

ACTIVITAT DESNITRIFICADORA A LA INTERFASE AIGUA-SEDIMENT DE L'ESTANYOL DEL VILAR (BANYOLES)

Ramon Brunet¹, Emili Montesinos² & Carles Abellà¹

1. Institut d'Ecologia Aquàtica. Estudi General de Girona (UAB). Hospital, 6. 17071 Girona.

2. Escola Universitària Politècnica de Girona. Universitat Politècnica de Catalunya.

RESUM

En aquest treball s'exposen els resultats d'un experiment d'incubació amb addició de nitrat de calci a la interfase aigua-sediment de prospeccions procedents de l'estanyol del Vilar. Es quantifica l'efecte del tractament d'oxidació comparant l'estat redox i el contingut en matèria orgànica de prospeccions tractades amb el control no tractat. Es considera, tenint en compte els resultats obtinguts, l'escalat necessari per dur a terme l'addició de nitrat a limnocorrals instal·lats a l'estanyol del Vilar i la possibilitat d'ésser utilitzat com a mètode per a la seva recuperació mitjançant l'oxidació de l'hipolimnion i sediments anaeròbics.

RESUMEN

En este trabajo se exponen los resultados de un experimento de incubación con nitrato de calcio en la interfase agua-sedimento de catas procedentes de la laguna del Vilar. Se cuantifica el efecto del tratamiento de oxidación comparando el potencial redox y el contenido en materia orgánica de catas tratadas con el control no tratado. Se considera, según los resultados obtenidos, el escalaje necesario para realizar la adición de nitrato en limnocorales instalados en la laguna del Vilar, como método para la recuperación de la laguna desde el estado de eutrofia en que se encuentra.

ABSTRACT

This work attempts to depict the results of a calcium nitrate supplemented incubation experiment on sediments of Vilar Lake. Nitrate (20 mM) was added to water-anoxic sediment interface of Vilar Lake core. The comparison of redox potential and organic matter contents between control and nitrate treated cores, allows to calculate the amount of calcium nitrate necessary to perform the nitrate addition to the monimolimnetic water of experimental enclosures for its complete oxidation. Such a measure would enhance organic matter oxidation via denitrification and could be a suitable technique to improve water quality of Vilar Lake.

Key words: Conductivity, denitrification, limnocorrals, nitrate, nitrite, restoration.

INTRODUCCIÓ

El procés de desnitrificació és quantitativament important en l'oxidació del carboni orgànic. Al Blelham Tarn s'ha avaluat en un 17% del diòxid de carboni produït, acompanyat per un 25% corresponent a metanogènesi (Jones i Simon, 1980). A l'àrea de Banyoles, on la metanogènesi no és aparent, possiblement aquest percentatge fóra més elevat o, com a mínim, ho fóra potencialment.

En general, la interfase aigua-sediment és on es donen majoritàriament els processos de mineralització (Jones i Simon, 1980). Concretament, la desnitrificació es localitza preferentment en la part superior del sediment (0-6 cm segons Sorensen, 1978), per bé que potencialment —afegint-hi nitrat— es dona a fondàries superiors (Oremland et al. 1984). Considerant el procés de desnitrificació, la taxa corresponent a la reducció de nitrit a amoni augmenta mentre que la de nitrit a nitrogen disminueix en penetrar verticalment en el sediment (King i Nedwell, 1985).

És conegut que en augmentar la concentració de nitrat s'estimula la desnitrificació en detriment de la reducció de nitrit fins a amoni (King i Nedwell, 1985). Aquest fet pot tenir relació amb el caràcter desrepressible que tenen els enzims que duen a terme la reducció de nitrat, o almenys de nitrit fins a nitrogen (Koike i Hattori, 1978).

La desnitrificació, com a procés d'alliberament de nitrat de sistemes aquàtics, especialment estuarins, és altament eficaç per controlar situacions d'eutròfia (Oremland et al., 1984). Aquest fet natural fou utilitzat artificialment en el tractament de restauració del llac Lillesjön, addicionant nitrat al sistema i per tant forçant la mineralització del carboni orgànic (Ripl, 1976).

Amb la intenció d'aplicar aquesta metodologia de restauració als limnocorrals situats a l'estanyol del Vilar (Banyoles), s'han dissenyat els experiments descrits en aquest treball, per avaluar les taxes de desnitrificació en la interfase aigua-sediment d'aquest llac. Els resultats han permès obtenir informació prèvia per dur a terme el projecte.

