figura 4 muestra el esquema del ciclo biológico.



Fig 4. Ciclo biológico *Dreissena polymorpha* (extraído de Jenner *et al.*, 1998)

Esta suelta continua de gametos (esperma y óvulos) es continua siempre y cuando se mantengan ciertos factores, cómo es el caso de la temperatura del agua, la cual, deberá estar por encima de ciertos valores, en el cual hay diferencia de opiniones, 13-15°C (Jenner *et al.*, 1998) o de 10-12°C según (O'Neill, 1996) y con una máxima temperatura de 15-17°C (O'Neill, 1996). Según parece la viabilidad de los gametos, es inversamente proporcional a la temperatura del agua. Cuando el agua está a 12°C, los óvulos son viables unas 5 horas frente a las 22 horas que lo es el esperma, y a 24°C los ambos gametos no duran más de 2 horas. Cuando se llega a valores de temperatura mayores de 28°C, se interrumpe la reproducción, pero esta se reinicia en el momento que estas temperaturas se hacen inferiores. Aunque también hay que mencionar que hay referencias de haberse encontrado larvas a temperaturas inferiores a 10°C (Grandes Lagos; O'Neill, 1996). La reproducción ocurre a partir de temperaturas entre los 12 y 13 °C pudiendo sincronizarse en algunas semanas o repartirse a lo largo del año (Nichols, 1996). Sin embargo parece que sólo en épocas concretas tiene lugar la fijación sobre el sustrato, es decir que no es continua, y estas épocas a lo sumo se dan en 3 veces al año en los casos más favorables (Jenner *et al.*, 1998).

En el Río Ebro, la única población ibérica que ha sido estudiada hasta el momento, (Araujo, Gómez & Valladolid, 2007), los juveniles aparecen en julio y agosto, siendo más común su fijación a los 3 metros que a mayor profundidad. Durante los primeros tres meses de vida alcanzan los 15 mm, prácticamente la mitad de su talla total. Estos juveniles pueden ser ya sexualmente maduros al final de la estación reproductiva (septiembre). En otras zonas de Europa (Río Rin) se ha visto que las larvas fijadas en mayo (Neumann, Borchering & Jantz, 1993) alcanzan los 14 mm el primer verano y empiezan a reproducirse el siguiente año. Sin embargo, las larvas que se fijan en agosto, solamente alcanzan los 4 mm en el invierno.

La fertilización y los primeros estadíos de desarrollo, se ven limitados por concentraciones bajas de calcio (< 8,0 mg/l), preferiblemente coloniza zonas donde la concentración de calcio es mayor 15 mg/l, y ralentizados si la concentración de potasio es inferior a 0,4 mg/l. El tiempo que las larvas velígeras permanecen en la columna de agua, debido a su minúsculo peso, mientras crecen, también es discutido, de 15-28 días según la temperatura del agua y otras condiciones del medio (Jenner *et al.*, 1998) o de 3-

5 semanas (Claudie y Mackie, 1994) o entre 4 y 5 semanas (Neumann, Borcharding & Jantz, 1993). En lo que hay consenso es que sólo las larvas que pueden durar este tiempo en la columna de agua serán aquellas que podrán fijarse y progresar.

Las larvas pedivelígeras aparecerán finalmente, las cuales crean el biso y debido ya a su aumento de peso, se hundirán y se fijarán al sustrato presente, allí se desarrollarán hasta adultos. En este paso, el sustrato presente tendrá vital importancia, ya que aquellos que acaben en sustratos blandos como arenas o limos, acabarán enterrados y sin sobrevivir. Aunque habrá que mencionar, que un mejillón que caiga en un sustrato blando, y no sobreviva, podría servir como apoyo (núcleo) para otros que vengan tras el y puedan utilizarlo. Hasta esta fase del ciclo, la mortandad acumulada podrá ser de hasta un 98% (O'Neill, 1996), debido a distintas razones, como la prelación, a alcance de sustratos inadecuados, anoxia, shock térmico, etc.). Es más, el mejillón cebrado no es capaz de invadir todos los ecosistemas posibles. Según Padilla (2005), en EEUU solamente se ha encontrado en menos del 1% de los lagos, mientras que en Bielorrusia, donde la especie lleva más de 200 años, de los 500 lagos estudiados sólo el 17% están infectados. Según esta autora, para que la invasión prospere, deben cumplirse cinco pasos que no siempre se producen con éxito:

1. Un determinado vector debe traslocar individuos adultos reproductores desde la población original.
2. El vector debe trasladar los individuos a un hábitat apropiado.
3. Los individuos traslocados deben sobrevivir al transporte.
4. Los ejemplares (o su descendencia, si se han reproducido durante el transporte) deben ser depositados en un hábitat donde no sólo sobrevivan sino que también puedan reproducirse.
5. Estos ejemplares traslocados, además de reproducirse con éxito, deben producir reclutamiento de juveniles que a su vez deben mantenerse para dar lugar a una población sostenible.

La madurez sexual se alcanza para tamaños de valvas de 8-10 mm, que se alcanzan antes de finalizar su primer año de vida, pero se han documentado ejemplos de madurez sexual con tan solo de 3-5 mm de tamaño, llegando a pesar 3,8 g por individuo (O'Neill, 1996). Las hembras maduras, son capaces de producir entre 4.000 y

un millón de óvulos fecundables al año durante sus 2 ó 3 años de vida (Nalepa &Schloesser, 1993; Nichols, 1996).

Pueden llegar a darse hasta tres periodos de máxima intensidad de reproducción, aunque lo más normal es que sean dos. El primero siempre es el más importante, durante el que se liberan la mayor cantidad de gametos, y suele ocurrir durante los meses de mayo, junio o julio, que variará según el régimen térmico, y que se puede comprobar con un análisis de agotamiento gonadal (Claudie y Mackie, 1994) y es debido al estado reproductor de los individuos fijados el año anterior. El segundo ciclo comenzaría en el momento que las larvas primerizas que nacieron en primavera y que además hayan conseguido fijarse antes de medio verano (1-2%), que puedan alcanzar la madurez sexual en otoño y determinar un máximo de reproducción secundario, de menor intensidad que el de primavera, el cual ocupa desde finales de agosto hasta octubre, según las temperaturas. Parece ser que la emisión de gametos se detiene totalmente a finales de septiembre o mediados de octubre, para todas las edades. Es en este momento cuando la gametogénesis se inicia para el siguiente año. Sería importante señalar la gran importancia que tiene la temperatura del agua con el ciclo reproductivo. De tal forma que en lugares más cálidos la emisión de gametos se podría alargar hasta 5 meses. También se puede dar el caso de que haya zonas de agua que puedan ser calentadas más rápidamente en primavera ($>12^{\circ}\text{C}$), y que en estas zonas se formen las larvas y éstas pasen al resto de la masa de agua más tarde, aunque en estas zonas no se alcancen los 12°C .

La tasa de crecimiento será inversamente proporcional a la edad, como es lo más habitual en todas las especies, y dependerá de la disponibilidad de alimento, la edad y la velocidad del agua. En el primer año de vida, los ejemplares juveniles pueden alcanzar los 15-16mm el primer año, lo que supone el 50% de lo que alcanzarán en toda su vida (35mm normalmente en 3 años). Raramente se superan los 40mm, y dentro de cada año, los primeros grupos de individuos que nacen son los que alcanzan mayores tamaños. Por ejemplo en Estados Unidos se han encontrado diferencias significativas en lo respectivo a tamaños entre los ejemplares y en tasas de crecimiento, entre las zonas más frías del norte y las más cálidas del sur, donde son mayores (O'Neill, 1996).

En condiciones experimentales, sobre bloques de hormigón, se hallaron crecimientos de hasta 0,5mm/día, aunque normalmente, no se superan los 1,5-2,0 cm/año, lo que supone un crecimiento en la periodo viable (verano) de 0,1 a 0,15 mm/día (Claudie y Mackie, 1994). Aunque lo normal es alcanzar 1,5 cm en otoño del primer año, y tras esto solo el 5% alcanzan tamaños superiores a 3cm en su segundo año. La mayoría es en esta edad cuando morirán, ya que suelen vivir 1,5-2 años, aunque hay referencias de duraciones de vida de 3-5 años, 6-9 años y hasta más de 15 años (Ludyanskyi et al., 1993), que según parece tiene su explicación en la temperatura de la masa acuática. Aunque hay que aclarar que se tratan de datos de los años 60 de autores rusos, que podrían no ser extrapolables a las poblaciones norteamericanas y europeas de mejillones cebra.

Una de las grandes características del *Dreissena* es la gran dispersión que puede llegar a alcanzar debido a la conservación y duración de la fase de larva planctónica (velígera) es un aspecto clave para entender y explicar la capacidad de dispersión. Por una parte, el disponer de esta fase permite a la especie utilizar cualquier flujo de agua como medio para su propagación; por otro lado, el hecho de que esta fase sea relativamente larga le permite el poder lograr una dispersión a bastante distancia en función de las características del flujo de agua. Los casos de dispersión aguas arriba (contracorriente) sólo son explicables en ríos por intervención humana (embarcaciones turísticas, prácticas de pesca, etc.), mientras que en lagos y embalses, los vientos dominantes, el oleaje y las corrientes, pueden contribuir a explicar hasta cierto punto la dispersión hacia las zonas de cola. En ríos con corriente, las larvas siempre serán arrastradas aguas abajo de las poblaciones parentales, que, salvo que tengan un aporte superior de nuevas larvas (por ejemplo de un embalse existente aguas arriba), desaparecerán en pocos años.

Si calculamos un período de 10 días de duración de estado planctónico de las larvas antes de su fijación (en realidad es de entre 10 y 30 días dependiendo de las poblaciones), y un río con baja corriente (por ejemplo 0,1 m/s), estas larvas alcanzarían en dicho período una zona 86,4 km aguas abajo del punto donde han sido emitidas ($0,1 \text{ m/s} \times 1 \text{ km}/1000 \text{ m} \times 10 \text{ días} \times 60 \text{ seg}/\text{min} \times 60 \text{ min}/\text{hora} \times 24 \text{ horas}/\text{día} = 8,64 \text{ km}/\text{día}$) (Mackie, 1999).

1.2.3. Relación con el ecosistema e individuos

Su intervalo de tolerancia frente a la temperatura de la masa acuática es muy amplia, con capacidad de crecimiento desde los 10 a los 25°C, pero a temperaturas inferiores a los 0°C y superiores a los 31-32°C no pueden sobrevivir, aunque puede que estos intervalos se modifique por condiciones de aclimatación. Como se indicó anteriormente la reproducción se interrumpe por debajo de los 10°C y el crecimiento se ralentiza por encima de los 25°C y por debajo de los 8-9°C. El rango óptimo de crecimiento se encuentra entre los 18-20°C, y desde ahí disminuye, ya sea en el rango 16-18°C o 21-24°C (O'Neill, 1996; Claudie y Mackie, 1994).

Respecto al comportamiento, se trata de una especie con grandes relaciones de competencia ya sea inter o intraespecífica por el espacio, sobre todo con esponjas y briosos (Tachet *et al.*, 2000). También mencionar su comportamiento como especie gregaria, en la que los adultos secretan feromonas que facilitan su fijación y atraen a los más jóvenes, aunque esto es actualmente una línea de investigación abierta.

Según O'Neill (1996), en ambientes lacustres las máximas densidades se dan entre 2 y 7 m, como consecuencia de la combinación óptima de factores como la temperatura del agua, el contenido de oxígeno y la disponibilidad de alimento. En el lago Eire, la población presenta un máximo entre 3 y 7 m, se mantiene normalmente en todo el espesor del epilimnion hasta los 15 m de profundidad, y decae a partir de aquí hacia el fondo donde aparecen ejemplares aislados hasta los 45m.

Tras esto queda claro que la profundidad como tal no parece ser un factor limitante, pero todo lo que acarrea ésta sí (oxígeno disuelto, temperatura, alimento, tipo de sustrato, etc.); hay que decir que estos individuos aislados no son corrientes, y se sugiere la idea de que hayan caído de profundidades menores, y hayan sobrevivido aisladamente (Claudie y Mackie, 1994).

En la tabla 3 se hace un resumen de las preferencias del mejillón cebrado en relación a distintas variables en la masa acuática, según datos tomados de O'Neill (1996) y Claudie y Mackie (1994). Las variables analizadas serán, temperatura, calcio,

pH, oxígeno disuelto, velocidad de flujo y conductividad. Un grupo de investigadores utilizó la posibilidad de comprobar la cantidad de bivalvos presentes, como una medida rápida para comprobar la calidad del agua, mediante el biomonitorio de estos (López Hernández, Ramos Espinosa y Hernández García, 2007).

Variable	Calidad de Condiciones					
	Nulas	Muy bajas	Bajas	Medias	Altas	Óptimas
Calcio (mg/l)	5-6	<9	9-20	20-25	25-125	>125
Dureza (mg CaCO ₃ /l)	0-22	<25	25-45	45-90	90-125	>125
pH	0-0,06	<6,5 >9,0	6,5-7,2 9,0	7,2-7,5 8,7-9,0	7,5-8,7	8,0<pH<8,5
Temperatura (°C)	<2 >40	<8 >30	9-15 28-30	16-18 25-28	18-25	18-20
Oxígeno disuelto (mg/l)	Anoxia	<4	4-6	6-8	8-10	±100% saturación
Conductividad (µS/cm)	0-21	<22	22-36	37-82	83-110	>110
Velocidad agua (m/s)		<0,07 >1,5	0,07-0,09 1,25-1,5	0,07-0,09 1,0-1,25	0,1-1,0	

Tabla 3. Variables de la calidad del agua

Hay algunas otras variables que también influyen en la posibilidad de reproducción del mejillón cebra, como por ejemplo, el fósforo total que parece favorecer la presencia del mejillón cebra estaría entre los valores de (100 a 300 µg/l), hay trabajos que reflejan la gran importancia del mejillón cebra para absorber estos compuestos del medio acuático (Goedkoop, Naddafi and Grandin, 2010). La turbidez del agua, es otro factor a tener en cuenta, ya que se sabe que afecta negativamente a la filtración, pero aun no se han podido conseguir valores que lo confirmen.

