



Universitat de Girona

ESTRUCTURA I DINÀMICA DEL SISTEMA BENTÒNIC EN LLACUNES COSTANERES DELS AIGUAMOLLS DE L'EMPORDÀ

Stéphanie GASCÓN GARCIA

ISBN: 84-688-6301-7

Dipòsit legal: GI-289-2004

<http://hdl.handle.net/10803/7648>

ADVERTIMENT. L'accés als continguts d'aquesta tesi doctoral i la seva utilització ha de respectar els drets de la persona autora. Pot ser utilitzada per a consulta o estudi personal, així com en activitats o materials d'investigació i docència en els termes establerts a l'art. 32 del Text Refós de la Llei de Propietat Intel·lectual (RDL 1/1996). Per altres utilitzacions es requereix l'autorització prèvia i expressa de la persona autora. En qualsevol cas, en la utilització dels seus continguts caldrà indicar de forma clara el nom i cognoms de la persona autora i el títol de la tesi doctoral. No s'autoritza la seva reproducció o altres formes d'explotació efectuades amb finalitats de lucre ni la seva comunicació pública des d'un lloc aliè al servei TDX. Tampoc s'autoritza la presentació del seu contingut en una finestra o marc aliè a TDX (framing). Aquesta reserva de drets afecta tant als continguts de la tesi com als seus resums i índexs.

ADVERTENCIA. El acceso a los contenidos de esta tesis doctoral y su utilización debe respetar los derechos de la persona autora. Puede ser utilizada para consulta o estudio personal, así como en actividades o materiales de investigación y docencia en los términos establecidos en el art. 32 del Texto Refundido de la Ley de Propiedad Intelectual (RDL 1/1996). Para otros usos se requiere la autorización previa y expresa de la persona autora. En cualquier caso, en la utilización de sus contenidos se deberá indicar de forma clara el nombre y apellidos de la persona autora y el título de la tesis doctoral. No se autoriza su reproducción u otras formas de explotación efectuadas con fines lucrativos ni su comunicación pública desde un sitio ajeno al servicio TDR. Tampoco se autoriza la presentación de su contenido en una ventana o marco ajeno a TDR (framing). Esta reserva de derechos afecta tanto al contenido de la tesis como a sus resúmenes e índices.

WARNING. Access to the contents of this doctoral thesis and its use must respect the rights of the author. It can be used for reference or private study, as well as research and learning activities or materials in the terms established by the 32nd article of the Spanish Consolidated Copyright Act (RDL 1/1996). Express and previous authorization of the author is required for any other uses. In any case, when using its content, full name of the author and title of the thesis must be clearly indicated. Reproduction or other forms of for profit use or public communication from outside TDX service is not allowed. Presentation of its content in a window or frame external to TDX (framing) is not authorized either. These rights affect both the content of the thesis and its abstracts and indexes.