MATERIAL I MÈTODES

Extracció de les mostres. Condicions prèvies

El 10 de juny de 1988 es dugué a terme la recollida, a 5,75 metres, de dues prospeccions de sediment dur de l'estanyol del Vilar. Per a tal efecte es va emprar un mostrejador de percussió. Les prospeccions foren guardades i transportades a 14 °C per mitjà d'una nevera manual. El transport durà de 3 a 4 hores a partir de les quals s'inicià la cinètica d'incubació amb nitrat.

Les condicions del lloc de mostratge foren les següents: temperatura, 13,8 °C; conductivitat, 1003 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$; amoni, 130 μM ; sulfhídric, present.

Les prospeccions obtingudes foren d'1,98 cm de diàmetre i 26 cm d'alçada (ai-

gua inclosa). El sediment ocupava 7,75 cm i representava una secció de 3,017 cm². El contingut en aigua monimolmènica era de 78,5 mL.

Cinètica de desnitrificació

Per dur a terme l'experiment es disposà la prospecció dintre un bany termostatitzat a 14 °C, temperatura similar a l'observada "in situ". La prospecció duia, just per sobre de la part ocupada pel sediment, un orifici tapat amb plastilina, per on s'inoculava la solució de nitrat i es realitzava l'extracció dels alíquotes al llarg del temps.

L'experiment tingué lloc en condicions d'agitació interrompuda a través d'un tub de niló fi col·locat en la interfase aigua-sediment, pel qual es bombollejava N₂ gas uns minuts abans i després d'extraure la mostra (Fig. 1).

Durant l'experiment també es monitoritzà l'evolució de la conductivitat, com a mesura indirecta de la desnitrificació. Com que els productes del procés són gasos, l'evolució en la cinètica de la desnitrificació comporta un descens de la con-

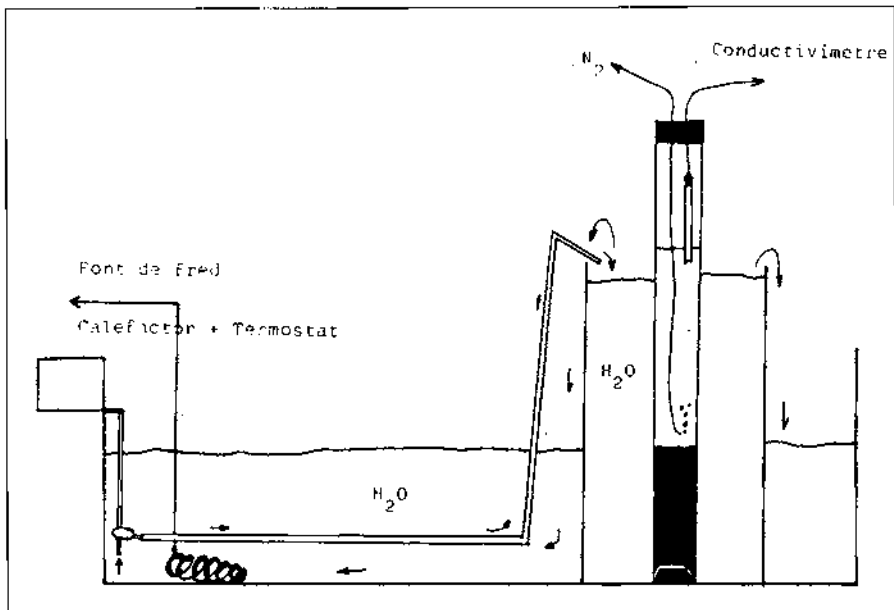


Figura 1. Esquema del muntatge experimental per assajar la cinètica d'incubació amb nitrat. L'objectiu del disseny fou la termostatització entorn de 14°C de la mostra de sediment. L'efecte s'aconseguia fent circular l'aigua per una perllongació cilíndrica d'un bany termostàtic convencional que es refredava sota la temperatura ambient gràcies a una font de fred.

ductivitat paral·lela a la davallada del nitrat inoculat. A tal efecte s'utilitzà una cèl·lula de conductivitat de mida reduïda unida a un conductímetre Crison. Les lectures es prenen, al llarg del temps, abans d'extraure l'aliquota i després del període d'agitació.

Per a la realització de l'experiment d'incubació, i pensant en una futura aplicació a l'estanyol del Vilar, es va triar una sal de calci perquè aquest catió és molt abundant —i per tant no estrany— a les aigües de Banyoles, i d'entre les sals de calci, el nitrat tetrahidratat — $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ — perquè presenta una solubilitat més elevada en fred (266 g/100 mL).