La importancia del pH, reside en que a valores inferiores de 7,4 la capacidad de producción de gametos se reduce o incluso se llega a anular, aparte del detalle, de que

cuanto menor sea el pH, la concentración y disponibilidad de calcio puede ser más condicionante, lo que es un factor limitante directo en el crecimiento del mejillón.

1.2.4. Enemigos y parásitos

Uno de los pocos trabajos sobre este apartado estima que existen cerca de 200 especies que se pueden considerar depredadoras o parásitos del *Dreissena* (Molloy *et al.*, 1997). Los mejillones finos o incluso las larvas son alimento de peces, copépodos, sanguijuelas, cangrejos de río o incluso de roedores.

Aparte el mejillón tiene competidores por los sustratos duros, como por ejemplo las esponjas, anfípodos, briozoos e incluso otras especies de mejillones de estilo de vida parecida. En Europa, hoy por hoy el parásito más común es el gusano *Bucephalus polymorphus* (Baer, 1827) (Platelmintos, trematodos), el cual no suele exceder del 10 o el 20% de la población de mejillón cebra (Zdun *et al.*, 1994).

1.2.5. Alimentación, crecimiento, producción

La principal fuente alimentaria de los dreisenidos es casi por obligación el seston (partículas en suspensión, inertes o vivas) mediante filtración. Posen dos sifones, uno de los primeros es para absorber y el otro para el expulsar, hay estudios que indican que esta capacidad de absorber y filtrar, hace que influya en un pequeño movimiento de las aguas (Elliott, Aldridge, Moggridge, 2007). Se ha llegado a cuantificar que un ejemplar de mejillón cebra filtra entre 10 y 100 ml/hora de agua (Claudie y Mackie, 1994) lo que en el caso de un adulto de mejillón cebra supone alrededor de 2,5 litros/día, en realidad estos valores son mayores como se verá más adelante. La selección de las partículas tiene lugar en el epitelio de los palpos labiales y de las branquias (Silverman, Lynn, Dietz, 1996). Tras esta selección los materiales son colectados en la cavidad del manto y posteriormente se expulsan por el segundo sifón. Hoy en día, se conoce que solamente el 10% de la materia filtrada se encuentra en el estomago.

Las algas es la principal fuente, no la única, ya que otro aspecto relevante es el amplio espectro de materia orgánica particulada que pueden utilizar como alimento, que no hace imprescindible la presencia de plancton vivo. En cuanto al tamaño de las

partículas filtrables, *Dreissena* filtra de forma eficiente partículas de hasta 0,7 μm pero muestra preferencia por las comprendidas entre 15 y 40 μm (Claudie y Mackie, 1994), lo que equivale a fitoplancton, zooplancton pequeño (rotíferos) y restos orgánicos diversos, como principales integrantes de su dieta, esta capacidad de filtrado será la principal característica en la que se basará este proyecto de investigación.

1.2.6. Estudios

Dados los masivos potenciales efectos que tiene la filtración de mejillón cebra, se han llevado a cabo numerosos estudios en Europa y América para cuantificar los rangos de filtración y clarificación del mejillón cebra. El rango de filtración o bombeo cómo también se le conoce, de un mejillón está definido como el volumen de agua que es completamente clarificado de partículas suspendidas para un tiempo definido. Para el mejillón cebra, este valor puede presentar una gran variabilidad, con rangos desde 5 hasta los 400ml por mejillón y hora. La gran amplitud de este rango vendrá determinado por diferentes factores, cómo la temperatura (Vanderploeg et al., 1995; Lei et al., 1996), velocidad de flujo (Ackerman, 1999), tamaño de partículas desde 0,4 μm a 750 μm (Sprung and Rose, 1998; Ten Winkel and Davids, 1982; Cotner et al., 1995) o periodos de descanso (Morton, 1971). A continuación se exponen algunos de los estudios que se han realizado que tratan todas las posibilidades beneficiosas que presentan estos bivalvos, se hará una presentación de los trabajos más importantes y los que se ha tenido acceso. El que no se presenten valores de nuestra universidad, es debido a la cantidad de tiempo necesario para llevar a cabo un proyecto de esta magnitud, y que la experiencia que se intentó realizar fracasó, debido a la falta de oxigenación del medio, lo que nos ayudó a comprender, la necesidad de unir el CAS a los bivalvos.

Diferencias en los rangos de clarificación pueden también reflejar las diferentes técnicas experimentales usadas. La mayoría de los estudios de la filtración del mejillón hasta la fecha han usado el *clearance method* (método de la clarificación); en el cual el decrecimiento en la concentración de partículas en una cámara cerrada es contado, luego la concentración de algas decrece con el tiempo, ya que no hay una reposición (por ejemplo Silverman et al., 1995; Lei et al., 1996; Horgan y Mills, 1997). Usando este método, estudios han encontrado los rangos de clarificación por mejillón desde aproximadamente 20 ml/h (Baldwin et al., 2002) hasta 287ml/h. Otro método utilizado

es el conocido como *flow-through chamber* (Cámara de paso del tanque de sedimentación), (por ejemplo, Ackerman, 1999; Baldwin et al., 2002; R. Filgueira, U. Labarta, and M. J. Fernandez-Reiri, 2006), donde el decrecimiento en la concentración de partículas en el agua fluyendo a través de los mejillones es medida. Este ha encontrado algunos de los más grandes valores de clarificación para el mejillón cebra hasta la fecha, que llega hasta 420 ml/h (Baldwin et al., 2002) por mejillón. Una ventaja de este método es que la concentración de algas puede mantenerse durante el experimento constante.

1.2.6.1. Estudios sobre el poder biofiltrador

Muchos son los trabajos publicados desde Holanda, pues es uno de los pioneros países en utilizar el mejillón cebra como biofiltrador con una adecuada biomanipulación, para evitar la eutrofización de sus lagos.

De hecho uno de los primeros trabajos en los que se pretende dar otra perspectiva del mejillón cebra viene de investigadores de Holanda, 1989 los investigadores del Instituto de aguas intercontinentales y tratamiento de aguas de Lelystad, H.H. Reeders y A. Bij de Vaate, comienzan un análisis de los valores de filtración del mejillón cebra, pero no es hasta un año después cuando, en 1990, le empiezan a ver sus posibilidades como un gestor de la calidad del agua en su estudio *Zebra mussel (Dreissena polymorpha): a new perspective for water quality management*, el cual generó una gran controversia y un amplio estudio de estas características para poder paliar las grandes críticas a las que estaba sometido el mejillón cebra. Este estudio se llevó a cabo en el lago Wolderwijd (Holanda) en el que se estudió la variabilidad de la capacidad filtrante del mejillón cebra, la cual observaron que variaba con la temperatura, de los sólidos en suspensión y el tamaño de los individuos de la población, basándose en estudios que analizaban la cantidad de mejillones necesarios para compensar el crecimiento natural de fitoplacton. También defendieron la gran importancia de este bivalvo para evitar la eutrofización natural a la que estaría sometido dicho lago, en caso de no estar presente.

Tras estos trabajos muchos otros fueron estudiados desde el mismo instituto, donde la gran mayoría se orientaron a mejorar el tamaño de los individuos de las poblaciones, y sobre todo como poder mejorar su biomanipulación, donde la gran mayoría estuvieron dirigidos por el investigador A. Bij de Vaate, una de las mayores eminencias reconocidas en este campo, al que le debo de agradecer su gran asesoramiento a la hora de realizar este proyecto. Su último trabajo en 2010, tras su retirada, hace un resumen y síntesis de muchos de los trabajos realizados en Europa, junto con Sanjeevi Rajagopal y Gerard van der Velde, *The Zebra Mussel in Europe*.

1.2.6.2. Estudios sobre valores de clarificación

En el departamento de Zoología Invertebrada de la universidad de Northern British Columbia (Toronto), el investigador Josef Daniel Ackerman ha llevado a cabo un gran número de estudios dirigidos a varios bivalvos, pero en especial uno tiene relevancia para este estudio, y fue el realizado en 1999, donde evaluó la capacidad de clarificación de los mejillones cebrá en dependencia del flujo. En dicho estudio utilizó el método de flow chamber, y observó que a velocidades de flujo de 10 cm/s en régimen laminar es cuando se conseguían mayores valores de depuración, y que los individuos de mayor tamaño conseguían a su vez mayores tasas de depuración.

Entre el departamento de Zoología e Ingeniería química de la universidad de Cambridge, los investigadores Paul Elliot, David C. Aldridge y Geoff D. Moggridge, publicaron un estudio en 2007, donde hacían referencia a la posibilidad de utilizar la especie *Dreissena* con la posibilidad de filtración de aguas, y que principalmente se centra en la eliminación de las algas por parte de los mejillones. En este trabajo indicaban que la gran mayoría de los trabajos presentados sobre mejillones cebrá se referían a trabajos en laboratorio y no ha trabajos en campo, principalmente debido a la dificultad de estos estudios en campo abierto. Un aspecto al que aluden es a la extrapolación a la que recurren muchos investigadores para poder calcular valores en agua libre de los mejillones a partir de los de laboratorio, y tras sus estudios y valores, se puede apreciar como esto repercute en un gran error, ya que no se tienen en cuenta ni las densidades de mejillones naturales, ni efectos de la capa límite, ni las tasas de flujo o ni las elevadas concentraciones de algas. Para conseguir las condiciones más reales posibles lo que se hizo fue el hacer pasar el agua bruta de una EDAR a través de un

canalizaciones, en las cuales se fue variando las condiciones de flujo, de densidad de mejillones, e incluso variando la concentración de algas, por último se medía la concentración de clorofila de tipo *a* (indicador de la densidad de población de algas), al final de cada canal, para ver como esta variaba. Tras las canalizaciones, el agua se vertía de nuevo al proceso de depuración de la EDAR, donde los posibles mejillones que pudieran escapar serían eliminados.

Este estudio utiliza los ensayos industriales a gran escala de canal para investigar la influencia de estos factores sobre la filtración del mejillón cebra y propone algunas nuevas aplicaciones industriales de estos hallazgos. Los ensayos en el canal revelaron algunas de las más altas tasas de clarificación del mejillón cebra encontrado hasta la fecha, hasta 574 ± 20 ml/h por cada g de masa de tejido blando de mejillón cebra (es decir, tejido sin concha).

Uno de los aspectos más importantes que pudieron observar es que bajo bajas concentraciones de algas, la eliminación de clorofila por la población de mejillones, no era proporcional a la densidad de dicha población, lo que indica que las tasas de campo de pastoreo de mejillón cebra podrían ser mucho menor de lo que se indican en muchos estudios como por ejemplo (Mackie, 1999), cuando indicaba que podrían llegar a hasta recorrer 8,64 km/día. Otra característica que se pudo observar es que el aumento de las velocidades de flujo hasta 100 ml/s hacía que aumentase las tasas de depuración por parte del mejillón cebra, debido principalmente a la reposición de los recursos a nivel local agotados cerca de la población de mejillones, aunque un aumento mayor de flujo de 300 ml/s, no dio un aumento significativo en la tasa de depuración.

El estudio se centró en la variación de tres variables independientes, primera la variación de densidad de población de mejillones, la variación en el valor de flujo y por último en la variación de la concentración de algas.

a) Efectos de la densidad del mejillón cebra en los valores de clarificación.

Se hicieron cuatro pruebas distintas variando la cantidad de mejillones cebra, en cada ocasión, y repitiendo cada prueba por triplicado. La primera prueba fue sin mejillones, la segunda con 500 g de mejillones, otra con un kilogramo de mejillones, y

por último otra prueba con un kilogramo de conchas muertas, siempre manteniendo el flujo constante a 100 ml/s y una temperatura entre 15.1 y 15.5°C. En cada ocasión la concentración de clorofila se midió al inicio y al final del canal usando “in vivo” un fluorómetro (Aquaflo Handheld Fluorometer, Turner Desings, Sunnydale, CA). El cual fue calibrado inicialmente con una concentración de clorofila conocida y recalibrado otra vez con un patrón secundario “Turner Desing” cada 12 lecturas. Para hallar la concentración de clorofila se utilizó la ecuación de Risgard del 2001;

$Cl = F(1 - C_2 / C_1)$, donde Cl, es el valor de clarificación, F el flujo y C_1 y C_2 , la concentración de clorofila al inicio y al final respectivamente. Los resultados obtenidos se expresan en los siguientes gráficos (Fig. 5).

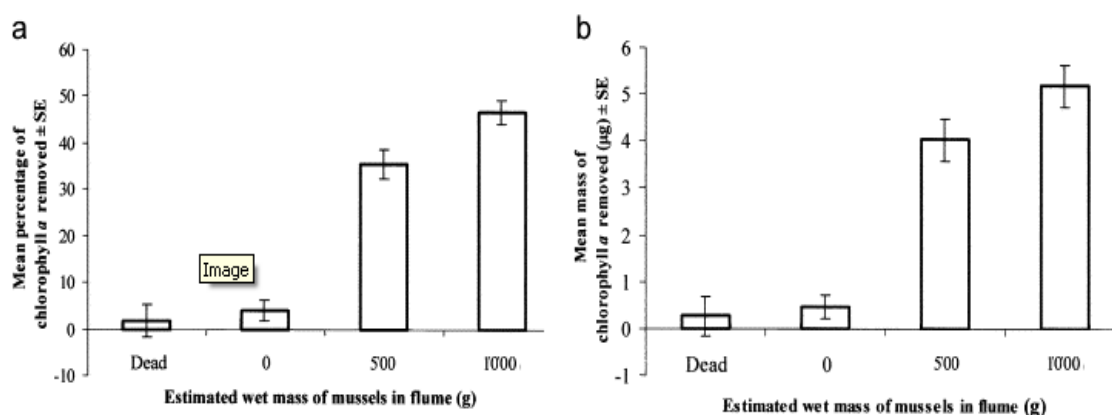


Fig 5. Influencia de la densidad de mejillón cebrá en el flujo: a) % medio de clorofila eliminada, b) masa media de clorofila eliminada, utilizando la ecuación de Risgard.