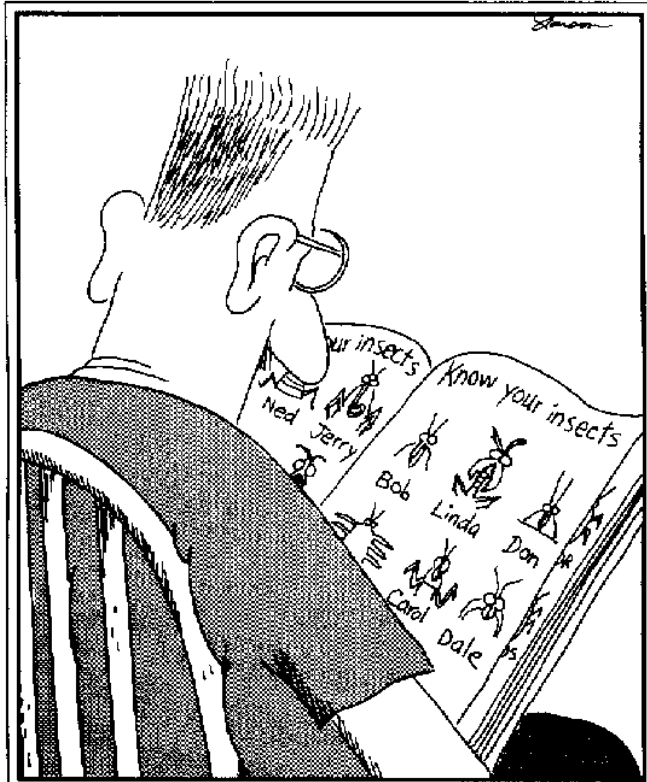


Universitat de Girona

**ESTRUCTURA I DINÀMICA DEL SISTEMA
BENTÒNIC EN LLACUNES COSTANERES DELS
AIGUAMOLLS DE L'EMPORDÀ**

Stéphanie Gascón Garcia
2003

Aquesta tesi ha comptat amb un ajut del Servei de Llengües Modernes de la
Universitat de Girona per a la revisió i l'assessorament lingüístics



The Far Side, Gary Larson

AGRAÏMENTS

Abans de res voldria agrair molt sincerament als meus "codires" preferits, en Dani Boix i en Xavier Quintana (l'ordre dels factors no altera el producte), les hores que han deixat darrere d'aquesta tesi. Crec que és la combinació perfecta, i m'ho he passat d'allò més bé treballant amb ells... tot i les taules i els buidatges bibliogràfics d'en Dani i les reestructuracions i els "així doncs" d'en Xevi! De veritat, moltes gràcies a tots dos. A en Ramon Moreno-Amich he d'agrair la confiança que va dipositar en mi, ja que gràcies a ell he pogut elaborar aquesta tesi.

Durant la realització d'aquest treball hi ha hagut moments per a tot. Des de la mítica pregunta "Animal o vegetal?" fins al "Mira!, un 'alien' amb cadira de rodes!". He d'agrair profundament a en Jordi i en Dani el fet de no haver perdut mai la paciència amb mi i d'haver estat els meus gurus taxonòmics. També he d'agrair a la Sandra (companya de mostreig, d'estrès, de despatx i de pilons d'articles) que hagi estat la meva especialista personal en calanoides, nauplis i Paretos... i que hagi fet les interminables tardes més entretingudes! A la Rosa (l'altra companya d'estrès pretesi), per venir de tant en tant amb les seves preguntes super-hiper-específiques, que per uns moments et desbloquegen de la tesi, per les xerradetes de despatx i per mostrar-me com s'ha de clavar una draga! Rocío, gràcies per ser tan endreçada amb els fitxers de nutrients i per oferir-me el teu ordinador quan el meu va decidir petar en plenes vacances dels informàtics, i Anna, merci per amenitzar de tant en tant una tarda d'allò més avorrida amb un "Et pots mirar això que no sé què és?", i per deixar-me aprofitar de la teva discografia. No voldria oblidar en Lluís Sunyer, que també va patir el meu mostreig durant tot un any! I també gràcies a la resta de gent d'Ecologia per tenir sempre un moment per donar un cop de mà.

Aquesta tesi tracta molts aspectes diferents i he necessitat ajuda en diversos camps per poder elaborar els resultats. Voldria agrair a en Carles Borrego que m'hagi donat totes les facilitats del món per realitzar les anàlisis de pigments del sediment. Esther i Gemma, voldria donar-vos les gràcies per la vostra ajuda amb les feines més pesades, com repassar la bibliografia. A l'Ainhoa i la Mireia, per ajudar-me durant un estiu, sense aire condicionat, a processar mostres de sediment. A en Joan, per venir desinteressadament durant un hivern i recomptar "bitxos" roses. A la Lara, que a distància ha seguit les meves penes i glòries, sempre amb ànims d'ajudar. A la Carolina Noreña per desvelar el misteri d'aquesta tesi: *Cheliplana* àlies "Guanted"... i per animar-me a seguir endavant! En la part de nematodes voldria agrair al servei de microscòpia de la Universitat, i en especial a en Jordi Blàvia, que m'hagi deixat utilitzar el microscopi a hores intempestives; sense aquest microscopi i el seu captador d'imatges no hauria pogut realitzar ni la meitat de la feina. A en Tom Bongers i la Hanny van Megen per ensenyar-me els secrets dels nematodes. A en Lluís Zamora per perdre més d'un microsegon amb el disseny de la caràtula del CD! I quedarà estrany, però dono moltíssimes gràcies a l'existència de les guies de la British Fauna, sense les quals segurament el grup de nematodes s'hauria quedat com a tal.

