

CARACTERIZACION DE MATERIALES PARA LA RECUPERACION DE SUELOS DEGRADADOS. I. SEDIMENTOS BIOGENICOS DE LAS RIAS DE GALICIA

R. CALVO DE ANTA, Y. QUINTAS MOSTEIRO y F. MACÍAS VÁZQUEZ.

Departamento de Edafología e Química Agrícola, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela, 15706 Santiago de Compostela

Resumen: Se caracterizan las aptitudes y limitaciones que presentan los biodepósitos acumulados bajo las bateas de mejillón (*Mytilus galloprovincialis*) para su utilización en la recuperación de espacios degradados de Galicia.

A pesar de las diferencias entre rías, edad y posición de las bateas no existen riesgos de acidificación por oxidación de formas de azufre reducido y los niveles de metales pesados son inferiores a los considerados como fitotóxicos. Las características de textura, contenido en carbonatos, materia orgánica y niveles de nutrientes son especialmente favorables para la recuperación de los suelos de mina pobres en coloides y/o con altos riesgos de acidificación potencial.

Palabras clave.-Recuperación de suelos, sedimentos biogénicos, acidez potencial, metales pesados.

Abstract:The capacity and limitations that the accumulated biodeposits under the mussel (*Mytilus galloprovincialis*) trays have, are characterized for their usage in the recuperation of degraded spaces in Galicia.

Although there are differences between sea loches, age and position of the trays, there is no risk of acidification due to oxidation of reduced sulphur forms, and the heavy metals levels are lower than those considered phytotoxic. The texture characteristics, carbonate content, organic matter and nutrient levels are specially favourable to the recuperation of mine soils which are poor en colloids and/or with high risk of potential acidification.

Key words.- Land reclamation, dredgings, biosediments, potencial acidity, heavy metals.

INTRODUCCIÓN

La recuperación de espacios y suelos degradados suele exigir, entre otros tratamientos, la incorporación en superficie de un “material de préstamo” que realice una función correctora de las principales deficiencias de los materiales a recuperar. Estos materiales de préstamo pueden ser horizontes superficiales de suelos que aportan elementos biogénicos y sobre todo actividad enzimática, sedimentos y alteritas o bien residuos procedentes de actividades diversas. En Galicia, existen varios tipos de materiales que podrían ser utilizados con esta finalidad, entre ellos destacan por los elevados volúmenes que pueden llegar a producirse los “fondos marinos dragados”.

El cultivo del mejillón (*Mytilus galloprovincialis*) constituye una de las principales actividades económicas de las rías de Galicia. Su aprovechamiento en la forma actual, polígonos de bateas que soportan un gran número de cuerdas a las que se fija el mejillón, se inició en la ría de Arousa en 1946, ampliándose posteriormente a las rías de Vigo, Pontevedra, Muros-Noia, Betanzos... El número de bateas existente es muy elevado (más de 3.000 sólo en la ría de Arousa) ocupando una superficie superior a las 100 ha.

Como resultado de la elevada capacidad de filtración de los mejillones se produce bajo los polígonos una gran acumulación de biodepósitos excretados por el mejillón, que progresivamente modifican las condiciones de los fondos, volviéndolos anóxicos ($Eh < -100$ mvol.) y originando cambios en la estructura de la cadena trófica de la ría. Cálculos realizados por Cabanas *et al.* (1979) ponen de manifiesto la importancia de esta sedimentación, que estiman en unos 190 kg/día/batea de biodepósito seco, con un 16,6 % de materia orgánica. La relación C/N es próxima a 8. Con estos datos la producción anual es de 69,3 t de sedimentos/batea, con una aportación de 5.219 kg C/año/batea y 620,5 kg N/año/batea. Teniendo en cuenta el elevado número de bateas existentes y que el cultivo del mejillón en algunas rías supera ya los 40 años, la cifra de biosedimentos producidos a través de esta actividad resulta extraordinariamente alta (superior a 10^6 t sólo en la ría de Arousa) produciendo una importante elevación del fondo de ría bajo las bateas, a un ritmo que se estima entre 0,5 y 2 cm/año.