Cómo se puede observar una mayor cantidad de mejillones elimina una mayor cantidad de clorofila, aunque se puede ver que ni en el caso de porcentaje ni de la masa de clorofila eliminada se encuentra una relación linealmente dependiente con la cantidad de mejillones presentes. Ya que en el caso de 500g de mejillones el porcentaje fue de $35.4 \pm 3.2\%$ y de $46.6 \pm 2.6\%$ para 1000. La masa de clorofila eliminada aumentó de $4.03 \pm 0.41 \mu\text{g l}^{-1}$ con tratamiento de 500g de mejillones a $5.18 \pm 0.40 \mu\text{g l}^{-1}$ con tratamiento de 1000g. Posteriormente el estudio indica que se probaron cantidades mayores de mejillones, pero que la cantidad de clorofila eliminada no aumentó en demasía, a causa principalmente de competencias por el alimento, aunque también proponen que los mejillones podrían filtrar todos por igual, pero que los mejillones

aguas arriba eliminarían más clorofila que lo presentes aguas abajo, cómo ya indicaron Yu y Culver (1999).

La clorofila eliminada fue traducida en valores estimados de clarificación usando la expresión de Risgard, y se obtuvo que los valores de clarificación fueron significativamente mayores en canalizaciones que contenían 500 de mejillones que en aquellos que contenían 1000g. Para el tratamiento con 500 g, y a través de análisis se observó que los mejillones de 22mm de medida filtraban una cantidad de 574 ± 20 ml h⁻¹.

b) Efectos en la variación de flujo en los valores de clarificación.

En esta ocasión se varió el flujo manteniendo constante la densidad de mejillones, la concentración de algas y la temperatura. Las pruebas se realizaron con 1000g de mejillones vivos y otros 1000g de conchas de mejillones muertos y una temperatura entre 15.1 y 15.5, y se hicieron tres variaciones de flujo, entre las que estaban 50, 100, 300 ml/s. En esta ocasión las pruebas también se realizaron por triplicado de la misma forma que se describió en el apartado a. Los resultados hallados son los que se muestran a continuación en los siguientes gráficos (Fig. 6).

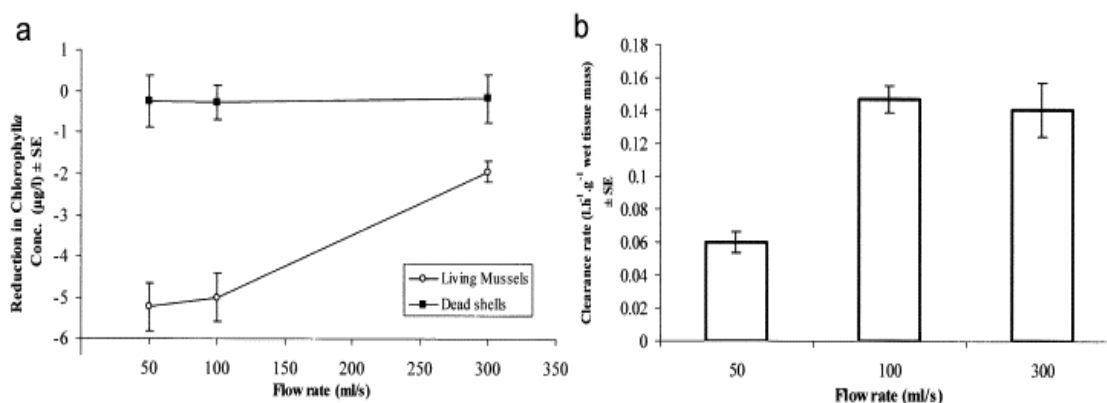


Figura 6. Influencia de la velocidad de flujo: a) Reducción de la masa de clorofila, b) Valores de clarificación.

Los valores de clarificación en flujos de 50ml/s son 60 ± 6 ml/gh. Incrementar la velocidad en el canal tiene un efecto positivo en los valores de clarificación, subiendo hasta 100ml/s es cuando los valores de clarificación alcanzan 147 ± 8 ml/gh. Un mayor incremento en la velocidad a 300ml/s no conllevó un aumento en los valores de

depuración. Ackerman en 1999 dio un par de posibles explicaciones a este comportamiento de los bivalvos a altas velocidades, las cuales fueron, que la velocidad induce una presión diferencial dinámica, puede que sub- o sobre presurizar los sifones exhalantes e inhalantes y otra razón sería, que altas velocidades de flujos pueden llevar a la elevación y arrastre, que conduce al cierre de la concha del mejillón cebra y la retracción del sifón.

c) Variación en la concentración de algas y su influencia en los valores de clarificación de los mejillones.

Se añadieron 3 tipos de algas distintas *Ankyra judayi*, *Pandorina morum*, *Cyclotella meneghiniana*. Se hicieron 12 pruebas y cada una con sus respectivas 3 réplicas, cuatro pruebas por cada combinación de dos tipos de algas, y las cuatro pruebas se referían a 0 g de mejillones, 500g, 1000g y 1500g. En esta ocasión se añadió 15ml de cada tipo de alga en suspensión. Tras 10 minutos de la dosis, se midió segundo a segundo la concentración de clorofila en el final de cada canal usando un medidor a tiempo real de clorofila (Chelsea Minitrakka Mk II *In-situ* miniature fluorometer). Para cada serie, la masa de clorofila eliminada desde el agua por los mejillones podría estimarse usando la formula;

$$M_r = \sum_{t=0}^{t=t_e} (C_t - C_0) * F_r, \text{ donde } M_r \text{ es el total de la masa de clorofila eliminada durante}$$

la experiencia en μg , C_t es la concentración de clorofila a en el agua a la salida del canal infestado de mejillones en el tiempo t , C_0 es la concentración de clorofila en la salida del canal vacío en el tiempo t , t_0 es el tiempo al final del experimento en segundos y F es el valor del flujo en el canal en l/s. Los resultados obtenidos se muestran en los siguientes gráficos (fig. 7).

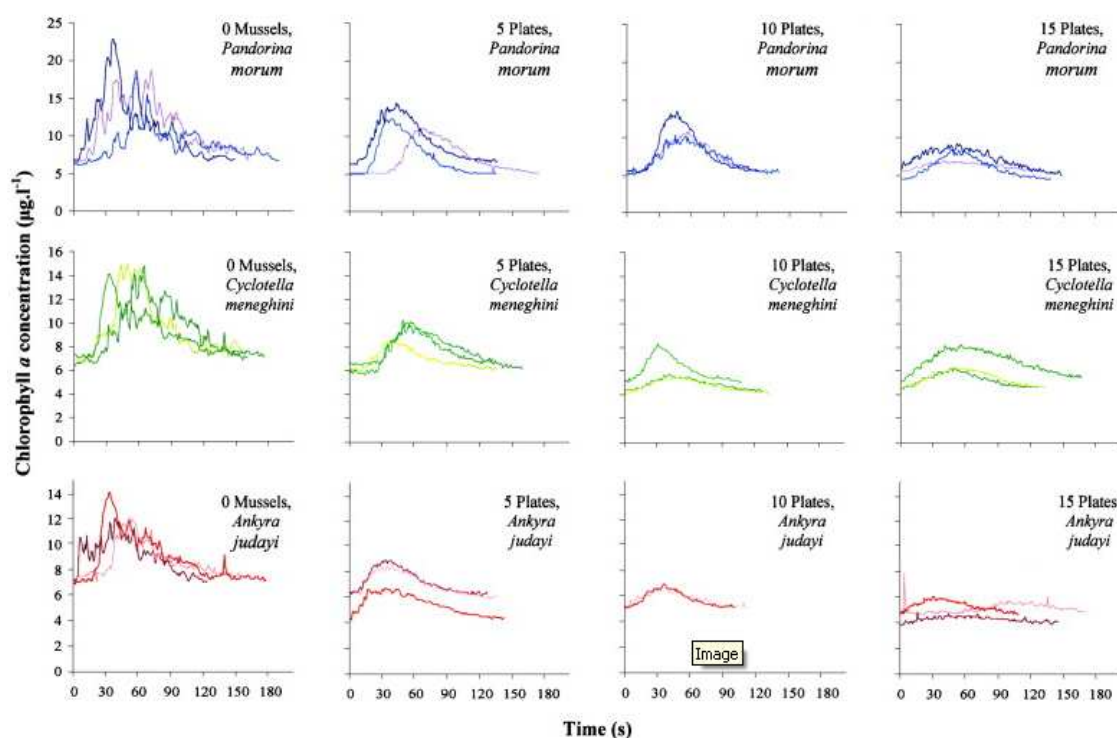


Figura 7. Influencia de la variación de clorofila eliminada con respecto al tiempo, variando la variedad de algas y la masa de mejillones (Cada plato equivale a 100g de mejillones).

En todos los experimentos con una adición de algas, la cantidad de clorofila eliminada incrementa con el número de mejillones en cada canal. Aunque, la masa de clorofila eliminada no incrementa linealmente con la densidad de mejillón cebrá; cuanto más mejillones fueron añadidos, tenían un menor efecto en el valor de depuración de la población. Esto fue probablemente el resultado de una competición de comida entre los mejillones cebrá.

Por otra parte en el estudio se proponen una serie de aplicaciones de dichos estudios, como por ejemplo;

- El que investigaciones sobre densidades de mejillón cebrá y valores de clarificación podrían dar información que prediga a gran escala sobre los impactos de pastoreo del mejillón cebrá, ya que en estudios anteriores a lo que se recurría era a la extrapolación de los valores de muestras simples de mejillón a la densidad de población en libertad, donde no se contemplaban las posibles competencias de alimentación, que se han demostrado aquí.
- Utilizar la información hallada sobre capacidades de filtración del mejillón cebrá, por industrias que estudian el bioensuciamiento, para poder estimar la

cantidad de mejillones presentes por ejemplo en las tuberías de algunas industrias, ya que conocer la densidad de estas poblaciones es un dato necesario para un tratamiento exhaustivo de dicha población.

1.2.6.3. Estudios sobre valores de retención

Habría que tener en cuenta que todos los estudios, se basan en el mismo principio, como se ha visto en el apartado c, de estudio anterior, por el cual, a mayor concentración sea la que haya presente en el medio, mayores serán los valores de retención por individuo, los valores corresponderán con litro de agua tratado, pudiéndose dar el caso, que los retengan en el organismo, o que los traten y anulen o enmascaren sus propiedades.

Hay que mencionar que algunos estudios, muestran sus resultados en gramos por gramo de peso seco (PS), lo cual equivale a un gramo por cada 66g de peso húmedo (Quinn, 2004), que a su vez cada gramo de peso húmedo equivale ml de agua tratada (Faria, 2010), además en su trabajo, se indica que los resultados obtenidos en campo, se suelen considerar constantes y estacionarios en todos los estudios.

1.2.6.3.1. Retención de nutrientes (P y N)

El que un lago sea eutrófico u oligotrófico depende de la cantidad de nutrientes (fosfatos y nitratos) que este posea. Un lago eutrófico presenta las aguas ricas en nutrientes lo que facilita la proliferación de algas. El problema es que cuando las algas mueren son descompuestas por las bacterias en procesos aeróbicos que consumen oxígeno. Al terminarse el oxígeno muchos restos orgánicos quedan depositados en el fondo sufriendo procesos anaeróbicos que desprenden H_2S (malos olores) y otros gases, dando un aspecto nauseabundo a las aguas de eutrofización extrema. Mientras que un lago donde sus aguas son pobres en nutrientes y, por tanto, las algas no proliferan excesivamente, las aguas son claras y penetra la luz con facilidad, hay oxígeno en abundancia y la flora y la fauna es típica de aguas bien oxigenadas (truchas, larvas de libélulas, etc.)(Fig. 8). Hoy en día el problema de la eutrofización, está siendo un verdadero problema, sobre todo por causas de eutrofización artificial, les llegan muchos

aportes de nutrientes procedentes de las actividades humanas, lo que origina un gran crecimiento de algas y de muchos organismos heterotróficos que hacen desaparecer el oxígeno, generándose procesos de anaerobiosis.

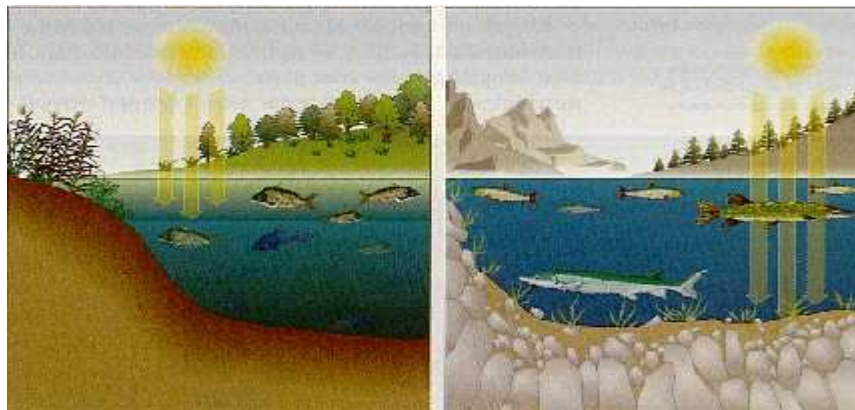


Figura 8. Lago eutrófico y lago oligotrófico.

([http://www.tecnun.es/asignaturas/Ecologia/Hipertexto/05PrinEcos/175Lago.htm#Lagos eutróficos y oligotróficos](http://www.tecnun.es/asignaturas/Ecologia/Hipertexto/05PrinEcos/175Lago.htm#Lagos%20eutr%C3%B3ficos%20y%20oligotr%C3%B3ficos))

En el departamento de Ciencias acuáticas de la universidad de Ciencias Agrónomas de Uppsala (Suecia), los investigadores Willem Goedkoop, Ramat Naddafi y Ulf Grandin, publicaron un estudio en 2010, donde hacen referencia a la retención de nutrientes (compuestos de N y P) por parte del mejillón cebra. Para este estudio se centraron en el lago eutrófico Ekoln (29,8 km² y una profundidad media de 15,4m, y una máxima de 50m) el cual lo estudiaron en siete trayectos diferentes, que cubrían todas las costas y tipos de sustratos distintos, observando, la densidad de población, el tamaño y biomasa media de dicha población de mejillones. Aparte estudiaron la composición elemental (C, N, P) de los tejidos blandos del mejillón cebra, de la cual pudieron obtener los valores de retención de N y P en los mejillones. En este estudio se tiene presente la importancia del mejillón cebra, para evitar la eutrofización natural del lago Ekoln, aunque hay otros estudios que ya estudiaron la posibilidad de evitar la eutrofización con la ayuda de bivalvos (Mellina et al. 1995; Effler and Siegfried 1998; Caraco et al. 2006), en adición, recientemente se mostró que el mejillón cebra puede reducir en gran medida la biomasa de algas y negar o enmascarar los crecientes efectos de los pulsos de nutrientes hasta 150mg P/l en la biomasa de las algas (Dzialowsky y Jessi, 2009).