I fora de l'àmbit universitari, o no, també he d'agrair, i molt, a la gent de la KK els sopars, les sortides, els sopars, els cafès, els sopars, les costellades, els sopars, Salenques i els gerds, els sopars, sortides a esquiar, els sopars, etc... He dit els sopars? Merci!

No, no us he oblidat! Laia, gràcies per les teves històries i per tenir un moment per les meves. Alba, sense les teves dissertacions utòpiques el món no seria el mateix, i Sònia, segueix així, ets massa! (Especialment et vull agrair que hagis incorporat a la meva vida una gateta entremaliada com ella sola.) Potser ara que he acabat la tesi enganxo algun "partymail"! Que ja seria hora, no?

A la meva altra família: la Neli (la meva "única amiga"), l'Eva, en Pep, en Narcís i la Sílvia; vull donar-vos les gràcies per les estones que hem passat junts, pel vostre interès a veure com anava "això" de la tesi, que fa tant i tant que dura, i per deixar-me "parasitar" de tant en tant el vostre sofà i la vostra nevera. I també vull agrair a la Sílvia i l'Anna els matins del dissabte i el diumenge amb l'Hidrofòbic i l'Hosco a la recerca de cireretes d'arboç, i els nostres mítics sopars a la Crêperie!

Però hi ha una persona que es mereix una menció especial, en Jordi. Gràcies per aguantar els caps de setmana perduts darrere la tesi, per acompanyar-me al camp encara que fes un vent d'espant! Pels teus consells estilístics i el teu domini dels tabuladors (jo hauria estavellat el teclat més d'un cop), i pel teu do de bruixot. I és clar, per quedar-te a treballar fins a altes hores de la nit, per després intentar trobar un lloc on ens donessin sopar, per aguantar les meves explicacions eternes sobre tal capítol i tal altre. I sí, ho he de reconèixer, gràcies pels teus jocs de paraules, alguns són bons!

I finalment, i no per això són menys importants, voldria agrair als de casa que sempre m'hagin animat per seguir endavant i m'hagin mostrat en tot moment el seu suport incondicional, cosa que ha facilitat la meva vida durant tots aquests anys. Tot i que encara no saben ben bé què faig amb el fang! Moltíssimes gràcies!

RESUM

S'ha estudiat l'estructura i dinàmica del sistema bentònic de llacunes costaneres de la maresma dels aiguamolls de l'Empordà (NE de la península Ibèrica) i els factors que les determinen. Amb aquesta finalitat es van prendre mostres d'organismes del bentos (mensualment), nutrients i pigments de l'aigua (setmanalment) i el sediment (mensualment), així com paràmetres físics de l'aigua (setmanalment), durant dos cicles d'inundació (1997-1998 i 1998-1999).