La importancia de las modificaciones producidas, no sólo en cuanto a los niveles de fondo sino, incluso, a posibles alteraciones globales de los sistemas de ría, obligan a considerar la necesidad de extracción de estos biodepósitos, aprovenchándolos, si es posible, en actividades agronómicas o de restauración de espacios degradados. El objetivo de este trabajo es el de analizar las principales

características de estos materiales, especialmente las limitaciones que pudiesen desaconsejar su uso en la recuperación de zonas degradadas del litoral, que en Galicia se restringen principalmente a:

- Áreas incendiadas, con suelos erosionados o en vías de serlo, sobre todo en zonas con sustratos geológicos pobres en nutrientes y de lenta alteración, como los granitos, pizarras o esquistos micacíticos y cuarcíticos. También se consideran en este grupo áreas de monte bajo o forestales de baja actividad y alto riesgo de erosión, con escasez de nutrientes y baja capacidad de retención de agua.

- Áreas degradadas por explotaciones mineras, canteras, o vertederos de residuos sólidos urbanos o industriales, especialmente cuando se deben recuperar escombros artificiales (materiales de construcción, artefactos metálicos,...) o muy pedregosos o rocosos, pobres en componentes coloidales.

- Zonas con importantes extracciones de suelo en las que se ha eliminado el horizonte superficial. Esta situación es frecuente en las áreas afectadas por infraestructuras viarias, polígonos industriales, etc.

Las principales limitaciones que podrían plantearse a la hora de utilizar estos materiales serían:

- 1) Existencia de formas reducidas de S susceptibles de producir un proceso de acidificación por oxidación.

- 2) Exceso de iones Cl^- y Na^+ .

- 3) Presencia de niveles elevados de metales pesados bioacumulados.

MATERIAL Y METODOS

Se han realizado dos muestreos de biodepósitos en 1990 y 1991. En el primero se han recogido sedimentos de dos polígonos de bateas de diferente edad, localizados en la ría de Vigo: Liméns (BN), con menos de 3 años, y Moaña (BE), con más de 10. En ellos

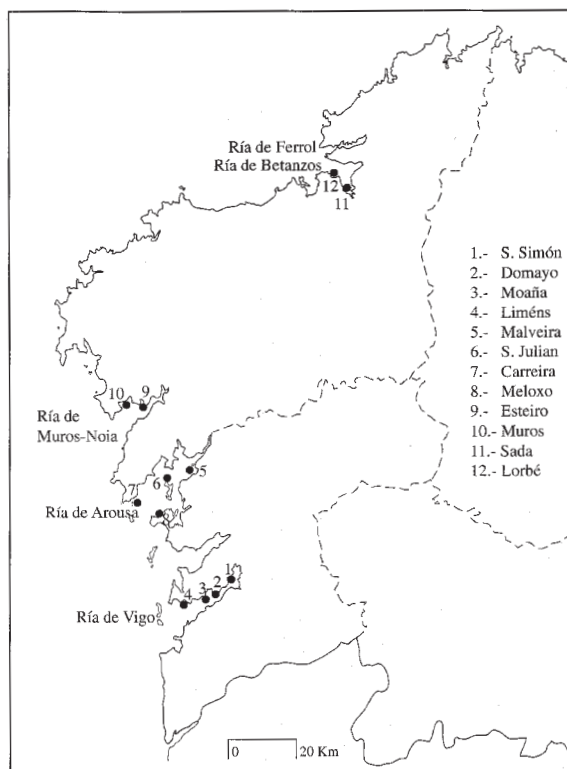


FIGURA 1. Localización de los polígonos de bateas estudiados en las rías gallegas.

se realizan análisis de pH en H_2O y KCl 1M (1:2,5), análisis elemental (carbono, nitrógeno e hidrógeno) en un analizador Perkin-Elmer, EADS; azufre (con un analizador Leco); fósforo asimilable (Olsen *et al.*, 1954); % de caliza activa (con calcímetro); Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} , NO_3^- y Cl^- en el extracto de saturación y variación del pH durante la oxidación forzada, con H_2O_2 , a pH 5,5 (Urrutia *et al.*, 1991).

En la segunda campaña se toman muestras de biodepósitos y de sedimentos no afectados por los polígonos, en las rías de Vigo, Arousa, Muros y Betanzos (Fig. 1). Se comprueba la validez de las conclusiones extraídas en la primera campaña y se realizan análisis del contenido total de Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Cr, Co, Pb y Cd (digestión ácida con

microondas y valoración por espectrofotometría de absorción atómica). La toma de muestras (4 polígonos) fue realizada mediante córer de 6 cm de diámetro y más de 40 cm de longitud, tratando de obtener una distorsión mínima de los biodepósitos. Para las determinaciones analíticas se separaron submuestras cada 5 cm y se mezclaron y homogeneizaron las de una misma profundidad, dentro de cada polígono.