Los valores de P y N presentes en el lago Ekoln son un total de $37 \pm 5.6 \mu\text{g/L}$ y $1678 \pm 149 \mu\text{g/L}$ respectivamente, media anual para 2000-2008 (Datos obtenidos de su propio departamento).

En el estudio se hizo una estimación de la cantidad de mejillones en cada uno de los siete trayectos, haciendo una toma de muestra entre los 2-4m, que es donde supusieron que se hallaría la mayor cantidad de mejillones para cada trayecto.

Después de la toma de muestras, se congelaron en el laboratorio para la cuantificación posterior de la densidad de población, el tamaño (longitud de la concha), peso seco y las concentraciones elementales. La longitud de la concha (mayor longitud) se midió con un calibre equipado con una pantalla digital ($\pm 0,01 \text{ mm}$) y una submuestra de 22 a 35 mejillones se liofilizaron hasta peso constante para la cuantificación del peso individual de la muestra seca (de tejidos blandos solamente) ($16.31 \pm 1.90 \text{ mg/individuo}$) y su posterior análisis elemental. Las muestras de masa de tejido blando y seco se analizaron para C ($48,5 \pm 0.9 \text{ mg de C/g de tejido blando}$) y N ($100.9 \pm 1.5 \text{ mg N/g de tejido blando}$) con un analizador de CHN (LECO CHN-932, Carlo-ErbaStrumentazione) y para P ($9.3 \pm 0.2 \text{ mg P/g de tejido blando}$), después de la hidrólisis en caliente con persulfato de potasio de acuerdo a Grasshoff et al. (1983). Tras este estudio se obtuvo una relación entre la longitud de la concha (mm) en masa de tejido blando seco(mg);

$$\log_{10}(DW) = -1,1569 + 1,9060 * \log_{10}(length) - 4,9457 * (\log_{10}(length - 1,2741))^2$$

Para estimar el total de población de mejillón en el lago, se supusieron que la población a dos metros sería igual a la de tres metros de profundidad, mientras que la población a un metro sería igual a la de cuatro, para el resto de profundidades la población se calcula multiplicando la relación entre el porcentaje promedio a una profundidad específica y el porcentaje a dos metros de profundidad (59,2%), por la población media cuantificada a cuatro metros de profundidad ($1940 \text{ individuos/m}^2$) (fig. 9).

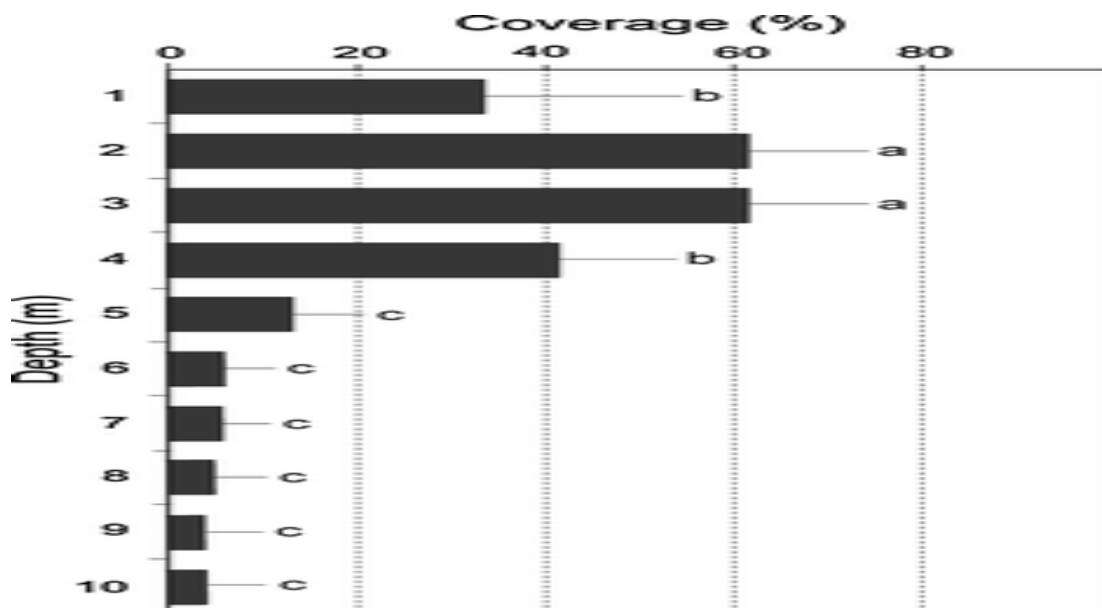


Figura 9. Relación entre el % de población de mejillones y la profundidad.

Aunque por otra parte observaron que esta extrapolación podría sobreestimar la biomasa de mejillones, ya que a profundidades mayores cómo ya se vio anteriormente los mejillones suelen tener menor tamaño.

La totalidad de la población en el lago se estimó $22.2 \pm 2.6 \times 10^{10}$ de mejillones. Extrapolando la biomasa individual a la cantidad de masa blanda de mejillones presentes en el lago se estimó un resultado de 362 ± 42 toneladas, y esta masa se transformó en valores de P y N que podían tratar por g masa blanda, 3.4 ± 0.4 toneladas de P y 36.6 ± 4.3 toneladas de N, además de 174.3 ± 20.3 toneladas de C.

En los siguientes gráficos se muestran la cantidad de P, N, y C, tratadas por los mejillones en cada uno de los trayectos (Fig.10) y los resultados en diferentes niveles de profundidad (Tabla 4), hay que mencionar que en el trayecto de Wik, no se pudieron obtener resultados, ya que en el proceso de liofilización se perdieron las muestras. Luego los resultados vendrán g de masa blanda en peso seco.

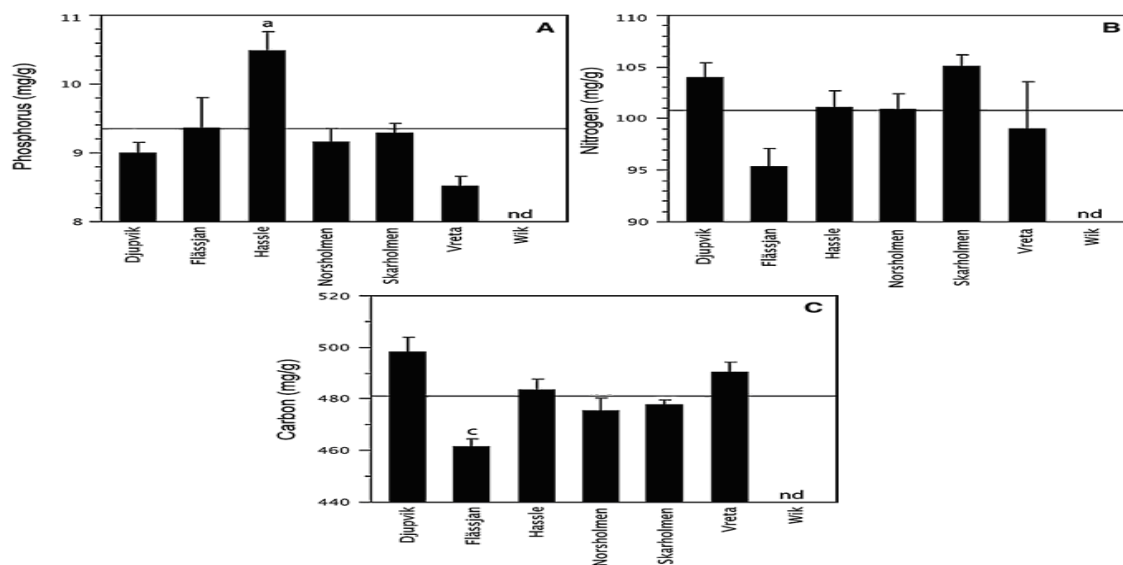


Figura 10. Cantidad (mg) P, N y C, recogida por g de masa blanda (PS) de muestras en cada trayecto.

Intervalo de profundidad (m)	Area* (km ²)	Densidad (ind m ⁻²)	Biomasa (tons tejido blando)(PS)	P (tons)	N (tons)	C (tons)
0-1	1.82	1490 ± 707	44.4 ± 5.2	0.41	4.47	21.33
1-2	2.43	3479 ± 1307	138.1 ± 16.1	1.28	13.93	66.42
2-3	2.43	3479 ± 1307	138.1 ± 16.1	1.28	13.93	66.42
3-4	0.767	1490 ± 707	18.6 ± 2.2	0.17	1.88	8.96
4-5	0.767	631 ± 72	7.9 ± 0.9	0.07	0.79	3.80
5-6	0.767	281 ± 32	3.5 ± 0.4	0.03	0.35	1.69
6-7	0.825	246 ± 30	3.3 ± 0.4	0.03	0.33	1.59
7-8	0.825	228 ± 29	3.1 ± 0.4	0.03	0.31	1.48
8-9	0.825	210 ± 23	2.8 ± 0.3	0.03	0.29	1.36
9-10	0.825	193 ± 22	2.6 ± 0.3	0.02	0.26	1.25
Sum	12.29	—	362.3 ± 42.2	3.37	36.55	174.29

Tabla 4. Resumen de datos obtenidos a diferentes niveles de profundidad. *El área viene se obtuvo de Håkanson (1977).

Viendo todos los resultados, y estimando el volumen del lago y los valores de depuración medios $19.4 \pm 2.3 \text{ km}^3 \text{ y}^{-1}$, llegaron a la conclusión que el lago sería entero filtrado cada 8-10 días, y que la cantidad que podrían llegar a enmascarar o eliminar al año de nutrientes llegaría a ser de 1,2 a 1,8 toneladas de nutrientes por mejillón por año, a lo largo de sus 2-3 años de vida.

1.2.6.3.2. Retención de PCBs.

Los policlorobifenilos o bifenilos policlorados (PCB) son una familia de 209 congéneres que poseen una estructura química orgánica similar y que se presentan en una variedad de formas que va desde líquidos grasos hasta sólidos cerosos. Existen 12 PCB llamados "de tipo dioxina " que también pueden ser tóxicos y no-tóxicos. Un PCB "de tipo dioxina" es el 3,4,4',5-Tetraclorobifenilo.

El Policloruro de bifenilo (PCB) está considerado según el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) como uno de los doce contaminantes más nocivos fabricados por el ser humano. Actualmente su uso está prohibido en casi todo el mundo.

En cuanto a volumen de producción, el PCB, al igual que el hoy también prohibido DDT, fue destinado al sector agroquímico, por lo que su difusión a través de las aguas lo ha desplazado por toda la hidrosfera, y ello implica tanto a la masa acuática como a los sedimentos fluviales y marinos donde se acumula. De digna mención es el destacable vertido al estadounidense río Hudson que hizo la empresa General Electric con miles de toneladas de PCB que han hecho prohibir el baño y la pesca alimentaria a lo largo de los cientos de kilómetros fluviales desde las cascadas del Hudson hasta el mar.

Dada la acumulación de los PCB en los tejidos grasos animales, los seres más dependientes de toda una cadena alimentaria son los que han podido acumular más PCB, tales como los seres humanos u otros depredadores como cetáceos o aves rapaces. Los primeros expuestos son fundamentalmente los peces, por ser el agua y los sedimentos el principal acumulador del producto. Los Policloruros de bifenilo son de lenta y difícil degradación, y buena parte de ellos en determinadas condiciones pueden permanecer durante siglos en el medio.

Los PCB entran al organismo a través de los pulmones, el tracto gastrointestinal y la piel. Por depender en mayor medida del pescado y de animales con cantidades elevadas de tejido adiposo, las poblaciones más expuestas a los PCB son las próximas a las regiones árticas.

La acumulación de PCB en las personas ya nacidas les produce erupciones cutáneas, pero en el caso de las personas aún no nacidas afecta directamente al desarrollo del sistema nervioso y, como consecuencia, a la capacidad intelectual. En EE.UU. y Canadá se ha estimado que el conjunto de población posterior a la difusión masiva de PCB ha podido nacer con entre un 5% y un 7% de disminución intelectual respecto a las generaciones anteriores, sobre todo en lo que afecta a la memoria.

Actualmente se están realizando estudios sobre las posibilidades reales de eliminación de PCBs por medio de mejillones cebra, en los Grandes Lagos (Great Lakes). Desde el Departamento de Estructura Civil e Ingeniería medioambiental de la Universidad de Buffalo, los investigadores, Joseph V, DePinto, Victor J, Bierman, Jr, y Timothy J. Feist, ya presentaron en Noviembre del 2000 un trabajo llamado, *The Effect of Zebra Mussels on Cycling and Potential Bioavailability of PCBs: Case Study of Saginaw Bay*, en este estudio principalmente se dedicaron a analizar la cantidad de PCBs que pueden retener los mejillones cebra. Los resultados obtenidos fueron que la media anual de la concentración de PCBs obtenida por el mejillón cebra varió en diferentes tramos de los lagos, llegando a conseguirse un intervalo de 0,03 hasta 0,85 mg por gramo de materia blanda de mejillón. Los resultados se pueden ver en la tabla 5. Este estudio se hizo en el río Saginaw y se hicieron análisis en 7 tramos de él, donde la media anual de concentración de PCB varía en un intervalo de 0,30 a 4.81 ng/L. También aporta otros datos conseguidos en este río que muestran una concentración entre 0,076 y 1,2 mg por gramo de materia blanda (Endicott et al, 1998).

	Media anual ΣPCB Concentración en el mejillón cebra y en la columna de agua			
Segmento	Mejillón Cebra			ΣPCB Concentración en la columna de agua (ng/L)
	<1 Año de edad (µg/g peso húmedo)	1-2 Años(µg/g peso húmedo)	>2 Años (µg/g peso húmedo)	
1	0.09	0.71	0.85	4.81
2	0.03	0.18	0.23	0.92
3	0.03	0.21	0.27	0.80
4	0.05	0.33	0.43	2.01
5	0.04	0.23	0.30	1.22
6	0.02	0.10	0.11	0.24
7	0.02	0.11	0.14	0.30

Tabla 5. Resultados obtenidos en la investigación.