En aquesta maresma els factors determinants per als organismes bentònics i el contingut en nutrients del sediment són principalment físics: el grau de permanència de l'aigua, el confinament i la granulometria. De manera que els factors tròfics tenen menys pes que els físics tal com es posa de manifest amb les associacions de nematodes. El règim hídric de les llacunes integra des del grau de permanència de l'aigua fins a la salinitat i el confinament, per la qual cosa a partir de la caracterització dels diferents tipus de règim hídric es poden discriminar les tres tipologies d'ambients amb comunitats bentòniques diferenciades en l'estructura, la composició i la dinàmica temporal. Així, les tres comunitats diferenciades són: (1) la d'aigües permanents caracteritzada per una riquesa i diversitat elevades i constants en el temps, i per un nombre més elevat de tàxons sense adaptacions per passar situacions adverses; (2) la d'aigües semipermanents i temporànies d'inundació pulsativa, caracteritzada per una menor riquesa i diversitat, i per la dominància d'organismes amb estructures de resistència per passar la fase seca i aguantar condicions desfavorables, i (3) la d'aigües temporànies d'inundació continuada, caracteritzada per una major variabilitat de la riquesa i diversitat al llarg del cicle i per una singularitat taxonòmica més elevada, ja que s'observen cladòcers i una major representació taxonòmica dels insectes.

Durant la realització d'aquest estudi els dos cicles d'inundació van suposar entrades d'aigua en el sistema diferents, per això es va diferenciar un cicle humit (1997-1998) i un de sec (1998-1999). En relació amb la major importància de les entrades d'aigua en el sistema, es va observar un contingut en nutrients de l'aigua significativament superior durant el cicle humit. Pel que fa al sediment, la seva major inèrcia explicaria la manca de diferències significatives en el contingut en nutrients del sediment del cicle humit i del sec. Ara bé, sí que s'observa diferència en la composició d'organismes. Així, la variabilitat interanual en l'estructura de la comunitat bentònica de la maresma es pot atribuir a una situació d'estrès provocada pel cicle sec. Aquesta situació va comportar un augment de la diversitat per disminució de la dominància a totes les llacunes estudiades, determinada, en gran manera, per la disminució de l'abundància original de poblacions dominants i característiques d'ambients permanents, *Corophium orientale*, o temporànies, *Gammarus aequicauda*.

No existeix un patró estacional en les comunitats estudiades, sinó que els principals canvis en el plàncton i el bentos són deguts a pertorbacions hídriques. Aquestes pertorbacions provoquen que s'estableixi una situació en què dominen uns tàxons característics en el plàncton (*Synchaeta* i *Eutimninus*) i, en canvi, que en el bentos es perdi l'estructura pròpia de les comunitats característiques dels diferents ambients (comunitats dominades per *Corophium orientale* en aigües permanents i per *Chironomus salinarius* en temporànies). La severitat és diferent en funció del grau de permanència de l'aigua, i és més alta en ambients permanents i més baixa en els temporanis. La major severitat en ambients permanents ve determinada per la menor adaptació del bentos d'aigües permanents a les fluctuacions ambientals i a l'efecte de la predació sobre el plàncton. A més, tant en el bentos com en el plàncton es donen fenòmens d'histèresi, segons els quals l'efecte de la pertorbació no solament depèn de la causa pertorbadora sinó també de l'estat en què es troba la comunitat en el moment de la pertorbació.

RESUMEN

Se ha estudiado la estructura y dinámica del sistema bentónico de las lagunas costeras de la marisma de "aiguamolls de l'Empordà" (NE de la península ibérica) y los factores que las determinan. Con esta finalidad se tomaron semanalmente los parámetros físicos y muestras de nutrientes y pigmentos del agua, y con una periodicidad mensual muestras de nutrientes, pigmentos y organismos del sedimento. Este muestreo se realizó durante dos ciclos de inundación (1997-1998 y 1998-1999).