RESULTADOS Y DISCUSION

Características generales y riesgos de acidificación

En condiciones naturales los biodepósitos son materiales escasamente consolidados, heterogéneos, constituidos por una mez-

TABLA 1. Algunos datos analíticos de sedimentos bajo bateas recientes (BN) y antiguas (BE) de la ría de Vigo.

Nº	Prof. (cm)	pH H ₂ O ₂	pH KCl	% C	% N	C/N	% S	P(*) mg kg ⁻¹	%Caliza activa
BE1	0-5	8,1	8,0	6,60	0,52	13	0,46	26	8,4
BE2	5-10	8,2	8,0	5,81	0,38	15	0,58	22	9,2
BE3	10-15	8,3	8,1	5,56	0,40	14	0,80	18	6,6
BE4	15-20	8,4	8,2	6,10	0,37	14	0,64	14	10,4
BE5	20-25	8,3	8,1	4,67	0,35	13	1,03	14	7,8
BE6	25-30	8,3	8,2	3,85	0,31	12	1,10	15	7,8
BE7	30-35	8,3	8,2	3,66	0,31	12	1,10	16	8,2
BE8	35-40	8,4	8,1	3,85	0,37	10	1,08	16	7,6
BN1	0-5	8,7	8,4	6,17	0,22	28	0,01	21	13,8
BN2	5-10	8,7	8,6	5,13	0,14	37	0,13	25	13,2
BN3	10-15	8,9	8,6	4,76	0,09	53	<0,01	20	15,4
BN4	15-20	9,1	8,6	4,42	0,10	42	0,40	23	10,8
BN5	20-25	8,9	8,7	5,36	0,07	77	0,26	22	10,8
BN6	25-30	9,1	8,8	4,91	0,07	70	0,20	16	9,1
BN7	30-35	9,1	8,8	4,89	0,06	81	0,32	13	10,4

(*) P (Olsen *et al.*, 1954)

cla de partículas finas (limos y arcillas) de color negro y fragmentos de conchas, fundamentalmente (aunque no sólo) de mejillón. El secado y oxidación origina un importante cambio de color, formándose un material gris claro, compacto y duro. Las partículas finas están constituidas por una asociación mineralógica similar a la de los sedimentos actuales de las rías, con micas, caolinita, como minerales dominantes, y cuarzo, feldspatos, vermiculita y gibbsita como accesorios (Macías *et al.*, 1992).

La textura fina de los biodepositos es una de las principales características que han llevado a considerar la posibilidad de utilizar estos materiales en tareas de recuperación de suelos degradados en los que la presencia de coloides es escasa, situación que se presenta muy frecuentemente en escombreras de mina y canteras de diferentes materiales de Galicia (Calvo de Anta y Pérez Otero, 1990; Quintas

y Macías, 1992). La presencia de fragmentos de conchas también ha contribuido a esta primera apreciación, al considerar la acidez existente en los suelos de mina ricos en sulfuros metálicos o lignitos, de los que existen en Galicia importantes superficies (más de 30 km²).

En cuanto a las propiedades químicas cabe destacar la presencia de un contenido de C relativamente importante (de 3,3 a 6,6 en las muestras de Vigo) (Tabla 1) y hasta el 9 % en biodepositos de otras rías, similar al de muchos horizontes superficiales de suelos de Galicia. El contenido de N presenta fuertes oscilaciones (0,06-0,52 %), dependiendo de la posición del polígono en la ría y de la profundidad de la capa analizada, lo que lleva a una gran variabilidad en la relación C/N que pasa de valores en torno a 10, en los polígonos interiores, a valores próximos a 100 en las capas profundas de los biodepositos de los

polígonos externos donde muy probablemente se están produciendo procesos de desnitrificación. El nivel de P asimilable varía entre 13 y 26 mg kg⁻¹, es decir resulta de un orden similar a los valores encontrados en muchos suelos de cultivo de Galicia, pero es más alto que el existente en suelos forestales y, por supuesto, que los de los medios fuertemente degradados o empobrecidos.