En el moment d'iniciar l'experiment es varen inocular 10 mL d'una dissolució 24 g.L⁻¹ de $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, equivalent a 12,6 g.L⁻¹ de NO_3^- o 204,1 mM NO_3^- . La dissolució s'inoculava amb una xeringa en el forat practicat a tal efecte en la interfase aigua-sediment de la prospecció, el qual es tapava immediatament amb plastilina.

A intervals regulars de 30 minuts es procedia a l'extracció d'1 mL per l'esmentat forat; aquesta mostra al·lquota es diluïa fins a 10 mL amb un matràs aforat amb aigua destil·lada, el contingut del qual es guardava congelat fins al moment de l'anàlisi. Llavors —abans d'extraure la mostra— s'efectuava la lectura de la conductivitat. Prèviament s'havia activat el sistema d'agitació per bombolleig amb N_2 durant un minut.

Anàlisi de les mostres

Una vegada finalitzat l'experiment, es procedia a analitzar les mostres per determinar el contingut en nitrats i en nitrats.

El mètode utilitzat per determinar la concentració de nitrats fou potenciomètric, per mitjà d'un elèctrode selectiu model 93-07 d'Orion Reserch connectat a un mesurador Orion model SA 720. L'anàlisi tingué lloc en un bany termostatitzat a 20 °C.

Pel que fa al mètode de determinació per a nitrats fou el colorimètric segons Strickland i Parsons (1972).

Avaluació de l'efecte oxidant sobre les mostres de sediment del nitrat de calci

Un cop finalitzat l'experiment d'incubació amb nitrat de calci, es procedeix a quantificar l'efecte oxidant que sobre la mostra produeix el tractament. Per comparar es disposava d'una prospecció de control, mantinguda congelada fins al moment.

En primer lloc, s'extreu la prospecció del tub de metacril·lat desplaçant una barnilla metàl·lica unida a un tap de butil que com un d'èmbol, va permetre extreure la mostra. Ja en aquest punt cal tenir present que el sediment se sotmet a una certa compressió que en alguns casos pot induir a error.

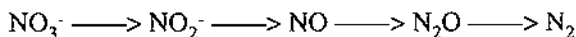
Seguidament, es mesurà el potencial redox aplicant a intervals de 0,5 cm i tot al llarg de la prospecció, un elèctrode de platí Metrohm AG 6.0401.100(JB) unit a un mesurador Orion SA 720.

Una vegada mesurat el potencial d'òxido-reducció, es varen tallar les prospeccions a trossos de 0,5 a 3 cm de longitud i 3,2 cm² de secció. Posteriorment es mesurà el pes fresc i el pes sec, previ secatge a 105 °C en un forn Pasteur. A continuació, s'incineraren les mostres a 550 °C en una mufla.

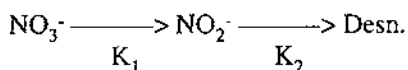
RESULTATS I DISCUSSIÓ

Desnitrificació. Model matemàtic

Per modelar el procés de la desnitrificació, es parteix de la seqüència de reaccions irreversibles següent:



Aquesta seqüència s'ha de considerar simplificada, pel fet d'haver de prescindir de quantificar els productes gasosos del procés durant els experiments d'incubació (NO, N₂O i N₂), els quals s'anomenaran globalment productes de desnitrificació (Desn.). De manera que la seqüència a modelar queda reduïda com s'assenyala a continuació:



Cada una d'aquestes reaccions de reducció es pot considerar modelada segons la cinètica de Michaelis-Menten:

$$V_i = V_{\max} \cdot \frac{A}{K_s + A}$$

essent A qualsevol dels substractes en qüestió i K_s la constant d'afinitat de cada una de les reaccions.

Diferents autors posen de manifest que els valors de K_s d'aquest tipus de cinètica; tant per la reducció de nitrat com per la de nitrit, són de l'ordre de 15 μM (Beilach i Tiedje, 1981). En conseqüència i com que les concentracions de nitrat i nitrit són com a mínim 10 vegades superiors a les K_s (K_s + A → A), es pot considerar la desnitrificació (almenys en les dues primeres reaccions) com un procés que segueix una cinètica d'ordre zero. Aquest tipus de cinètica és comuna a concentracions de nitrat superiors a 1 μM (King i Nedwell, 1985). Per tant el model es pot formular de la manera següent:

$$\begin{aligned} -d[\text{NO}_3^-]/dt &= K_1 \\ d[\text{NO}_2^-]/dt &= K_1 - K_2 \\ d[\text{Desn}]/dt &= -K_2 \end{aligned}$$

essent les velocitats K_1 i K_2 constants al llarg de tot el procés.