En esta marisma los factores determinantes para los organismos bentónicos y el contenido de nutrientes del sedimento son principalmente físicos: el grado de permanencia del agua, el confinamiento y la granulometría. De manera que los factores tróficos tienen menos peso que los físicos. El régimen hídrico de las lagunas integra desde el grado de permanencia del agua, a la salinidad y el confinamiento. Mediante la caracterización de los diferentes tipos de régimen hídrico se pueden discriminar las tres tipologías de ambientes con comunidades bentónicas diferenciadas a nivel de estructura, composición y dinámica temporal. Así, las tres comunidades son: (1) la de aguas permanentes caracterizada por una riqueza y diversidad elevadas y constantes en el tiempo, y por un mayor número de taxones sin adaptaciones para pasar situaciones adversas; (2) la de aguas semipermanentes y temporales de inundación pulsátil, caracterizadas por una menor riqueza y diversidad, y por la dominancia de organismos con estructuras de resistencia para pasar la fase seca y aguantar condiciones desfavorables; y (3) la de aguas temporales de inundación continuada, caracterizada por una singularidad taxonómica elevada y una mayor representación taxonómica de los insectos, así como por una elevada variabilidad de la riqueza y diversidad a lo largo del ciclo de inundación.

Durante la realización de este estudio los dos ciclos de inundación supusieron entradas de agua en el sistema diferentes, por lo que se diferenció un ciclo húmedo (1997-1998) y uno seco (1998-1999). En relación con la mayor importancia de las entradas de agua en el sistema se observó un contenido de nutrientes en el agua significativamente superior durante el ciclo húmedo. En cambio en el sedimento, la concentración de nutrientes no varió de manera significativa posiblemente debido a su mayor inercia. Ahora bien, sí que se observaron diferencias en la estructura y composición taxonómica de las comunidades bentónicas. Así, la variabilidad interanual en la estructura de la comunidad bentónica de la marisma se puede atribuir a una situación de estrés vivida durante el ciclo seco. Esta situación comportó un aumento de diversidad por una disminución en la dominancia en todas las lagunas estudiadas, en gran parte debido a la disminución de la abundancia de poblaciones dominantes y características de ambientes permanentes, *Corophium orientale*, o temporales, *Gammarus aequicauda*.

No existe un patrón estacional en las comunidades estudiadas, sino que los principales cambios en el plancton y bentos son debidos a perturbaciones hídricas. Estas perturbaciones provocan que se establezca una situación en que dominan unos taxones característicos en el plancton (*Synchaeta* y *Eutimninus*) y que, en cambio, en el bentos se pierda la estructura propia de las comunidades características de cada ambiente (comunidades dominadas por *Corophium orientale* en aguas permanentes y por *Chironomus salinarius* en temporales). La severidad es diferente en función del grado de permanencia del agua, siendo mayor en ambientes permanentes y menor en temporales. La mayor severidad en ambientes permanentes viene determinada por la menor adaptación del bentos de aguas permanentes

a las fluctuaciones ambientales y al efecto de la depredación por peces sobre el plancton de estas aguas. Además, tanto en el bentos como en el plancton se ponen de manifiesto fenómenos de histeresis, según los cuales el efecto de las perturbaciones no solamente depende de la causa perturbadora sino también del estado en que se encuentre la comunidad en el momento de la perturbación.