Otros iones como Ca²⁺, K⁺, Mg²⁺ o NO₃⁻ también se encuentran en niveles que pueden ser considerados como importantes para su utilización como enmendante y fertilizante en suelos degradados (Tabla 2). De

todas formas, los análisis del extracto de saturación ponen de manifiesto, junto a los anteriores, un alto contenido en iones no deseables como Cl⁻ y Na⁺. La conductividad eléctrica es lógicamente muy elevada en todas las muestras, encontrándose los valores más altos en los biosedimentos más envejecidos que, además, requieren un mayor contenido de agua para alcanzar la saturación. Es decir, como era de suponer, hay un exceso de sales que deberían ser eliminadas antes de proceder a un aprovechamiento convencional, de modo similar al propuesto por Thomas y Silva (1991) en la recuperación de zonas cos-

TABLA 2. Valores del extracto de saturación de biodepósitos de la ría de Vigo (% H₂O: de la muestra en condiciones naturales).

Nº	%H ₂ O	pH	C.E. mS/cm	Ca	Mg	Na	K	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻
BE2	48,2	7,7	26,7	99	250	430	19	38,4	5,5	>563
BE3	49,4	7,7	25,6	65	166	450	15	37,2	10,2	“
BE4	46,6	7,7	25,7	70	216	391	12	29,9	13,1	“
BE5	49,8	7,7	25,6	77	234	411	15	30,9	17,0	“
BE6	51,3	7,6	23,4	70	208	385	12	27,5	17,0	“
BE7	46,6	7,6	25,2	83	258	450	15	31,3	22,9	“
BN1	25,4	7,9	19,8	63	150	326	8	18,4	5,1	“
BN2	28,4	7,9	22,2	69	184	372	12	24,1	4,3	“
BN3	28,5	7,9	22,5	61	158	476	19	24,7	8,5	“
BN4	25,3	7,9	23,2	91	184	359	12	22,0	8,5	“
BN5	23,1	7,9	21,1	45	142	359	12	40,2	10,1	“
BN6	22,2	8,0	20,4	47	142	339	12	18,9	13,1	“
BN7	26,0	8,0	19,5	44	108	294	8	18,1	23,9	“

Niveles de referencia (Westermann, 1990)

Bajo	0,74	<2	<1	<1,5	<0,6
Aceptable	1,99	5	2,8	3,8	1,6
Optimo	3,49	8,8	4,4	6,4	3,2
Alto	5,00	12,5	6,2	9,0	4,8
Muy alto	6,00	>12,5	>6,2	>9,0	>4,8

teras del Reino Unido con sedimentos dragados de estuarios.

Sin embargo, la necesidad de lavado debe ser considerada más cuidadosamente, ya que, junto con los iones nocivos (Cl^- y Na^+) serían eliminadas altas cantidades de otros iones muy importantes para los suelos galegos, como NO_3^- , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , y SO_4^{2-} , por lo que no debería desestimarse la alternativa de utilización directa, sin lavado previo de los biodepósitos, implantando en las primeras fases de la restauración plantas tolerantes a la salinidad, como *Juncus*, *Thypha*, *Salix*, algunas enredaderas (*Calystegia soldanella*), ... e introduciendo otras especies posteriormente, cuando algunos elementos como el N o el K fueran incorporados a los ciclos biogeoquímicos y las altas concentraciones de sales fuesen eliminadas por lavado.

El contenido en S resulta en algunos casos superior al 1% (Tabla 1), lo que podría

ser considerado, en un principio, como un serio riesgo de producción de acidez durante la exposición de estos materiales, siguiendo un proceso similar al que se origina cuando se intenta la recuperación por oxidación de *Fluvisoles tíonicos*. Como referencia próxima puede señalarse que algunos ambientes de Galicia con $\text{pH} < 3$ son debidos a la presencia de materiales geológicos, sedimentarios o metamórficos, con tan sólo un 0,1 % de S (Monterroso *et al.*). De todas formas, dado que en estos sedimentos también existe un importante contenido de caliza activa (Tabla 1) y restos de caparazones calcáreos, la valoración de estos riesgos debe ser más precisa.