Anàlisi cinètica en el model experimental

S'han considerat els valors totals tant de nitrats com de nitrits presents en cada moment en l'aigua en contacte amb la prospecció de sediment, considerant el volum d'aigua present en cada un dels intervals.

En ambdós casos —desaparició de NO_3^- i producció de NO_2^- — es pot observar un període d'adaptació d'unes 6 hores, després de les quals s'aprecia un comportament clarament lineal. És en el cas de la producció de nitrit on, en les últimes hores de l'experiment, a partir de les 73 hores, s'observa una certa estabilització entorn als 5-6 μmols de NO_2^- (Fig. 2). Com a referència, en experiments d'incubació emprant la tècnica de l'acetilè, la producció de N_2O comença a les 3 hores a partir de l'addició de nitrat (Sorensen, 1978).

Possiblement, aquesta estabilització en els valors de nitrit correspongui a una

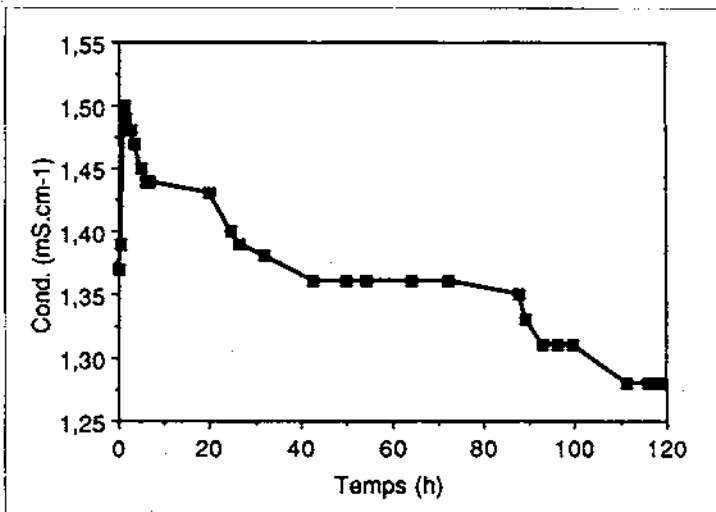


Figura 2. Cinètica de desaparició de substrate i producció de nitrit iniciada amb 25,6 mM de nitrat de calci. S'expressa el contingut total de nitrat ($\mu\text{mols NO}_3^-$) i nitrit ($\mu\text{mols NO}_2^-$) en funció del temps de durada de l'experiment.

major desaparició de nitrit vers altres espècies volàtils del nitrogen, respecte a l'ingrés de nitrit a causa de la reducció del nitrat. En qualsevol cas, per limitació tècnica, no podem quantificar aquest extrem.

D'acord amb el model anteriorment descrit i per regressió lineal de tots els valors de nitrat obtinguts al llarg de l'experiment d'incubació es pot calcular, amb coeficient de correlació de 0,93, la taxa de desaparició de nitrat $K_1 = K_{NO_3} = 7,596 \pm 0,409 \mu\text{mols}\cdot\text{h}^{-1}$.

També per regressió, però entre els punts 8 i 18, ambdós inclosos (Fig. 2), i amb un coeficient de 0,978 es pot quantificar la taxa d'acumulació de nitrits $dNO_2^-/dt = 0,09 \mu\text{mols NO}_2^- \cdot \text{h}^{-1} = 85,303 \pm 5,127 \mu\text{mols NO}_2^- \cdot \text{h}^{-1}$.

De manera que la velocitat de desnitrificació serà:

$$K_2 = K_{NO_2} = 7,506 \pm 0,393 \mu\text{mols}\cdot\text{h}^{-1}$$

Per tant, el sistema d'incubació consumeix NO_3^- segons una velocitat de $7,596 \mu\text{mols}\cdot\text{h}^{-1}$, i mentre la taxa de desnitrificació (cap a productes volàtils) és de $7,506 \mu\text{mols}\cdot\text{h}^{-1}$, la quantitat acumulada de nitrit és de tan sols $85,303 \mu\text{mols}\cdot\text{h}^{-1}$. En conseqüència, es pot dir que de tenir lloc el procés de recuperació de masses d'aigua a través de l'oxidació amb nitrat, l'acumulació de nitrit fóra mínima, la qual és avantatjosa ja que el nitrit és un producte tòxic.