Índex

1. INTRODUCCIÓ GENERAL	
1.1. EL SISTEMA BENTÒNIC	3
1.2. L'ESTUDI DEL SISTEMA BENTÒNIC	3
1.3. AIGUAMOLLS MEDITERRANIS.....	4
1.4. FACTORS DETERMINANTS PER A LES COMUNITATS BENTÒNIQUES D'AIGUAMOLLS MEDITERRANIS	5
1.5. ELS AIGUAMOLLS DE L'EMPORDÀ.....	6
1.6. OBJECTIUS	9
2. ÀREA D'ESTUDI	
2.1. LOCALITZACIÓ.....	13
2.2. RÈGIM HÍDRIC.....	16
3. CARACTERITZACIÓ FÍSICA I QUÍMICA DE LES LLACUNES DE LA MARESMA DELS AIGUAMOLLS DE L'EMPORDÀ	
Introducció.....	23
Material i mètodes.....	23
Resultats	27
Discussió.....	37
4. COMUNITAT BENTÒNICA	
Introducció.....	43
Material i mètodes.....	44
4.1. COMPOSICIÓ I ESTRUCTURA DE LA COMUNITAT BENTÒNICA	
Resultats	60
Discussió	70
4.2. FACTORS QUE CONTROLEN LA COMUNITAT	
Resultats	76
Discussió	82
4.3. RESPOSTA DE L'ESTRUCTURA DE LA COMUNITAT A DIFERENTS CONDICIONS D'ESTABILITAT HÍDRICA	
Resultats	84
Discussió	93
5. RESPOSTA DE LES ASSOCIACIONS DE NEMATODES A LES PERTORBACIONS EN LLACUNES COSTANERES	
Introducció.....	97
Material i mètodes.....	98
Resultats	102
Discussió.....	106
6. DISTRIBUCIÓ ESPACIOTEMPORAL DE LA COMUNITAT MACROBENTÒNICA	
Introducció.....	111
Material i mètodes.....	112
Resultats	114
Discussió.....	121
7. EFECTE DE LES PERTORBACIONS SOBRE LA DINÀMICA DEL ZOOPLÀNCTON I LA DEL MACROZOOBENTOS	
Introducció.....	127
Material i mètodes.....	128
Resultats	128
Discussió.....	133
8. DISCUSSIÓ GENERAL	137
9. CONCLUSIONS	
<i>Català</i>	143
<i>Español</i>	147
10. BIBLIOGRAFIA	153
APÈNDIX I. Abundància dels tàxons en situació d'inundació, estabilitat i assecatge	177
APÈNDIX II. Abundància dels tàxons amb ocurrència superior al 5% en cada dia de mostreig	183
APÈNDIX III. Catàleg visual dels nematodes de la reserva "de les llaunes" dels aiguamolls de l'Empordà, part I, II i III	

Índex de taules

Taula 2.2.1: Meteorologia durant el període d'estudi	18
Taula 3.1: Mètodes per les anàlisis químiques i biològiques d'aigües	25
Taula 3.2: Mètodes per les anàlisis químiques i biològiques de sediment	26
Taula 3.3: Caracterització del sediment	28
Taula 3.4: Caracterització de l'aigua.....	29
Taula 3.5: Diferències en funció del tipus de sediment	30
Taula 3.6: Diferències en funció del sector de la maresma	31
Taula 3.7: Valors per les relacions de carboni, nitrogen i fòsfor	32
Taula 3.8: Variabilitat interanual.....	32
Taula 3.9: Resultat del PCA.....	34
Taula 3.10: Coeficients de correlació amb els factors del PCA	36
Taula 3.11: Contingut de nutrients del sediment en diferents ambients	40
Taula 4.1: Relació pes vs. longitud dels organismes del bentos	47
Taula 4.2: Bibliografia utilitzada per a la determinació taxonòmica del bentos.....	52
Taula 4.3: Atribució a grups funcionals.....	53
Taula 4.1.1: Composició faunística de les llacunes	61
Taula 4.1.2: Composició faunística de diversos sistemes aquàtics.....	73
Taula 4.1.3: Associacions de nematodes de diversos sistemes aquàtics	75
Taula 4.2.1: Resultat del CCA	77
Taula 4.2.2: Correlacions entre paràmetres i eixos canònics	78
Taula 4.2.3: Abundàncies relatives dels tàxons (pes en l'anàlisi>1%) del CCA.....	80
Taula 4.3.1: Paràmetres de la comunitat, de Motomura i Pareto	86
Taula 5.1: Valors c-p dels nematodes	97
Taula 5.2: Càlculs de la descomposició de variància	99
Taula 5.3: Resultat de la descomposició de variància.....	101
Taula 5.4: Valors de l'MI	103
Taula 5.5: Indicadors de l'estat tròfic i el grau de pertorbació per cada llacuna.....	104
Taula 6.1: Paràmetres de la comunitat per cada cicle d'inundació i llacuna	117