El seguimiento de las variaciones de pH y Eh durante el secado de una muestra con un contenido de S del 0,8 %, durante 20 días, ha dado como resultado una fuerte variación del potencial redox, entre -132 y +360 mvol., (en las fases iniciales del secado

TABLA 3. Datos Eh-pH durante la oxidación y secado de una muestra de biodepósitos de la ría de Vigo con un contenido de 0,8 % de

Tiempo (días)	Eh (mvol)	pH
0	-149	7,4
1	-132	n.d.
5	-104	7,1
7	-85	7,2
11	78	7,5
13	147	8,0
20	360	7,8

se reconoce habitualmente un descenso del Eh) mientras que los valores de pH apenas mostraron variaciones (Tabla 3).

Lógicamente, la producción de protones resultó algo más importante cuando se procedió a una oxidación forzada, con H_2O_2 a pH 5,5 (Tabla 4). El pH final resultante fue algo inferior al del sedimento (medido en condiciones de humedad natural) y al de la

suspensión en agua (una vez desecado el sedimento). No obstante, se elevó en todos los casos el pH inicial del H_2O_2 , poniéndose de manifiesto la escasa acidez potencial de estos materiales, ligeramente más elevada en aquellos de mayor grado de envejecimiento (BE) y, por el contrario, el importante poder de neutralización de sus componentes básicos.

TABLA 4. Evolución del pH durante la oxidación con H_2O_2 de sedimentos bajo bateas de la ría de Vigo sin lavado previo de sales.

Nº	pH natural	pH H_2O	pH H_2O_2			
			2 m.	30 m.	2 h.	6 h.
BE1	7,9	8,1	6,9	6,8	6,7	6,6
BE2	8,1	8,2	6,9	6,9	6,6	6,4
BE3	7,8	8,3	6,9	6,9	6,6	6,5
BE4	7,9	8,4	6,9	6,9	6,6	6,4
BE5	8,0	8,3	6,9	6,9	6,6	6,4
BE6	7,9	8,3	6,9	6,9	6,6	6,4
BE7	8,2	8,3	6,9	6,9	6,6	6,4
BE8	8,2	8,4	6,9	6,9	6,6	6,4
BN1	8,3	8,7	6,9	6,9	6,8	6,7
BN2	8,4	8,7	7,0	7,0	6,9	6,9
BN3	8,5	8,9	7,0	7,0	7,0	6,9
BN4	8,5	9,1	7,1	7,1	7,0	6,9
BN5	8,2	8,9	7,0	7,0	7,0	6,9
BN6	8,5	9,1	7,0	7,0	7,0	6,9
BN7	8,5	9,1	7,0	7,0	7,0	6,9

Análisis de metales pesados

Uno de los posibles efectos negativos más frecuentemente señalados, del incremento del número de bateas de mejillón en las rías, está relacionado con el proceso de bioconcentración de sustancias tóxicas que estos organismos son capaces de realizar, acumulándolas bien en su propia biomasa o bien en los sedimentos.

Los datos disponibles acerca de las concentraciones de diferentes metales en las aguas de las rías muestran niveles que pueden considerarse bajos, incluso en las rías de mayor actividad industrial (como la de Ferrol, con 5 ppb de Zn y < 1 ppb para Cu, Pb y Cd) (Vidal Collazo, 1991); las cifras de metal particulado no son conocidas. No obstante, los riesgos de bioconcentración pueden llegar a ser muy elevados si se tienen en cuenta las estimaciones realizadas por algunos autores, según los cuales el volumen de agua que circula horizontalmente a través de

un polígono de bateas es de unos 760.000 $m^3/día$, siendo el porcentaje de filtración para sustancias orgánicas (C, N, clorofila) variable entre 29,6 y 59,6 (Cabanas *et al.*, 1979). Si estos porcentajes se aplicasen a sustancias como los metales pesados, el proceso de bioconcentración que se produciría en una batea podría tener una enorme importancia, al tratarse de elementos de tipo residual.

Los contenidos medios e intervalos de variación de metales pesados en biosedimentos tomados de diferentes rías, y a distinta profundidad, se encuentran en la Tabla 5. En la Tabla 6 se recoge un análisis comparativo, para algunos metales, entre los contenidos en biosedimentos y en sedimentos del entorno de los polígonos y del conjunto de los sedimentos de cada ría.

En una primera observación de los datos se comprueba la existencia de un proceso de acumulación de los metales pesados en los biodepositos respecto a los sedimentos

TABLA 5. Valores medios y rangos de metales en biodepositos de bateas de mejillón en diferentes polígonos de explotación.