Es pot veure com la diferència dels paràmetres controlats, assumint un temps final de 120 hores, s'ajusten bé als valors de les constants del model anteriorment exposat:

$$NO_3^- \cdot [NO_3^-] \text{ inicial} - [NO_3^-] \text{ final} = 2 - 1,07 = 0,93 \mu\text{mols NO}_3^- \text{ consumit en 120 h.}$$

$$NO_2^- \cdot [NO_2^-] \text{ inicial} - [NO_2^-] \text{ final} = 0,4 - 5,57 = 5,17 \mu\text{mols NO}_2^- \text{ produïts en 120 h.}$$

$$\text{Per diferència } 0,00517 - 0,93 = 0,925 \mu\text{mols NO}_3^- \text{ perduts per desnitrificació en 120 h.}$$

L'experiment s'ha desenvolupat incubant una prospecció d'una superfície de $3,017 \text{ cm}^2$ de sediment i fent un mostreig de l'aigua de la interfase. Així doncs, les constants K_1 i K_2 es poden convertir, per facilitar els càlculs posteriors, en:

$$K_{1NO_3} = 25,177 \mu\text{mols}\cdot\text{NO}_3^- \cdot \text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$$

$$K_{2\text{Desn.}} = 24,879 \mu\text{mols}\cdot\text{desnit}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$$

i l'acumulació de nitrit serà tan sols de $0,283 \mu\text{mols NO}_2^- \cdot \text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$.

Aquestes taxes són comparables, en alguns casos, amb les obtingudes a través de la bibliografia (Taula 1). S'hi observa una gran diferència entre les taxes de sediments marins i lacustres, ja que aquestes últimes són molt més grans. En el cas del sediment de l'estanyol del Vilar, es veu que tan sols resulta comparable amb

Taula 1. Taxes de desnitrificació ($\mu\text{mol NO}_3^- \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) de diferent procedència i tractament de la mostra.

Lloc	Tractament	Taxa	Referència
Sediments marins	18-20 °C	182 ¹	Sorensen, 1978
Sediments costaners i estuarins		31-181 ¹	Nishio, 1982
Sediments costaners St. Francisco Bay	Incubació <i>in situ</i>	1-2 ²	Oremland, 1984
Sediments costaners St. Francisco Bay	<i>slurries</i> agitats	37-620 ²	Oremland, 1984
Llac Norrviken	Incubació <i>in situ</i>	178 ³	Tirén, 1976
Llac Ramsjön	«	238 ³	Tirén, 1976
Llac Erken	«	74 ³	Tirén, 1976
Llac Botjärn	«	14 ³	Tirén, 1976
Llac Lillesjön		42170 ⁴	Ripl, 1976
Estanyol del Vilar	14 °C	24879 ⁵	Aquest treball

Nota: Dades originals segons: (1) $\mu\text{mol N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. (2) $\mu\text{mol N}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. (3) $\text{mg N}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. (4) $\text{g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. (5) $\mu\text{mol Desnit} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$.

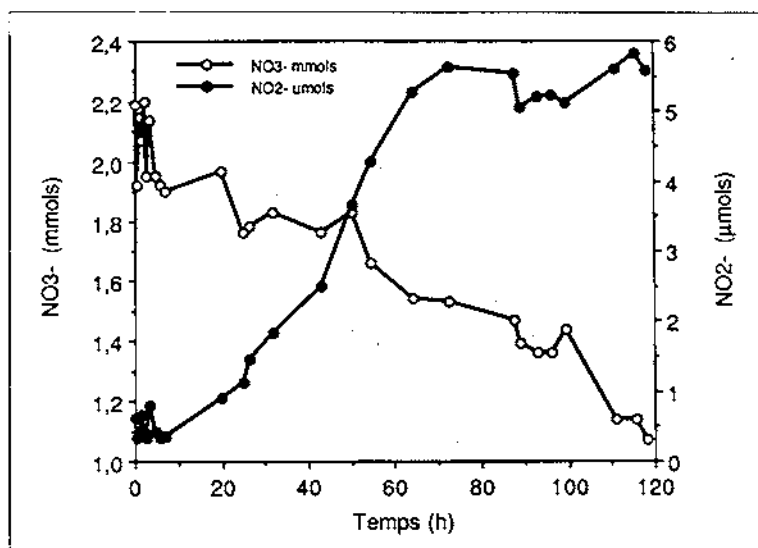


Figura 3. Evolució de la conductivitat de l'aigua en contacte amb la mostra de sediment durant l'experiment d'incubació. La disminució de la conductivitat dona idea de la transformació del nitrat de calci cap a productes més volàtils de nitrogen al llarg de l'experiment.

la taxa del llac Lillesjön (Ripl, 1976) que fou 1,6 vegades més gran que l'obtinguda a partir de mostres del Vilar.