1.2.6.3.3.Retención iones F⁻.

De todos los elementos de la tabla periódica, el flúor es el más electronegativo y el más reactivo (Greenwood y Earnshaw, 1984; Gillespie et al., 1989; Camargo 2003).

Debido a su gran reactividad, el flúor no se encuentra en su estado elemental en la naturaleza. En el medio acuático, el flúor se encuentra mayoritariamente como ión fluoruro (F⁻), pudiendo formar también compuestos orgánicos fluorados, pero siempre con valencia -1 (Greenwood and Earnshaw, 1984; Gillespie et al., 1989; Camargo, 2003). La principal fuente natural de fluoruros en los ecosistemas acuáticos es la erosión de minerales fluorados (CEPA, 1994; Camargo, 2003), fundamentalmente el fluoroapatito (Ca₅(PO₄)₃F), la fluorita (CaF₂), y la criolita (Na₃AlF₆). La segunda fuente natural de fluoruros son los volcanes mediante la liberación a la atmósfera de gases con HF (CEPA, 1994; Camargo, 2003). La liberación global de estos fluoruros se encuentra aproximadamente entre 60 y 6000 kilotoneladas (Symonds et al. 1988; CEPA, 1994; Camargo, 2003). La tercera fuente natural de emisión de fluoruros son los aerosoles marinos. Se ha estimado que esta tercera fuente contribuye en unas 20 kilotoneladas cada año (Symonds et al. 1988; CEPA, 1994; Camargo, 2003). En el agua, los fluoruros

inorgánicos normalmente continúan en solución bajo condiciones de pH y dureza bajas en presencia de materiales como arcillas bentonitas y ácidos húmicos (Pickering et al., 1988; CEPA, 1994; Camargo, 2003). Los fluoruros inorgánicos estando en solución pueden sin embargo ser eliminados de la fase acuosa por precipitación del carbonato cálcico, fosfato cálcico, fluoruro cálcico e incluso fluoruro de magnesio. (Stumm and Morgan, 1996; Camargo, 2003). Los organismos acuáticos que viven en aguas blandas, por lo tanto, pueden estar más afectados por la contaminación por fluoruros que aquellos que viven en aguas duras o agua marina ya que la biodisponibilidad de iones fluoruro (por consiguiente también su acción tóxica) es reducida cuando incrementa la dureza del agua.

Los niveles de fluoruros en el medio acuático varían de acuerdo a la localización y la proximidad de las fuentes de emisión. Aunque algunas actividades humanas pueden incrementar los niveles locales de fluoruros en las aguas superficiales. Entre estas actividades, que incrementan más de 100 veces los niveles naturales. pueden encontrarse las fundiciones de aluminio, plantas de elaboración de fertilizantes fosfatados (Somashekar y Ramaswamy, 1983; Van Craenenbroeck y , 1987; Camargo, 2003), plantas de producción de elementos químicos como fluoruro de hidrógeno, fluoruro de calcio, fluoruro de sodio, y hexafluoruro de azufre (Zingde y Mandalia, 1988; Karunagaran y Subramanian, 1992; CEPA, 1994; Camargo, 2003), las plantas industriales de ladrillos, cerámicas y vidrio (CEPA, 1994; Camargo 1996; Camargo, 2003), y el uso de fluoruros en pesticidas (Fuge y Andrews, 1988; CEPA, 1994; Camargo, 2003). Las descargas de aguas urbanas también pueden causar incrementos (alrededor de 5 veces más) en la concentración de fluoruros en los ríos receptores (Sparks et al., 1983; Camargo et al., 1992; Camargo, 2003).

A pesar de que los fluoruros (F^-) pueden ser considerados como serios contaminantes en muchos ecosistemas acuáticos, y que su concentración está incrementándose significativamente como consecuencia de las actividades humanas, el conocimiento que existe sobre su toxicidad y bioacumulación en los organismos acuáticos es relativamente escaso.

La acción tóxica de los fluoruros en los ecosistemas acuáticos y terrestres se debe a que los iones fluoruro actúan inhibiendo la actividad enzimática, y por lo tanto,

en último término, interrumpiendo procesos metabólicos tales como la glicolisis e incluso la síntesis de proteínas (Kessabi, 1984; Camargo, 2003). No obstante, el mecanismo por el cual se inhibe la actividad enzimática continúa hoy siendo objeto de mera especulación. Se apunta, sin embargo, a que la combinación del fluoruro con iones de calcio y magnesio, que son en muchos casos necesitados como co-factores por diferentes enzimas, podrían ser el mecanismo primario (Kessabi, 1984).

Desde el Departamento de Ecología de la Universidad de Alcalá (Madrid), los investigadores Marta Inmaculada Martín Miner, Julio A. Camargo y Cristina Gonzalo, hicieron un estudio en Noviembre de 2010 presentaron en su estudio *Toxicidad y bioacumulación de los iones fluoruro (F^-) en el mejillón cebra *Dreissena polymorpha**, los valores que pueden llegar a acumular los mejillones cebra, haciendo un estudio en el que iban añadiendo la cantidad de iones fluoruro hasta la muerte de los individuos. Los valores que se obtuvieron de este estudio fueron los que se ven en la tabla 6.

Tejido	Concentración (mg F^- /l)	Contenido medio de fluoruros (F^-) (mg F^- /kg ps)
Duro	10	95,505 \pm 0,255
	20	92,78 \pm 0,21
	80	535,875 \pm 0,635
	200	2940,57 \pm 0,365
	240	4137,03 \pm 572,98
Blando	10	2441,11 \pm 18,64
	20	3702,18 \pm 15,235
	80	3338,9 \pm 22,33
	200	20331,5 \pm 55,72
	240	24555,0 \pm 4970,54

Tabla 6. Valores obtenidos en la retención de iones F^- , diferenciando entre tejido blando y duro (concha).

1.2.6.3.4. Retención de metales pesados

Los avances en la ciencia y la tecnología desde la revolución industrial, han aumentado la capacidad del ser humano para explotar los recursos naturales. Sin embargo, esto ha generado perturbaciones en los ciclos biogeoquímicos elementales (Li y Suflita.1993).

La introducción repentina de compuestos químicos xenobióticos o la reubicación masiva de materiales naturales en diferentes compartimientos ambientales, con frecuencia puede abatir la capacidad de autolimpieza de los ecosistemas receptores y por lo tanto dar como resultado la acumulación de contaminantes a niveles problemáticos y hasta perjudiciales. Se hace necesario acelerar la eliminación de los contaminantes para remediar los problemas existentes y disminuir el impacto de incidentes futuros mediante el control del ingreso de contaminantes.

La contaminación del ambiente con metales tóxicos y radionúcleos surge como resultado de actividades humanas, principalmente industriales, sin embargo, fuentes como la agricultura y la eliminación de residuos también contribuyen (Tabla 7). Estos contaminantes son descargados en la atmósfera y en los ambientes acuáticos y terrestres, Los metales pesados constituyen un grupo cercano a los 40 elementos de la Tabla Periódica que tienen una densidad mayor o igual a 5 g/cm³ (Passow *et al.*, 1963).

A	B				C		D	E	F		Total
	Carbón ^c	Aceite ^c	Madera	Energía ^c	No ferrosos	Fe y acero			Residuos sólidos	Aguas residuales	
As	23,830	57	210	820	19,090	1,945	7,730	7,550	793	12,842	124,820
Cd	8,529	143	120	125	7,371	156	3,666	2,450	1,147	24,319	38,970
Cr	308,775	1,408		5,700	13,350	15,620	92,680	50,610	20,339	61,290	172,480
Cu	5,185	1,959	900	720	16,588	1,601	411	33,740	27,970	40,905	147,370
Hg	4,670		180	1,800	229		5,245	1,145	2,420	498	11,860
Mn	1,087,212	1,395		11,400	17,905	25,000	230,600	20,515	25,256	134,055	1,708,270
Ni	181,262	27,070	1,200	10,500	14,631	5,238	60,246	7,440	259	60,710	380,650
Pb	8,158	250,449	2,100	720	54,725	9,732	192	9,300	42,100	16,470	346,150
Se	33,878	4,845		18,000	13,630	2	6,566	4,250	348	5,904	88,740
Va	46,925	76,120		300	789	1,151	25,470	550	1,295	676	230,000
Zn	11,100	2,159		18,000	97,287	34,325	824,935	85,015	65,100	103,715	1,729,880

Tabla 7. . Fuentes antropogénicas de metales tóxicos y elementos relacionados. A: Metal tóxico B: Potencia y energía C: Metales D: Agricultura E: Manufactura F: Eliminación de residuos. Adaptado de Nriagu y Pacyna, 1988. Todas las cantidades están en ton/año. Rendimiento directo de combustión, incluyendo el Pb derivado del petróleo y eliminación de cenizas de carbón. Los espacios vacíos significan que la cantidad de metal emitido es despreciable.

El rasgo distintivo de la fisiología de los metales pesados, es que aún cuando muchos de ellos son esenciales para el crecimiento como el Na, K, Mg, Ca, V, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn y Mo, se ha reportado que también tienen efectos tóxicos sobre las

células, principalmente como resultado de su capacidad para alterar o desnaturalizar las proteínas.

Debido a su movilidad en los ecosistemas acuáticos naturales y a su toxicidad para las formas superiores de vida, los iones de metales pesados presentes en los abastecimientos de aguas superficiales y subterráneos, se les ha dado prioridad como los contaminantes inorgánicos más importantes en el ambiente. Aún cuando se encuentren presentes en cantidades bajas e indetectables, la recalcitrancia y consiguiente persistencia de los metales pesados en cuerpos de agua, implica que a través de procesos naturales como la biomagnificación, su concentración puede llegar a ser tan elevada que empiece a ser tóxica. Los metales pesados pueden ser detectados ya sea en su estado elemental, lo que implica que no sufren modificaciones, o enlazados en varios complejos con sales. De cualquier manera, los iones metálicos no pueden ser mineralizados (Atkinson *et al.*, 1998).

Una vez en el ambiente, los metales pueden sufrir transformaciones a diferentes formas móviles y/o pueden ser inmovilizados en trampas ambientales. La biotransformación e inmovilización producen efectos como la precipitación del oro (Watterson, 1992), pero otros mecanismos, por ejemplo la sedimentación de radionúcleos por el plancton marino (Fisher *et al.*, 1992), tienen probablemente un mayor significado global como trampas para contaminantes. La deposición de metales vía microorganismos es de gran importancia en los ciclos biogeoquímicos; por ejemplo, la formación de microfósiles y de minerales, la deposición de fierro y manganeso y la mineralización de uranio y plata (Beveridge, 1989; Lovley *et al.*, 1991).

Los avances tecnológicos para el abatimiento de la contaminación por metales tóxicos consisten en el uso selectivo y en el mejoramiento de estos procesos naturales para el tratamiento de residuos particulares. Los procesos por los cuales los organismos interactúan con los metales tóxicos son muy diversos. Sin embargo, existen en la práctica tres categorías generales de procesos biotecnológicos para el tratamiento de residuos líquidos que contienen metales tóxicos: la biosorción; la precipitación extracelular y la captación a través de biopolímeros purificados y de otras moléculas especializadas, derivadas de células microbianas. Estos procesos no son excluyentes y pueden involucrar fenómenos fisicoquímicos y biológicos. Las tecnologías que utilizan

estos procesos se encuentran actualmente en uso para controlar la contaminación de diversas fuentes, incluyendo las actividades de fundición y de minería (Gadd y White, 1993).

Los métodos convencionales para el tratamiento de aguas residuales con metales que incluyen: precipitación, oxidación, reducción, intercambio iónico, filtración, tratamiento electroquímico, tecnologías de membrana y recuperación por evaporación, resultan costosos e ineficientes, especialmente cuando la concentración de los metales es muy baja (Volesky, 1990; Zinkus *et al.*, 1998).

El uso de sistemas biológicos para la eliminación de metales pesados a partir de soluciones diluidas tiene el potencial para hacerlo mejor y a menor costo (Hutchins *et al.*, 1986).

Los métodos químicos resultan costosos debido a que el agente activo no puede ser recuperado para su posterior reutilización. Además, el producto final es un lodo con alta concentración de metales lo que dificulta su eliminación (Alkinson *et al.*, 1998).

Muchos metales pesados son esenciales para el crecimiento y el metabolismo microbiano en bajas concentraciones, e. g. Cu, Zn, Mn, mientras que a otros no se les conoce función biológica, e. g. Au, Ag, Pb, Cd. Una característica de estos metales y de elementos relacionados es que pueden ser altamente tóxicos para las células vivas (Gadd y Griffiths, 1978).

Las células vivas pueden presentar una variedad más amplia de mecanismos para la acumulación de metales como el transporte, la formación de complejos extracelulares y la precipitación. De manera adicional, la tolerancia y resistencia a los metales pesados son propiedades que están muy distribuidas en los microorganismos de todos los grupos.

Los efectos de los metales sobre el funcionamiento de los ecosistemas varían considerablemente y son de importancia económica y de salud pública. Entre los mecanismos moleculares que determinan la toxicidad de los metales pesados se encuentran (Ochiai, 1987):

1. El desplazamiento de iones metálicos esenciales de biomoléculas y bloqueo de sus grupos funcionales.
2. Modificación de la conformación activa de biomoléculas, especialmente enzimas y polinucleótidos.
3. Ruptura de la integridad de biomoléculas.
4. Modificación de otros agentes biológicamente activos

Los investigadores M. Camusso y R. Balestrini, del Instituto de Investigaciones acuáticas de Brugherio (Italia), junto con A. Binelli del departamento de Biología de la Universidad de Milan, publicaron en 2001, en su estudio *Use of zebra mussel (Dreissena polymorpha) to assess trace metal contamination in the largest Italian subalpine lakes*, los valores que los individuos de mejillón cebra pueden retener de metales pesados. Se analizaron individuos localizados en los lagos Como, Garda, Maggiore, Iseo y Lugano, que están situados en la parte más industrializada de Italia (Fig. 11), los valores se ven en la tabla 8.