	%Fe	%Al	Mn	Zn	Cu	Cr mg kg ⁻¹	Co	Pb	Cd
Vigo									
S.Simón V-BL	2,63 (2,2-3,2)	3,18 (2,6-3,9)	162 (149-197)	123 (110-151)	48 (43-51)	52 (40-72)	21 (18-30)	120 (109-134)	0,6 (0,2-1,0)
Moaña V-BK	2,95 (0,8-3,8)	2,74 (0,8-3,8)	177 (106-228)	127 (24-157)	40 (7-60)	50 (44-53)	22 (19-27)	96 (62-116)	0,5 (0,0-1,2)
Domayo V-BI	2,90 (1,0-3,6)	3,06 (0,9-4,1)	154 (79-215)	126 (34-163)	57 (11-69)	58 (49-72)	20 (17-26)	108 (52-130)	0,3 (0,0-0,9)
Liméns V-BJ	1,55 (1,5-1,7)	0,97 (0,8-1,3)	100 (85-144)	37 (27-47)	17 (10-20)	58 (44-70)	25 (20-30)	71 (64-81)	0,4 (0,5-1,4)
Arousa									
Malveira A-BA	3,50 (3,0-3,7)	4,07 (3,0-4,8)	237 (208-259)	128 (99-159)	78 (60-113)	211 (100-297)	22 (19-24)	82 (63-136)	0,8 (0,7-1,1)
S.Julián A-BF	3,28 (2,6-3,9)	3,48 (2,9-3,8)	204 (138-253)	97 (92-106)	32 (27-35)	83 (50-112)	20 (18-22)	66 (57-72)	0,3 (0,1-0,8)
Carreira A-BB	1,77 (1,5-2,0)	1,74 (1,1-2,4)	122 (102-145)	59 (42-83)	21 (12-36)	48 (38-60)	22 (18-25)	67 (53-74)	0,3 (0,0-0,9)
Meloxo A-BC	0,62 (0,3-0,8)	0,55 (0,3-0,7)	106 (77-184)	33 (22-59)	18 (6-48)	40 (34-50)	20 (18-20)	67 (50-119)	0,1 (0,0-0,5)
Muros									
Muros M-BE	2,42 (1,8-3,2)	2,75 (2,2-2,6)	164 (122-183)	86 (52-162)	30 (14-47)	49 (42-53)	15 (12-17)	54 (41-107)	0,5 (0,0-1,5)
Esteiro M-BD	1,34 (1,0-2,3)	1,40 (0,9-2,2)	104 (81-118)	41 (30-64)	16 (9-24)	54 (41-61)	19 (12-25)	53 (43-62)	0,9 (0,0-2,4)
Sada									
Sada B-BG	1,43 (0,9-1,7)	1,29 (1,0-1,5)	209 (131-269)	46 (37-61)	14 (10-18)	41 (34-48)	17 (14-21)	50 (35-90)	0,8 (0,0-2,3)
Lorbé B-BH	0,96 (0,6-1,5)	0,77 (0,4-1,2)	184 (130-281)	39 (19-74)	13 (8-20)	69 (59-93)	19 (17-20)	54 (46-63)	0,6 (0,3-1,1)

TABLA 6. Contenido (media e intervalos) de algunos metales en biosedimentos (B), sedimentos de zonas del entorno de los polígonos (S) y sedimentos en el conjunto de las rías (TS).