Pel que fa a la conductivitat (Fig. 3), es pot observar que presenta una evolució similar a la desaparició de nitrat i la taxa de disminució de la conductivitat s'ha calculat en $2,030 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$. Caldria, en tot cas, estandarditzar la variació de conductivitat respecte a la concentració de nitrat; d'aquesta manera es podria disposar d'un paràmetre senzill i còmode de determinar que podria ser proporcional a la concentració de nitrat i inversament proporcional a la cinètica de desnitrificació.

Amb posterioritat a l'experiment d'incubació, es dugué a terme un control de la possible reducció espontània de la solució de nitrat. A tal efecte es disposaven alíquotes de 50 mL d'una solució 1 mM de NO_3^- en condicions combinades d'esterilitat i llum/foscor. Passats 7 dies es va determinar la concentració de nitrit, que fou de $8,8 \mu\text{M}$ únicament en condicions de no esterilitat i en presència de llum.

Com a conclusió es pot pensar en algun tipus de reducció o bé d'excreció de nitrit portat a terme per algues. L'excreció de nitrit per part d'algues ha estat descrita en condicions de dèficit de llum (Blasco, 1971).

En qualsevol cas, aquest resultat suggereix la necessitat de plantejar posteriors experiments d'incubació amb nitrat protegint la prospecció de la llum ambiental o bé emprar DCMU (3-(3,4-diclorofenil)-1,1-dimetilurea) com a inhibidor de la fotosíntesi algal; alhora que també indica que no es dona reducció química espontània de nitrat a nitrit.

Efecte oxidant del nitrat sobre el sediment

En la figura 4 es presenten els resultats de l'anàlisi del potencial d'òxido-reducció, matèria orgànica i densitat al llarg de la prospecció. En les figures es pot observar clarament que mentre la prospecció de control presenta un redox negatiu (reductor) en els primers 5-6 cm seguit d'una àmplia zona de potencial comprès entre els +20 i els -60 mV, la prospecció tractada amb nitrat presenta una zona clarament oxidada (potencial positiu +160-+20 mV), que ocupa els primers 2-2,5 cm des de la interfase aigua-sediment.

Una vegada tractada la prospecció amb nitrat s'observava una franja de color ocre en els primers centímetres de la mostra, que evidenciava l'efecte oxidant del nitrat. La prospecció prèvia al tractament i la prospecció de control presentaven coloració negra en aquesta mateixa zona. En totes dues prospeccions seguien a la franja ocre/negre sengles zones grises al llarg de la resta de les mostres.

En la Taula 2 es presenten diversos paràmetres característics de cada una de les prospeccions, l'oxidada i la control. S'observa com els valors dels diferents paràmetres són considerablement inferiors en el cas de la prospecció tractada que en la control. Si bé segons la resta de paràmetres es pot pensar en una compactació més gran deguda a la manipulació de la prospecció de control (Fig. 4), els valors de matèria orgànica per incineració són inferiors en més de 100 mg respecte al control. Això indica que les diferències són degudes al tractament oxidant efectuat.