Índex de figures

Figura 2.1.1: Mapa de situació dels aiguamolls de l'Alt Empordà	13
Figura 2.1.2: Diagrama ombrotèrmic de la zona	14
Figura 2.1.3: Mapa de situació de les llacunes mostrejades	15
Figura 2.2.1: Evolució temporal dels nivells d'aigua de les llacunes estudiades	19
Figura 2.2.2: Dendograma en funció de la freqüència d'inundació.....	20
Figura 3.1: Relació carboni orgànic total amb nitrogen total i amb fòsfor total.....	33
Figura 3.2: Posició de les mostres en l'espai del 1 i 2 factors del PCA	35
Figura 3.3: Posició de les mostres en l'espai del 1 i 3 factors del PCA	37
Figura 4.1: Processament de les mostres	45
Figura 4.1.1: Dendograma de classificació dels inventaris faunístics	63
Figura 4.1.2: Importància relativa de l'abundància dels filums per cada llacuna.....	66
Figura 4.1.3: Abundància relativa dels tàxons d'artròpodes i nematodes.....	67
Figura 4.1.4: Grups en funció de les estratègies biològiques en ambients temporanis.....	68
Figura 4.1.5: Grups en funció de les formes d'alimentació.....	69
Figura 4.2.1: Posició de les mostres i les variables en l'espai dels 2 primers eixos del CCA	79
Figura 4.3.1: Gràfics de Motomura, Pareto i distribució de mides	87
Figura 5.1: Procediment de la descomposició de variància.....	99
Figura 5.2: Percentatge dels grups c-p en cada llacuna	102
Figura 6.1: Evolució temporal del nombre d'individus i la biomassa	114
Figura 6.2: Evolució temporal de la diversitat i riquesa específica	115
Figura 6.3: Evolució temporal dels índex de successió.....	116
Figura 6.4: Posició de les mostres i les espècies en l'espai dels 3 primers eixos del CA.....	118
Figura 7.1: Posició de les mostres i espècies del CA-bentos i CA-plàncton	129
Figura 7.2: Evolució temporal de les dimensions relacionades amb les pertorbacions	130

-1-

INTRODUCCIÓ GENERAL

1. INTRODUCCIÓ GENERAL

1.1. EL SISTEMA BENTÒNIC

Les comunitats pròpies de la interfase entre l'aigua i els materials sòlids en un medi aquàtic es designen, en conjunt, com a *bentos* (Margalef 1983). La comunitat bentònica està formada per organismes que viuen associats al substrat, de manera permanent o temporal. El substrat té un paper modulador tant en la predació com en les necessitats ecofisiològiques dels organismes bentònics, ja que els proveeix de refugi i allibera els organismes de la necessitat de la natació o de la flotabilitat (Menge & Sutherland 1976, Strayer 1991, Horne & Goldman 1994). Així, mentre que l'existència planctònica necessita mides petites i una gravetat específica pròxima a la de l'aigua, els organismes bentònics tenen més varietat de mides, formes i densitats. Això es posa de manifest amb el fet que, a diferència del plàncton, en el bentos hi ha representants de quasi tots els filums (Parsons *et al.* 1995, Margalef 1983, Wetzel 2001). L'estudi de la successió del bentos i del plàncton s'hauria de realitzar conjuntament ja que ambdós sistemes estan acoblats; malgrat això, existeixen pocs treballs que analitzin la dinàmica del bentos i el plàncton conjuntament (p.e. Ferrari *et al.* 1993, Almunia *et al.* 1999).

Les comunitats bentòniques animals generalment es caracteritzen perquè presenten una elevada heterogeneïtat, tant espacial com temporal, i la distribució dels seus organismes depèn en gran manera de la seva capacitat d'adaptació al medi (Wetzel 2001). Segons Margalef (1983), es poden assenyalar tres grups de comunitats bentòniques d'ambients aquàtics epicontinents: *comunitats litorals*, que s'organitzen sobre la base de la producció primària local i no per l'acumulació de matèria orgànica al·lòctona, i en què els crustacis presenten abundàncies elevades; *comunitats d'aigües corrents*, que depenen del flux d'aigua i estan alimentades majoritàriament per la matèria orgànica al·lòctona, i *comunitats del bentos profund*, sotmeses a una alimentació forçada, tant per la sedimentació del plàncton com per l'aportació horitzontal dels rius, i en què els quironòmids i les larves d'insectes guanyen importància respecte dels crustacis.