		Zn	Cu mg kg ⁻¹	Cr	Pb	Cd
Vigo	B	103(37-127)	41(17-57)	55(50-58)	99(71-120)	0,5(0,3-0,6)
	S	57(14-113)	15(4-31)	55(6-106)	33(8-74)	1,3(0,1-2,9)
	TS	31(4-104)	11(2-31)	33(2-106)	20(2-74)	0,7(0,1-2,9)
Arousa	B	79(33-128)	37(18-78)	96(40-211)	71(66-82)	0,4(0,1-0,9)
	S	71(12-110)	26(2-50)	108(12-295)	37(13-44)	1,6(0,1-2,5)
	TS	50(8-104)	15(2-50)	66(2-295)	26(40-188)	0,6(0,1-2,5)
Muros	B	63(41-86)	23(16-30)	51(49-54)	53(53-54)	0,7(0,5-0,9)
	B	42(39-46)	13(13-14)	55(41-69)	52(50-54)	0,7(0,6-0,8)
Pontevedra	S	72(41-111)	16(8-28)	88(73-108)	41(34-56)	2,3(1,8-2,9)
	TS	50(4-130)	15(2-66)	39(2-108)	35(4-278)	0,8(0,1-2,9)
A Coruña	S	58(14-111)	19(4-45)	68(58-92)	42(18-66)	2,1(1,9-2,4)
	TS	237(14-642)	74(4-200)	70(14-110)	129(18-394)	1,1(0,1-2,9)
Ferrol	S	130(98-178)	42(24-64)	73(40-90)	67(58-90)	1,4(0,1-2,1)
	TS	143(44-436)	51(12-211)	75(30-116)	61(24-124)	0,8(0,1-2,1)

TABLA 7. Comparación de los contenidos máximos y mínimos de metales pesados en sedimentos bajo bateas de diferentes rías con los valores medios de los suelos del mundo (Fergusson, 1982) y los niveles propuestos para el riesgo de fitotoxicidad (Kabata-Pendias y Pendias, 1984) (en mg kg⁻¹).

	Suelos del mundo	Galicia (*)	Biodepósitos			Fitotoxicidad	
			Vigo	Arousa	Muros	Betanzos	
Mn	750	930	78-228	77-259	81-138	130-281	1500
Cr	200	-	50-58	40-211	49-54	41-69	100
Cn	75	70	37-127	33-128	41-86	39-46	300
Cd	0,3	-	0,3-0,6	0,1-0,9	0,5-0,9	0,6-0,8	5
Pb	20	-	71-120	66-82	53-54	50-54	200
Cu	30	60	17-57	18-78	16-30	13-14	100
Co	13	-	17-30	18-24	12-22	14-21	50

*Valores medios en suelos sobre rocas básicas de Galicia (Pérez Otero y Calvo de Anta, 1992).

“naturales” de ría (Tabla 6). En general, los elementos que aparecen más fuertemente concentrados son Zn, Cu y Pb, mientras que para Cr y Cd los efectos son menores o no se reconocen.

La posición ocupada por las bateas dentro de las rías (Figura 1) resulta lógicamente muy importante, de modo que la mayor acumulación se produce en los polígonos situados en las zonas de interior de las rías, con valores entre 2 y 4 veces superiores, según los elementos, que las del exterior (como se observa al comparar los datos de los polígonos de S. Simón y Liméns, en la ría de Vigo, o los de Malveira y Meloxo, en las de Arousa) (Tabla 5). La única excepción a esta norma la constituye el cobalto, que apenas muestra variaciones, oscilando entre 12 y 30 mg kg⁻¹ en el conjunto de las muestras analizadas. Las diferencias entre las distintas rías son importantes, mostrando los valores

mayores de contaminación las zonas de interior de las rías de Vigo y Arousa, mientras que las rías de Betanzos y Muros-Noia resultan en general poco polucionadas. Cu y, sobre todo, Cr, alcanzan los mayores valores en el polígono de Malveira (Arousa), muy posiblemente relacionado con la presencia de un foco de contaminación de Cr (industria de curtidos) y con la importante utilización de fungicidas en los viñedos de la zona, mientras que el Pb tiene su máximo en el polígono de San Simón (Vigo), situación que debe relacionarse con la intensidad de circulación viaria en el tramo interior de esta ría (puente de Rande en la autopista y carreteras del litoral).

Otro aspecto a destacar lo constituye la escasa variación existente con la profundidad, lo que parece indicar que la contaminación metálica, sin duda de origen continental, no se ha modificado sustancialmente en los últimos 30 años.

La posible fitotoxicidad de estos metales, en caso de utilizarse los biodepósitos en labores agrícolas o de restauración de suelos, no puede ser establecida directamente, dado que, entre otros aspectos, el medio condiciona la naturaleza de las especies dominantes y su solubilidad, y por lo tanto, los riesgos de fitotoxicidad de cada metal. No obstante, varios autores han establecido los valores normales establecidos para diferentes materiales geológicos y los niveles a partir de los cuales puede producirse un riesgo de fitotoxicidad. Tomando estos valores como referencia (Tabla 7) se comprueba que, excepto en el caso de las máximas concentraciones de Cr existentes en la ría de Arousa, la composición de los biodepósitos no parece presentar en la actualidad riesgos importantes de fitotoxicidad.