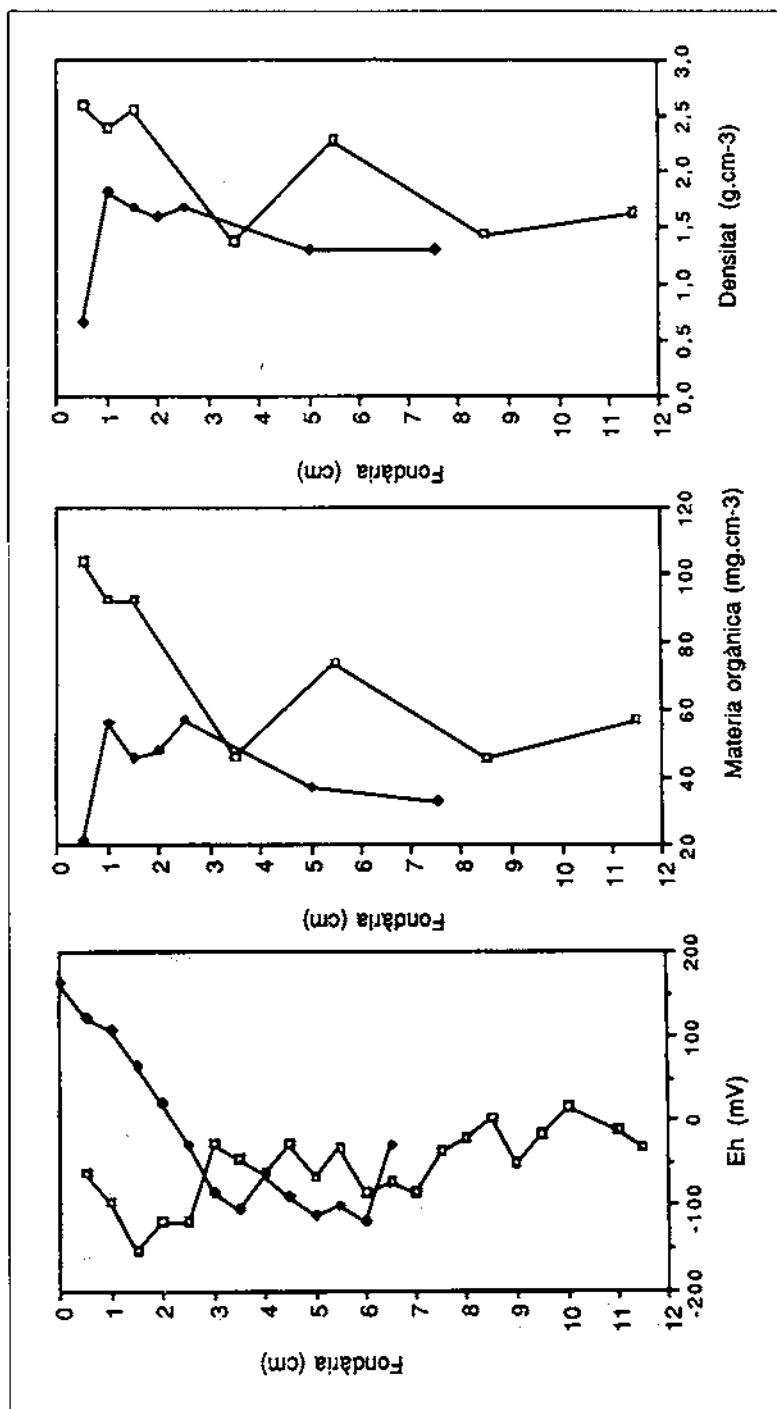


Figura 4. Densitat (g.cm^{-3}), contingut en matèria orgànica (mg.cm^{-3}) i potencial redox (mV) del sediment control (—●—) i oxidat (---□---) a diferents fondàries al llarg de les prospeccions obtingudes el 10 de juny de 1988 a 5.75 m de profunditat a l'estanyol del Vilar (Banyoles).

Taula 2. Distribució de la matèria orgànica (per incineració) ($\text{mg}\cdot\text{cm}^{-3}$) i la densitat ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$) al llarg de la fondària d'ambdues prospeccions, l'oxidada amb nitrat i la control.

Fondària (cm)	Matèria orgànica ($\text{mg}\cdot\text{cm}^{-3}$)		Densitat ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)	
	Control	Oxidada	Control	Oxidada
0.5	104,1	21,6	2,590	0,650
1.0	92,7	55,9	2,387	1,810
1.5	92,7	45,5	2,555	1,684
2.0	—	47,9	—	1,593
2.5	—	57,2	—	1,688
3.5	46,1	—	1,366	—
5.0	—	37,0	—	1,296
5.5	73,7	—	2,286	—
7.5	—	33,2	—	1,300
8.5	45,4	—	1,445	—
11.5	57,0	—	1,630	—

Aplicació dels resultats a l'estanyol del Vilar

Considerant la taxa de desnitricació $K_2 = 7,506 \mu\text{mol desn}\cdot\text{h}^{-1}$ i atès que l'experiment tingué lloc durant 120 h, disposem de $0,901 \mu\text{mols NO}_3^-$ desnitricat en finalitzar l'experiment. En una prospecció de $3,017 \text{ cm}^2$, representa una taxa de $0,3 \mu\text{mol NO}_3^- \text{ desn}\cdot\text{cm}^{-2}$ equivalent a $18,6 \text{ mg NO}_3^- \text{ desnitricat}\cdot\text{cm}^{-2}$.

D'acord amb la quantitat integrada de matèria orgànica en els primers 1,5 cm de les prospeccions ($50,862 \text{ mg matèria orgànica (M.O.)}\cdot\text{cm}^{-2}$), es pot calcular:

$$\begin{aligned} 50,862 \text{ mg M.O.}\cdot\text{cm}^{-2} / 18,6 \text{ mg NO}_3^- \text{ desn}\cdot\text{cm}^{-2} &= \\ &= 2,734 \text{ mg M.O./mg NO}_3^- \text{ desnitricat. (1)} \end{aligned}$$

Considerant que la prospecció control conté una quantitat integrada de $95,6 \text{ mg}$ de matèria orgànica cm^{-2} i fent-la extensible a l'àrea dels Tubs de Lund, que és d'uns 60 m^2 , es disposarà de $57,36 \text{ kg}$ de matèria orgànica total a degradar. Per tant, segons la proporció (1) seran necessaris $20,98 \text{ kg}$ de NO_3^- equivalents a $40,77 \text{ kg}$ de $\text{Ca(NO}_3)_2\cdot 4\text{H}_2\text{O}$ per oxidar aquesta quantitat de matèria orgànica*.