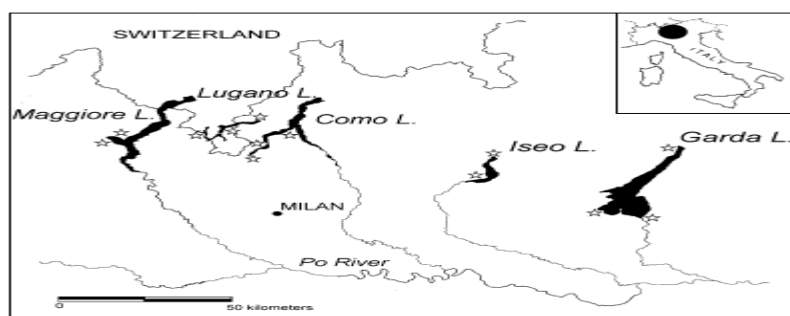


Figura 11. Localización de los lagos Como, Garda, Maggiore, Iseo y Lugano

Lake	Hg	Cd	Pb	Cu	Ni	Cr	Zn	Co
Como	0.053 ± 0.006	2.06 ± 0.93	3.08 ± 0.96	14.6 ± 4.0	24.2 ± 1.7	4.55 ± 0.41	247 ± 10	0.88 ± 0.21
Garda	0.065 ± 0.006	0.78 ± 0.43	1.96 ± 0.48	18.1 ± 3.6	12.1 ± 2.4	2.87 ± 0.28	158 ± 27	1.03 ± 0.13
Maggiore	0.158 ± 0.007	3.44 ± 0.23	5.87 ± 0.71	25.2 ± 1.0	18.2 ± 1.4	4.97 ± 0.88	346 ± 22	1.51 ± 0.31
Iseo	0.065 ± 0.016	0.99 ± 0.56	5.00 ± 1.36	15.1 ± 3.0	17.4 ± 1.9	2.93 ± 0.36	161 ± 12	1.11 ± 0.25
Lugano	0.049 ± 0.002	0.60 ± 0.15	2.46 ± 0.72	26.3 ± 8.5	11.9 ± 1.7	2.03 ± 0.19	163 ± 13	1.00 ± 0.27

Tabla 8. Valores de retención de metales pesados por mejillón cebra en diferentes lagos del norte de Italia, los datos vienen expresados en $\mu\text{g/g}$ de masa blanda de mejillón (PS).

En el artículo se presenta otra tabla (Tabla 9) en la que se expresa una recolección de resultados por el resto del planeta

En España también se ha presentado estudios en este campo, uno de ellos es el realizado por los investigadores del Departamento de Química Ambiental de la Universidad de Barcelona Melissa Faria, David Huertas, Joan O. Grimalt y Carlos Barata, junto con los investigadores del Centro de Estudios Avanzados de Blanes, David X. Soto, Jordi Catalan y por Mari Carmen Riva, del Laboratorio de Toxicología Ambiental de la Universidad Politécnica de Cataluña (UPC) que en 2009 publicaron su trabajo *Contaminant accumulation and multi-biomarker responses in field collected zebra mussels (Dreissena polymorpha) and crayfish (Procambarus clarkii), to evaluate toxicological effects of industrialhazardous dumps in the Ebro river (NE Spain)*. En este estudio obtuvieron los valores de retención a lo largo del río Ebro, en 5 tramos distintos (Fig. 18). Los resultados vienen expresados en la tabla 10.

Water body	Cd	Pb	Hg	Cr	Cu	Ni	Zn	Refs.
<i>Unpolluted water</i>								
Oneida Lake, USA	0.68	1.03	0.05	1.55	4.6	4.2	99.4	Secor et al. (1993)
Lake Markermeer, NL	0.54				14.3		158	De Kock and Bowmer (1993)
Lake Schaalsee			0.08				113	Karbe et al. (1975)
Lakes Heerhugoward, Markermeer and Maarsseveen, NL	1	0.5			12		110	Kraak et al. (1991)
<i>Polluted water</i>								
Lake Ontario (outflow), USA	3.4-12.0				13.0-81.9		53-177	Johns and Timmerman (1998)
Lake Ontario (southern), USA	3.69-11.9	1.80-6.47	0.10-0.27	3.26-5.33	4.66-25.8	4.6-12.5	157-309	Mills et al. (1993)
Lake Onondaga, USA	1.71	1.24	0.20	2.45	10.2	7.4	94.4	Secor et al. (1993)
River Genesee, USA	3.00-3.04	2.40-4.35	0.16-0.38	3.70-5.03	7.7-16.6		191-276	Secor et al. (1993)
River Niagara, USA	5.03-5.89	3.23-3.41	0.08-0.14	4.19-5.04	9.54-11.0		160-166	Secor et al. (1993)
River Hudson, USA	1.69-1.74	1.95-2.26	0.05-0.09	2.28-2.66	4.39-5.80		128-138	Secor et al. (1993)
Lake Lemán, CH	0.8-4.5	0.5-1.2		0.8-3.2	16-42	20-45	117-189	Corvi et al. (1998)
River Moselle, F	0.5-3	4-20		1-4	22-50		120-240	Busch and Schuchardt (1991)
River Po (delta) I	1.30-1.57	2.30-3.87	0.08	3.46-3.52	17.5-20.6	14.1-16.3	127-159	Camusso et al. (1994)
Lake Iseo I	1.4	3.2	0.07	4.5	16.0	20	214	Camusso et al. (1994)

Tabla 9. Valores de retención de metales pesados por mejillón cebra por Europa y América, los datos vienen expresados en $\mu\text{g/g}$ de masa blanda de mejillón (PS).

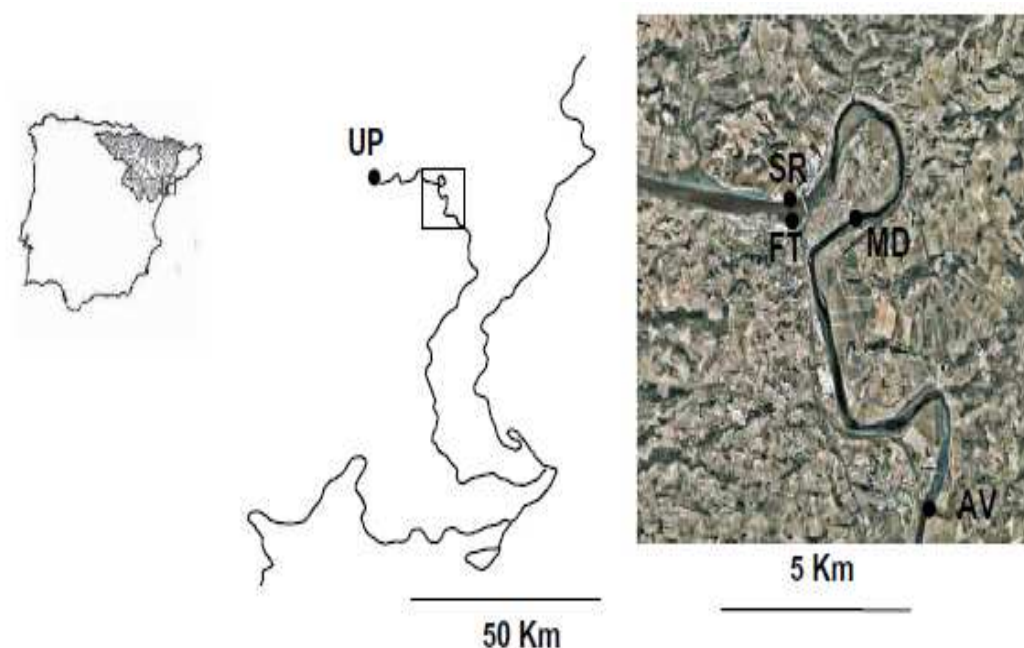


Figura 12. Localización de los puntos de análisis.

Sites	Cr Mean \pm SE	Ni Mean \pm SE	Cu Mean \pm SE	Zn Mean \pm SE	As Mean \pm SE	Cd Mean \pm SE	Pb Mean \pm SE	Hg Mean \pm SE
<i>Zebra mussel (D. polymorpha)</i>								
UP	0.62 \pm 0.15	9.77 \pm 1.68	7.91 \pm 1.18	92.50 \pm 9.56	6.19 \pm 0.12	0.31 \pm 0.03	0.50 \pm 0.15	0.10 \pm 0.03
SR	0.97 \pm 0.01	10.12 \pm 0.22	19.05 \pm 0.56	89.11 \pm 3.40	4.96 \pm 0.08	0.56 \pm 0.05	0.60 \pm 0.01	0.25 \pm 0.01
FT	0.99 \pm 0.01	25.34 \pm 2.49	35.75 \pm 0.90	129.83 \pm 5.29	4.84 \pm 0.08	1.87 \pm 0.42	0.71 \pm 0.01	3.01 \pm 0.1
MD	1.3 \pm 0.05	37.77 \pm 7.12	30.52 \pm 2.38	136.38 \pm 13.43	5.35 \pm 0.03	3.96 \pm 0.13	0.77 \pm 0.09	0.87 \pm 0.01
AV	1.14 \pm 0.05	28.49 \pm 1.62	20.2 \pm 0.54	114.43 \pm 1.22	5.13 \pm 0.10	0.77 \pm 0.07	0.65 \pm 0.01	0.41 \pm 0.01

Tabla 10. Valores de retención de metales pesados por mejillón cebra el río Ebro, los datos vienen expresados en $\mu\text{g/g}$ de masa blanda de mejillón (PS).

2. Problema

Cómo se puede ver, los valores obtenidos en la Tesis de investigación, de Laura Pozo, investigadora del grupo TAR, el canal es óptimo para el tratamiento de aguas de residuos urbanos, el problema llega cuándo lo que se quiere tratar no es sólo la eliminación de materia orgánica, ni mejorar valores de DBO y DQO, o valores redox, si también otros contaminantes que muestran las aguas industriales. En las siguientes

tablas (Tablas 11 y 12) aparece una relación de compuestos que contaminan las aguas en procesos industriales.

Arsénico y sus compuestos	Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (22%) Industria química inorgánica de base o fertilizantes (20%) Producción de cemento y materiales cerámicos (18%) Plantas de procesamiento de residuos peligrosos (10%)	Plomo y sus compuestos	Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (40%) Industria química inorgánica de base o fertilizantes (15%) Industria Química Orgánica de base (12%) Refinerías de petróleo y gas (12%)
Cadmio y sus compuestos	Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (66%)	Mercurio y sus compuestos	Industria química inorgánica de base o fertilizantes (31%) Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (18%) Industria Química Orgánica de base (14%)
Cloruros	Plantas de combustión (40%) Industria química inorgánica de base o fertilizantes (30%) Industria Química Orgánica de base (20%)	Níquel y sus compuestos	Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (44%) Industria química inorgánica de base o fertilizantes (13%) Industria Química Orgánica de base (13%)
Cromo y sus compuestos	Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (87%)	Compuestos orgánicos de estaño	Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (86%)
Cobre y sus compuestos	Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (23%) Industria química inorgánica de base o fertilizantes (18%) Industria Química Orgánica de base (12%) Plantas de combustión (12%)	Fósforo	Industria química inorgánica de base o fertilizantes (25%) Industria Química Orgánica de base (22%) Industria de la madera y papel (18%) Industrias lácteas, mataderos y otras (13%)
Cianuros	Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (80%) Industria Química Orgánica de base (10%)	Zinc y sus compuestos	Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (33%) Industria Química Orgánica de base (23%) Industria química inorgánica de base o fertilizantes (16%) Industria de la madera y papel (11%)
Fluoruros	Industria química inorgánica de base o fertilizantes (54%) Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (22%) Industria Química Orgánica de base (17%)		

Tabla 11. Contaminantes inorgánicos de las distintas industrias. Fuente: The European Pollutant Emission Register

Benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos (BTEX)	Industria Química Orgánica de base (56%) Industrias del petróleo y del gas (17%) Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (11%)	Hexaclorobenceno (HCB) Hexaclorobutadieno (HCBU) Hexaclorociclohexano (HCH)	Productos químicos orgánicos de base (~90%)
Cloroalcanos	Industria química inorgánica de base o fertilizantes (100%)	Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH)	Tratamiento de superficies con disolventes orgánicos (33%) Refinerías de petróleo y de gas (27%) Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (21%) Productos químicos orgánicos de base (13%)
Orgánicos halogenados (AOX)	Instalaciones para la producción de pasta de papel (86%)	Hidrofluorocarburos (HFC)	Productos químicos inorgánicos de base o fertilizantes (48%) Productos químicos orgánicos de base (41%)
Compuestos organoestánicos	Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (86%) Industria Química Orgánica de base (11%)	Pentaclorofenol (PCP)	Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (100%)
1,2-Dicloroetano (DCE)	Productos químicos orgánicos de base (63%) Productos químicos inorgánicos de base o fertilizantes (36%)	Perfluorocarburos (PFC)	Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (82%)
Diclorometano (DCM)	Productos químicos orgánicos de base (48%) Industria farmacéutica (30%)	Tetracloroetileno (PER)	Tratamiento de superficies con disolventes orgánicos (43%) Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (26%) Productos químicos orgánicos de base (12%) Productos químicos inorgánicos de base o fertilizantes (12%)
Bromuro de difeniléter	Instalaciones para pretratamiento de fibras o textiles (100%)	Tetraclorometano (TCM)	Productos químicos orgánicos de base (93%)
Dioxinas y furanos	Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (41%) Instalaciones de combustión (19%) Productos químicos orgánicos de base (17%) Instalaciones para eliminación de residuos peligrosos (15%)	Triclorobencenos (TCB)	Productos químicos orgánicos de base (56%) Productos químicos inorgánicos de base o fertilizantes (44%)
Fenoles	Productos químicos orgánicos de base (47%) Refinerías de petróleo y de gas (23%) Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (11%)	1,1,1-Tricloroetano (TCE)	Productos químicos inorgánicos de base o fertilizantes (100%)
Tricloroetileno (TRI)	Industrias del metal e instalaciones de calcinación y sinterización de minerales metálicos (32%) Productos químicos orgánicos de base (31%) Tratamiento de superficies con disolventes orgánicos (24%)		
Triclorometano (Cloroformo)	Productos químicos orgánicos de base (43%) Productos químicos inorgánicos de base o fertilizantes (40%) Industria farmacéutica (15%)		

Tabla 12. Contaminantes orgánicos de las distintas industrias. Fuente: The European Pollutant Emission Register

Por otro lado está el utilizar un sistema de depuración solamente formado por mejillones, presentaría un problema tal y como se vio en el laboratorio. Ya que debido a la demanda de oxígeno por parte de los individuos, y por falta de un sistema que generase oxígeno en el medio, todos los mejillones murieron a las pocas semanas de empezar la experiencia.