CONCLUSIONES

La búsqueda de materiales aptos para ser utilizados en las tareas de recuperación de áreas degradadas, con escasez de coloides, carencia de nutrientes, o fuerte potencial ácido, junto a la necesidad de proceder a la retirada de los biosedimentos depositados bajo polígonos de bateas de mejillón, ha llevado a considerar la posibilidad de conjugar ambos procesos.

El material que constituye los biosedimentos presenta un elevado contenido en coloides y otras propiedades positivas como la presencia de materiales calcáreos y cantidades significativas de N, Mg, P y K. Los riesgos de acidificación, por presencia de sulfuros, son irrelevantes. No obstante se reconoce la presencia de una elevada salinidad y de cantidades variables, aunque poco importantes en la mayoría de los casos, de metales pesados. En conjunto han sido considerados como materiales válidos para ser utilizados en tareas de recuperación, si bien se necesitan ensayos a diferente escala para determinar el tipo de manejo más adecuado.

Agradecimientos. Este trabajo forma parte de un proyecto financiado por la Consellería de Pesca y Marisqueo de la Xunta de Galicia a la que agradecemos la colaboración en el muestreo de los buceadores del Centro de Mergullo Científico.

REFERENCIAS

- Cabanas, J.M., González, J.J. y Mariño, J.(1979). Estudio del mejillón y de su epifauna en los cultivos flotantes de la ría de Arousa. II. Observaciones previas sobre la retención de partículas y la biodeposición de una batea. *Bol. Inst. Espa. Oceano.* (V) **268**, 45-80.
- Calvo de Anta, R. y Pérez Otero, A. (1990). Impacto ambiental y posibilidad de restauración de los suelos de la mina de Touro (La Coruña). *Informe de proyecto. Consellería de Ordenación del Territorio. Xunta de Galicia.*
- Fergusson, J.E. (1982). *Inorganic chemistry and the earth.* Pergamon Press, Oxford.
- Kabata-Pendias, A. y Pendias, H. (1984). *Trace elements in soils and plants.* CRC PRESS, Inc, Boca Raton, Fl, 5ª ed., 315 p.
- Macías, F., Fernández de Landa, L.A. y Calvo de Anta, R. (1992). Composición química y mineralógica de biodepósitos bajo bateas de mejillón. Datos para la evaluación de su uso como fertilizante y/o enmendante de suelos de Galicia. *Thalassas* **9**, 23-29.
- Monterroso, C., Alvarez, E. y Macías F. (1993). Caracterización de los suelos de la escombrera de la mina Puentes (La Coruña) en proceso de restauración ambiental. *Cuadern. Labor. Xeolóxico de Laxe* **18**, 307-316.
- Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S. y Dean, L.A. (1954). Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium carbonate. *U.S. Dep. of Agric. Circ.* **939**.

- Pérez Otero, A. y Calvo de Anta, R. (1992). Soil pollution in copper sulphide mining areas in Galicia (N. W. Spain) *Soil Technology* **5**, 271-281.
- Quintas, Y. y Macías, F. (1992). Datos para la recuperación de suelos de minas de Galicia. Capacidad natural y alternativas de mejora. *Cuadern. Labor. Xeolóxico de Laxe* **17**, 97-106.
- Thomas, B.R. y De Silva, M.S. (1991). Topsoils from dredging: A solution for Land Reclamation in the Coastal Zone. In *Land Reclamation. An end to dereliction*, M.C.R. Davies, ed. Elsevier Applied Science, London, 299-309.
- Urrutia, M, García-Rodeja, E y Macías, F. (1991). Sulfide oxidation in coal-mine dumps. Laboratory measurement of acidifying potential with H_2O_2 and its application to characterize spoil materials. *Environmental Management* **15**. 4, 81-89.
- Vidal Collazo, M.L. (1991). *Especiación química de Pb, Cd, Cu y Zn en las rías del Burgo y Ferrol*. Tesis de Licenciatura, Fac. Químicas, Univ. Santiago de Compostela.
- Westerman, R.L. (1990). *Soil testing and Plant Analysis*. Soil Sci. Soc. Am. Inc., 3^a ed., Madison, Wisconsin.