L'aplicació del nitrat permet obtenir una elevada eficiència d'oxidació de la matèria orgànica i una escassa acumulació de nitrit. Aquests avantatges justifiquen l'aplicació en els limnocorral·ls instal·lats a l'estanyol del Vilar, de l'addició de nitrat

*Atès, però, que el 53% de la matèria orgànica és recal·citrant —no oxidable per nitrat—, la quantitat que s'ha d'afegir es rebaixa a 163 g de nitrat $\cdot\text{m}^{-2}$, comparable a l'emprada en el llac Lillesjön: 151 g de nitrat $\cdot\text{m}^{-2}$ (Ripe, 1976).

de calci en el monimolimnion per provocar la desnitrificació i induir els processos de recuperació d'aquesta massa d'aigua eutròfica.

Tanmateix en aplicar aquesta metodologia de recuperació s'hauran de considerar i controlar els efectes col·laterals de l'addició de nitrat a la columna d'aigua i al sediment, especialment el possible alliberament al medi de nitrat-reductases per part dels bacteris nitrat-reductors. Aquests enzims sembla que catalitzen, a través de compostos de baix pes mol·lecular del sediment, la reducció del Fe (III), amb la consegüent alliberació de fòsfor dels complexos, en principi estables, que formen aquests dos elements (Jansson, 1987).

En els sistemes eutròfics dominats pel cicle del sofre com l'estanyol del Vilar, cal buscar alternatives lligades a altres cicles dels elements per tal de disminuir l'efecte tòxic de la sulfat-reducció, i canalitzar l'oxidació de la matèria orgànica fins a components gasosos, com el nitrogen, que comporten un menor impacte en el sistema.

Agraïments

Agraïm la col·laboració de Jesús García-Gil i el suport de la Comissió Interdepartamental de Recerca i Innovació Tecnològica (CIRIT) de la Generalitat de Catalunya i de la Fundació Caixa de Barcelona.

Bibliografia

- BETLACH, R.M. & TIEDJE, J.M. (1981). Kinetic explanation for accumulation of nitrite, nitric oxide, and nitrous oxide during bacterial denitrification. *Appl. Environ. Microbiol.* 42:1074-1084.
- BLASCO, D. (1971). *Acumulación de nitritos en determinados niveles marinos por acción del fitoplancton*. Tesi Doctoral. UB.
- JANSSON, M. (1987). Anaerobic dissolution of iron-phosphorus complexes in sediment due to the activity of nitrate-reducing bacteria. *Microb. Ecol.* 14:81-89.
- JONES, J.G. & SIMON, B.M. (1980). Decomposition processes in the profundal region of Blelham Tarn and the Lund tubes. *J. Ecol.* 68:493-512.
- KING, D. & NEDWELL, D.B. (1985). The influence of nitrate concentration upon the end-products of nitrate dissimilation by bacteria in anaerobic salt marsh sediments. *FEMS. Microbiol. Ecol.* 31:23-28.
- KOIKE, I. & HATTORI, A. (1978). Denitrification and ammonia formation in anaerobic coastal sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 35:278-282.
- NISHIO, T.; KOIKE, I. & HATTORI, A. (1982). Denitrification, nitrate reduction, and oxygen consumption in coastal and estuarine sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 43:648-653.
- OREMLAND, R.S.; UMBERGER, C.; CULBERTSON, C.W. & SMITH, R.L. (1984). Denitrification in San Francisco Bay intertidal sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 47:1106-1112.
- RIPPL, W. (1976). Biochemical oxidation of polluted lake sediment with nitrate. A new lake restoration method. *Ambio.* 5:133-135.
- SØRENSEN, J. (1978). Denitrification rates in a marine sediment as measured by the acetylene inhibition technique. *Appl. Environ. Microbiol.* 36:139-143.
- SØRENSEN, J. (1978). Capacity for denitrification and reduction of nitrate to ammonia in a coastal marine sediment. *Appl. Environ. Microbiol.* 35:301-305.

- STRICKLAND, J.D.H. & PARSONS, T.R. (1972). *A practical handbook of seawater analysis*.
2a Wd. Bull. Fish. Res Board Canada 167.
- TIREN, T. (1976). *Denitrification in sediment-water systems of various types of lakes*.
SIL-UNESCO Symposium. PUDOC.