Un gran problema es que la escasez de agua para riego en algunos países en vías de desarrollo, genera la necesidad de utilizar fuentes alternativas para el aprovechamiento de este recurso en los diferentes usos. En ciertos casos este recurso está afectado por vertidos procedentes de la industria minerometalúrgica, que contienen metales y otros tóxicos orgánicos en concentraciones que podrían tener impacto en la salud, debido a su ingestión a través de alimentos producidos en zonas irrigadas con aguas residuales o superficiales contaminadas.

En los países de Sudamérica, la contaminación química de las aguas superficiales se origina principalmente en la industria minerometalúrgica. Por otro lado, en los últimos años el desarrollo tecnológico ha contribuido al incremento de los vertidos industriales, lo cual está aumentando la contaminación de las aguas superficiales.

Teóricamente, las aguas residuales de origen industrial no deben usarse para el regadío, pero en los países en vías de desarrollo existen industrias formales y clandestinas que evacúan sus efluentes al alcantarillado municipal que, con o sin autorización y sin ningún tratamiento, se usan para el riego. Esto expone a la población, en forma permanente, a cantidades relativamente pequeñas de compuestos químicos y puede llegar a producir intoxicaciones crónicas con serias consecuencias.

En los últimos años, asociado con el crecimiento explosivo de la población y con el desarrollo tecnológico mal planeado, el uso de materiales que contienen metales aumenta en forma alarmante y provoca efectos nocivos en el ambiente. En algunos casos se han roto sus ciclos biogeoquímicos naturales (OMS, 1992).

La disposición no adecuada de desechos de origen industrial ha generado problemas de contaminación ambiental, debido a que estos residuos se dispersan en el ambiente o se acumulan en sedimentos, organismos acuáticos y agua.

El uso indiscriminado de plaguicidas también está influyendo en el deterioro de la calidad del agua. Este recurso puede contaminarse al recibir escorrentías de tierras de cultivo, precipitaciones atmosféricas y, en menor grado, por vertidos urbanos.

Otro grupo de tóxicos de interés es el de los bifenilos policlorados (PCBs), que en algunos casos están presentes mayor cantidad que los plaguicidas y otros compuestos organoclorados. Los PCBs se degradan muy lentamente en el ambiente y son bioacumulables; por ello, son un peligro potencial para el hombre. El aire y el agua son vehículos a través de los cuales los PCBs se dispersan en el ambiente, aunque los alimentos también constituyen un vehículo importante. Como consecuencia de ello, se encuentran residuos de PCBs en los seres vivos de muchas regiones. Generalmente las concentraciones más altas se presentan en las cercanías de zonas más industrializadas y plantas de transmisión de energía eléctrica, ya que normalmente en Sudamérica los recubrimientos están realizados con PCBs.

Aún no se ha evaluado el impacto negativo en la salud de la población ocasionado por la presencia de estos compuestos químicos tóxicos en el ambiente, debido a que es difícil la identificación rápida del efecto y al prolongado tiempo de exposición. Es difícil reconocer y verificar tales efectos por muchas razones; entre ellas, el tiempo que requiere un estudio epidemiológico de esta naturaleza, el movimiento de la población y el desconocimiento del tiempo de exposición requerido. Asimismo, se conoce que las enfermedades crónicas pueden tener diversas causas y que, en muchos casos, no son clasificadas en forma correcta,

En los países en vías de desarrollo lo normal es que no haya información estadística sobre las tendencias y causas de las enfermedades producidas por la ingestión de sustancias químicas a través del consumo de productos agropecuarios. Sin embargo, estudios pertinentes han demostrado que es posible la adsorción de metales pesados por una serie de plantas alimenticias, entre ellas el trigo y el arroz (OMS, 1992) que pueden afectar a los consumidores. Una evidencia de esta situación se presentó en

Toyama, Japón, en donde la población se vio afectada por la ingestión de de cadmio contenido en el arroz; el origen de este elemento fue una mina cercana que contaminó el agua de riego.

La naturaleza de los riegos para la salud humana por la exposición a compuestos químicos tóxicos es considerablemente variable. En general, producen decrecimiento del peso promedio de los niños al nacer, incremento de malformaciones congénitas, abortos y ciertas formas de cáncer.

3. Propuesta

Puesto que ambos sistemas tienen deficiencias por separado para el tratamiento de aguas residuales industriales, se propone la unión de ambos para llegar a este fin. Por una parte el método del CAS puede dar soluciones a lo que el sistema de bivalvos no puede, y viceversa, y lo más importante es que ambos sistemas son complementarios, ergo la solución más inteligente será la unión de ambos.

El sistema CAS-BIVALVOS, saldrá beneficiado por las características complementarias que tienen ambos sistemas, ya que mientras que el CAS se encargará principalmente de los problemas biológicos, los bivalvos podrán eliminar muchas de las sustancias inorgánicas e incluso apoyar en la eliminación de materia orgánica del efluente, como se ha visto en los estudios descritos. De los cuales hay que mencionar que la diferencia de resultados varía mucho, debido principalmente a que los valores de retención o clarificación dependerá de la cantidad de contaminante, de la temperatura del agua o de otros factores cómo ya vaticinaron los estudios de A. Bij de Vaate, por lo que habrá que analizar sus valores en cada situación por individualizado. Pero el que el que haya estudios con todos estos resultados ya nos asegura que habrá retención por parte de los mejillones, por lo que habrá que ver en cada caso la cantidad de contaminantes para aumentar o disminuir la distribución de bivalvos.

Aunque el sistema formado por bivalvos presente grandes características para eliminar materia orgánica disuelta y sólidos en suspensión al igual que el CAS, la DBO y la DQO aumentará, por lo que la calidad del agua empeorará, pero es en este punto

donde el CAS da su mejor apoyo al sistema de mejillones proporcionándole el oxígeno que necesitarán.

Se ha de mencionar que aparte de cómo ya se ha indicado, de que cada agua problema, es decir cada industria, habrá de ser estudiada por separado, ya que, aparte del caudal, de la concentración, temperatura, y otros factores, que caracterizarán la cantidad de bivalvos, deberá estudiarse la localización de la industria, para utilizar bivalvos autóctonos, que no contribuyan con los problemas que acarrea el utilizar bivalvos que presentan un serio carácter invasivo, en zonas vírgenes de ellos.

4. Solución Técnica Adoptada

Se llevará a cabo la instalación de pequeñas bateas con mejillones tras el CAS que se ha construido en la Planta Experimental de Carrión de los Céspedes. Esta planta ha sido concebida con el propósito de dotar al Plan de I+D de Tecnologías No Convencionales de Tratamiento de Aguas de la Junta de Andalucía, de una herramienta que permitiera obtener conocimientos concretos acerca de las pautas óptimas de diseño y explotación de los sistemas de tratamiento de aguas de bajo coste de explotación y mantenimiento, adaptadas a las particularidades climáticas y socioeconómicas del ámbito andaluz. Por este motivo da cabida, para su evaluación, a tecnologías innovadoras o diseños industriales novedosos desarrollados por empresas del sector o por centros de investigación.

Se encuentra ubicada en el término municipal de Carrión de los Céspedes, junto a la autovía A-92 Sevilla-Huelva, a una altura de 99 m sobre el nivel del mar, tiene una extensión de 21.000 m², coordenadas 37° 22' N 6° 19' O y utiliza el agua generada en el propio municipio. Esta área se encuentra en el extremo occidental de la unidad territorial del Aljarafe, muy próximo al límite de la provincia de Huelva (Fig.13).



Figura 13. Localización de Carrión de los Céspedes

El diseño real del CAS tiene una longitud total de 61,8 m, de los cuales los primeros 3,8 m corresponden a una fosa séptica, los siguientes 28 m constituyen el Dren de Piedras de Aireación Forzada, quedando la longitud restante construida y dispuesta para la investigación en tratamientos de reutilización y desinfección de aguas por métodos naturales, que serán objeto de futuras investigaciones del grupo (Fig. 14). El Dren se dividirá en 3 tramos, el primero de 8 m, y el segundo y tercero de 10m, y será tras el tercero de donde desviaré el agua con ayuda de una bomba, para hacerla pasar a través del sistema piloto de tratamiento de aguas con bivalvos, y tras el se volverá a llevar a la continuación del canal mediante gravedad.



Figura 14. Detalles del CAS.

El agua de alimentación al CAS corresponde al vertido de la población de Carrión de los Céspedes. Una vez en planta, tras ser pretratada mediante operaciones de desbaste y desarenado-desengrasado, el agua es bombeada a la arqueta general de reparto. Este es el punto centralizado desde donde se suministra caudal por gravedad a los diferentes sistemas.

La toma de agua se ha realizado mediante conexión por tubería al ramal procedente de la citada arqueta de reparto a planta. Dicho ramal recorre toda la instalación surtiendo de agua a los prototipos de empresas privadas o centros de investigación, incluido el CAS.

El agua residual que trata la PECC es un agua de naturaleza típicamente urbana salvo por el aporte de una industria del sector del aderezo de aceitunas, radicada en el término municipal, que desde el año 2002 comenzó a verter sus efluentes (aguas de lavado del proceso de producción y aguas sanitarias), al colector que alimenta a la Planta Experimental.

Con respecto a las características fisicoquímicas de las aguas afluentes, si se observa su evolución en el periodo 2002-07 y así mismo se comparan con los registrados en el periodo 1999-2002, en líneas generales, la DBO5 y la DQO tienen un comportamiento similar y junto con los sólidos en suspensión presentan numerosas variaciones tanto anuales como interanuales. Por el contrario la conductividad es un parámetro muy regular y apenas sufre variaciones a lo largo del periodo citado.

Los valores medios anuales se muestran en la tabla siguiente (Tabla 13) que recoge la evolución de los parámetros característicos de las aguas residuales influentes (PECC; 2002-07).

	AÑO					Media Interanual 2003-2007	Media Interanual 1999-2002
	2003	2004	2005	2006	2007		
DBO ₅ (mg/l)	281	420	577	425	374	415	474
DQO (mg/l)	812	955	1136	880	765	910	822
SS (mg/l)	229	273	290	209	297	259	269
Conductividad (μS/cm)	1756	1879	1770	1956	2003	1873	1746

Tabla 13. Valores de aguas influentes. Datos obtenidos de la Tesis Doctoral de Laura Pozo.

La fosa séptica constituye el primer punto del Canal de Saneamiento, recibe las aguas afluentes a la PECC una vez pretratadas en tiempo y condiciones reales. Su función es la de reunir los vertidos que van a vehicularse a través del dren, mejorando su calidad en base a fenómenos de sedimentación y degradación biológica anaerobia de la materia orgánica, así como de eliminación de microorganismos patógenos.

Consiste en un depósito cerrado con geometría de paralelepípedo regular de 5,7 m³ de volumen, de los cuales 4,82 m³ son útiles. Sus dimensiones son: 3,8 m de longitud x 1,50 m de altura x 1,00 m de anchura.

El Dren de Piedras de Aireación Forzada (DPAF) es el principal elemento del Canal de Saneamiento Autoconstruible (CAS). Su función principal es el transporte de aguas residuales así como la mejora de su calidad mientras es transportada mediante el desarrollo en su interior de procesos de degradación biológica de la materia orgánica, preferentemente aerobios.

Su autoconstrucción en la Planta Experimental se ha llevado a cabo con total ausencia de maquinaria, empleando herramientas básicas de construcción y materiales disponibles en muchos entornos. Los útiles más elaborados como pisonos o elementos de nivelación y transporte de pendientes, se han autoconstruido sin haber recurrido en ningún caso a herramientas de difícil acceso en entornos sin recursos económicos.

Se instala en la planta un canal de 58 m de longitud y 1 m de anchura media en superficie, con una profundidad media de 0,60 m y una pendiente total de 1,75 %.

El punto de vertido final del CAS está fijado en la arqueta de reunión de vertidos de la PECC, desde donde se efectúa la evacuación de la planta y salida del efluente al cauce receptor que es el Arroyo Alcarayón.

Para realizar el relleno de piedras y así construir el dren para el transporte del agua, se adquirieron 27 Tn de piedra de cantera machacada, de naturaleza granítica, procedentes de la cantera “El Molinillo” en Guillena (Sevilla). El tamaño de la piedra fue de 200 a 50 mm.

Las piedras fueron clasificadas manualmente por tamaños. Estableciéndose en primer lugar tres grandes grupos, las de mayor volumen (tamaños comprendidos entre 200 y 150 mm aproximadamente), volumen medio (entre 150 mm y 100 mm) y piedra pequeña (de 100 mm a 50 mm).

Las piedras fueron dispuestas en los 3 primeros diques del canal siguiendo una disposición determinada, que responde a la intención de proporcionar al agua un tamaño de hueco o sección de paso cada vez menor y facilitar la entrada de aire en el interior del dren.

Finalmente se colocaron a mano, una a una, todas las piedras de mayor tamaño en el espacio inferior que delimitó una diagonal trazada a lo largo del canal. De esta forma, una vez colocadas pudo observarse un relleno en el canal con forma de “cuña” de piedras de gran tamaño. Las piedras se instalaron en sentido longitudinal según su forma, evitando que éstas quedaran perpendiculares al flujo del agua para favorecer al máximo posible su circulación, confiriendo a la piedra un carácter de elemento vehiculador del agua y no de obstáculo propiamente dicho.

La sección superior que ha delimitado la diagonal fue rellena con piedra de tamaño progresivamente menor. Una sección transversal del canal en su punto medio mostrará tres alturas aproximadamente iguales de piedra de tamaño diferente. La inferior formada por piedra grande, que soporta encima una cierta altura de piedra mediana para completarse finalmente con un lecho similar de piedra pequeña. Las secciones transversales iniciales y finales de cada tramo del dren mostrarán rellenos completos de piedra grande y piedra pequeña respectivamente.

En el interior del dren, como consecuencia de ser un elemento de transporte de agua residual, cargada por tanto de materia orgánica y microorganismos, se van a producir procesos biológicos de degradación de la citada materia orgánica. El dren se diseña mediante un sistema que pretende evitar la “anaerobiosis adicional” en su interior. Para ello se hace imprescindible propiciar la entrada de la mayor cantidad de aire posible al agua que circula en régimen subsuperficial entre las piedras. Por este motivo se instaló la piedra con la disposición descrita.

A lo largo del dren fueron instalados en principio aireadores para facilitar la entrada de aire y por tanto la oxigenación de su interior. Se define como aireador el lugar del dren donde toda la altura está formada de piedras grandes, interrumpiéndose por tanto la diagonal de piedras descritas, para facilitar la entrada de oxígeno. Los aireadores llegan hasta la superficie y no quedan cubiertos y sellados por materiales de escasa granulometría para su transformación en camino, como el resto del canal.

Los sistemas de flujo subsuperficial de agua son, en general, susceptibles de colmatación del medio granular si el agua que transportan tiene contenidos elevados en determinados contaminantes, además disponen de pocos o ningún factor de control durante su funcionamiento (García, J.; 2004) en muchos casos solo se puede controlar la profundidad del agua. La disposición de los pozos descritos permite atajar estos problemas ya que proporcionan un acceso directo al interior del dren para su mantenimiento, limpieza, seguimiento y control.

Para facilitar la salida de los gases que se producirán como consecuencia de los procesos biológicos de degradación de la materia orgánica, se instalaron respiradores en el dren de piedras.

Cada respirador, fabricado con tubos de PVC, se asienta en la base del canal soportado por un nicho de piedras que permita el paso del flujo de agua a su través.

Para asegurar que el agua en su recorrido a través del dren ocupa todo el volumen útil, se instalaron 3 tajaderas realizadas en arcilla, una antes de cada dique de separación de tramos de canal, a unos 25 cm del último respirador.

Las tajaderas se autoconstruyeron con arcilla, modelando un muro transversal al canal con el espesor propio de la plancha de barro, que descansa sobre un lecho de piedras a través de las cuales circulará el agua, cuyo paso superior queda impedido por la presencia del murete de arcilla.

El CAS debía ser transitable en superficie, para así poder aprovechar el espacio al máximo. Para ello se cubrió el lecho de piedras transformándolo en su superficie en

un camino. Dicho camino se ha constituido distribuyendo tres capas de distinta granulometría sobre el dren.

El agua tras el dren de piedras se bombeará hasta el sistema formado por bivalvos, el cual estará al nivel del suelo de la planta. Un esquema del proceso es el que se muestra en el diagrama (Fig. 15).

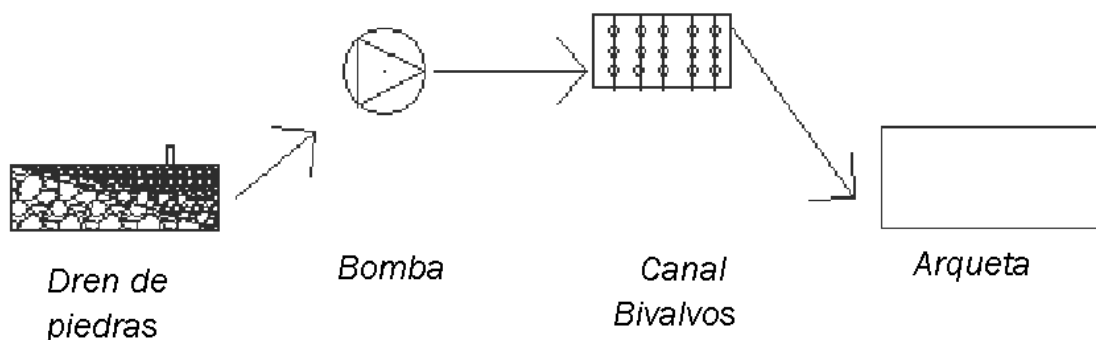


Figura 15. Diagrama del proceso.

Se utilizará una bomba centrífuga monofásica de 1 CV, modelo RXM-100, del distribuidor Salvador Escoda, para llevar el agua del canal del dren al sistema de bivalvos, y tras éste, el agua irá por gravedad a la arqueta de reunión de vertidos de la PECC. La conexión con la bomba se hará tubería de PVC de 90 mm de diámetro, al igual que la conexión con la arqueta.

De los tres estudios que se han hecho en este proyecto, se ha decidido realizar la descripción del sistema de bivalvos, para la industria de la curtiduría.

El sistema estará formado por un tanque descubierto fabricado con PRFV de 5 mm de espesor, y de medidas 1m de ancho, por 1,07 m de largo y por 0,70 de profundidad. Para la construcción del tanque, la decisión que se ha tomado, es la compra de láminas de PRFV y proceder a su autoconstrucción. El tanque se pintará en su exterior para evitar el paso de la radiación solar.

La parte principal de este proyecto, los mejillones, para la experiencia en el laboratorio fueron, de embarcaciones del Club Náutico de Sevilla, donde gracias a la

ayuda de sus operarios se pudo hacer una gran recolección. Debido a su facilidad de recolección, y la falta de utilidad en el club, estos fueron donados para la investigación.

Pero la recolección para la planta piloto, debido a que será una mayor cantidad, se realizará en el embarcadero de Gelves (Sevilla), debido a que a lo largo del día se limpian una mayor cantidad de embarcaciones, y es ahí donde más fácilmente se pueden encontrar.

La técnica que se utilizará para colocar los mejillones, será la misma que para su cultivo. Es decir se utilizarán bateas, pero en este caso en lugar de hacerlas flotables como se hace en las Rías Baixas, batea tradicional, lo que se hará será atar una cuerda a una viga de madera que estará hincada en un lado del tanque a otra que estará al otro lado del ancho del tanque. Además para asegurar la flotabilidad, se hará pasar la cuerda por un tubo de PVC estanco de 90 mm de diámetro, de 90 cm de longitud, el cuál asegurará que el sistema no se hunda (Fig. 16).

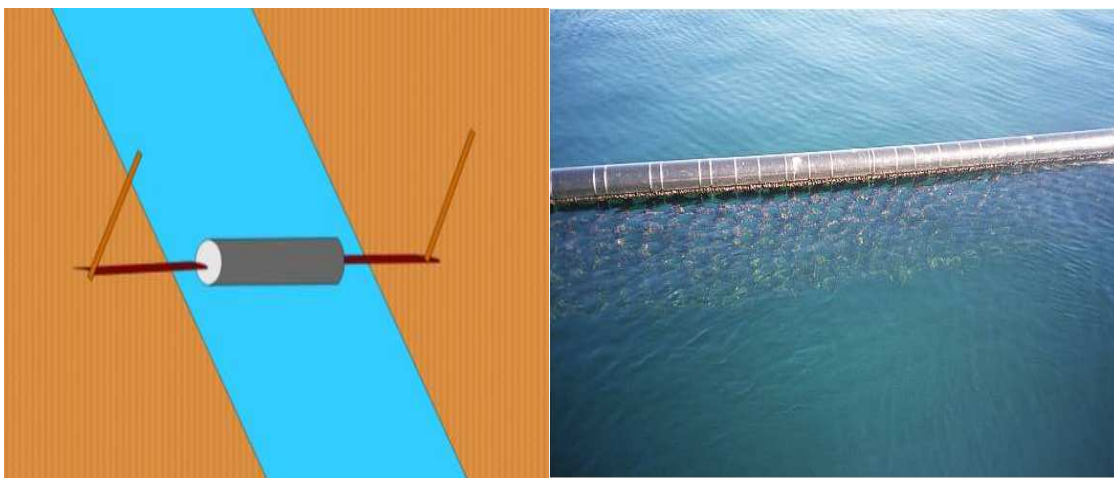


Figura 16. Diseño de la batea.

Los mejillones irán colocados en redes que formen pequeños sacos, que tengan un tamiz menor de 0,5 cm, para que así los mejillones no puedan escapar, en la experiencia piloto se utilizarán unas medias de mujer para colocarlos, ya que abaratará el coste del montaje. En cada saco se colocarán 100 g de mejillones ya, que según publicaron Paul Elliot, David C. Aldridge y Geoff D. Moggridge en 2007, es la cantidad idónea de mejillones para que no haya competencia por el alimento, y den sus valores máximos de filtración, ya que una cantidad mayor de mejillones, no se

corresponde con unos mayores valores de filtración por individuo. Por lo que es mejor repartir la misma cantidad final de mejillones con una mayor distribución, que agruparlos todos juntos en un mismo saco, ya que no hay que olvidar que una gran cantidad de mejillones, podría hacer subir la demanda de DBO y DQO.

Cada saco estará atado por ambos extremos a cuerdas. Por el extremo superior la cuerda estará atada tensamente al tubo de PVC, y por la parte inferior, otra cuerda lo unirá a una gran piedra que asegure la inamovilidad del sistema (Fig. 17).

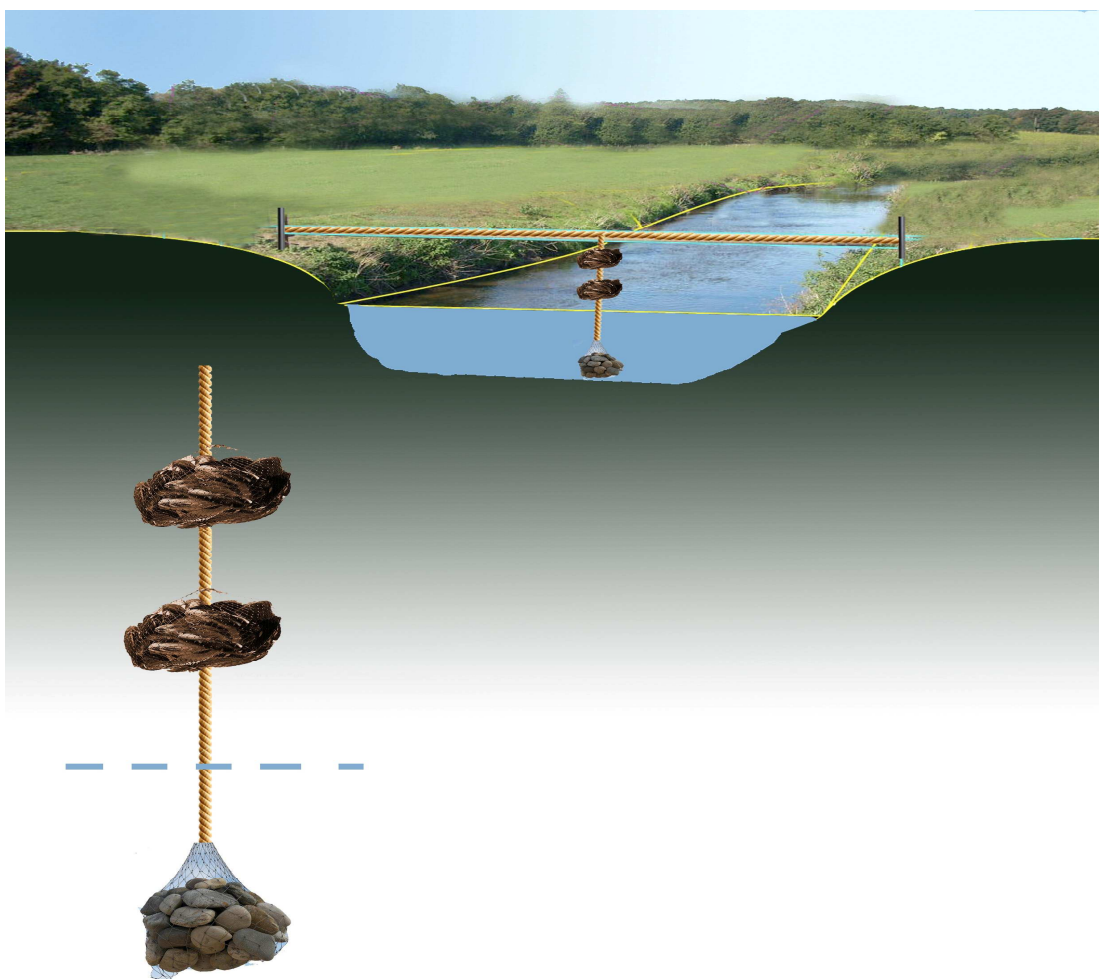


Figura 17. Esquema de las bateas.

Para asegurar que toda la masa de agua pasa por los sacos se irán colocando sacos en todos los niveles del sistema. Principalmente se colocarán 10 cuerdas por batea, separadas cada una entre sí 10 cm. Además se colocarán tajaderas de PRFV, en sentido transversal al curso del agua, en los niveles donde no hubiera sacos de mejillones, para asegurar de esta manera, que el agua pase a través de ellos. Además

esta medida tendrá otra ventaja, que al reducir la sección del tráfico de agua, aumentará la velocidad del agua, lo que optimizaría el rendimiento de los bivalvos.

La disposición de los bivalvos se verá en cada caso, pero siempre se intentará colocarlos de forma triangular, es decir, aumentando en una unidad de bolsas de bivalvos, en cada batea que se coloque. Es decir la primera batea, tendrá 10 sacos, la segunda 20, etc. De esta forma daremos tiempo a que el agua se distribuya mejor a lo largo del tanque y el oxígeno que con ella.

Las medidas de las distintas tajaderas se verán en los planos. Las tajaderas serán colocadas a través de un riel-guía, que está instalado en la pared, y se sujetarán con un tornillo que en su base hará de tope.

La disposición final de todo el sistema BIVALVOS, longitud de las cuerdas, cantidad de sacos, distribución de los tablones, etc., se puede ver en los planos.

Para el mantenimiento del canal, lo que se hará es cambiar una vez al año los mejillones, preferiblemente antes de comenzar su periodo de reproducción, que dependerá de cada especie de bivalvo, en el caso del mejillón cebra, se deberá hacer a principios de mayo.

Tras esto los mejillones, se dejarán secar, hasta su muerte y calcinarlos para la eliminación total de todos los contaminantes que hubieran retenido.