1.2. L'ESTUDI DEL SISTEMA BENTÒNIC

Tant l'existència d'una elevada heterogeneïtat, a causa de la distribució en mosaic, com el processament de les mostres bentòniques en què els organismes s'han de separar del substrat fan difícil la realització d'estudis quantitius en el sistema bentònic. Cal remarcar que també existeixen limitacions pel que fa als estudis qualitius ja que la taxonomia i descripció de molts grups és confusa i fins i tot pot arribar a ser incompleta. Segons Wetzel (2001), l'elevada varietat taxonòmica dels organismes i les característiques heterogènies de l'hàbitat, l'aliment, el creixement, la reproducció i la mortalitat fan molt difícil tractar el bentos de manera integrada, des d'un punt de vista funcional.

L'estudi del bentos requereix un coneixement detallat dels processos físics i químics del substrat, ja que els organismes hi viuen amb una estreta relació. El sediment té un paper destacat en el cicle dels nutrients i pot acumular o alliberar nutrients segons les condicions d'oxidació-reducció, i en aquest paper és rellevant l'activitat dels organismes. També el reciclatge de la matèria orgànica depèn, en gran manera, dels organismes bentònics (Valiela 1995). Així doncs, tant el contingut en nutrients del sediment com la dinàmica i l'estructura de les comunitats que hi viuen són determinants per entendre el funcionament global del bentos i del conjunt de l'ecosistema (Mitsch & Gosselink 1993, Wissinger 1999).

L'estudi dels processos al nivell del substrat es pot realitzar mitjançant dues aproximacions: una d'integradora o de sistema, a partir de fluxos d'energia i nutrients, i una de comunitat a partir del coneixement de les espècies i les seves interaccions (Boulton *et al.* 1992). En l'actualitat són més freqüents els estudis de tipus integrador, mentre que els estudis de la comunitat estan poc desenvolupats en ambients bentònics lenítics, com les llacunes costaneres, especialment si es compara amb el volum de treballs realitzats en ambients lòtics (Wetzel 2001). Malgrat tot, aquests estudis de la comunitat són necessaris per a un millor coneixement de la biodiversitat de l'ambient i per establir criteris de protecció (Mocci 1983, Ramsar Convention Bureau 1992).

1.3. AIGUAMOLLS MEDITERRANIS

A la conca mediterrània existeixen zones d'aiguamolls situats en petites planes inundables, que no depenen directament d'un gran riu. Els tres factors principals que expliquen la distribució d'aquests aiguamolls són: el clima, la topografia i la geologia (Britton & Crivelli 1993). Una de les seves característiques més importants és l'elevada fluctuació de les condicions ambientals, que provoca l'alta variabilitat interanual, produïda per l'acció del vent, dels corrents marins i dels cursos fluvials, entre d'altres (Comín 1989). Tot i que la distribució i la mida dels aiguamolls mediterranis estan ben determinades, es coneix poc el funcionament d'aquests ecosistemes a la regió Mediterrània, cosa que representa un greu problema per dur a terme projectes de restauració i gestió d'aiguamolls mediterranis (Britton & Crivelli 1993).

Els aiguamolls mediterranis es caracteritzen per una elevada variabilitat i irregularitat hidrològica (Comín 1989). Les entrades d'aigua en el sistema (la precipitació, el flux superficial, l'aigua intersticial, les mareas, les tempestes, etc.) varien molt en concentració de nutrients, per això la productivitat és més alta en aiguamolls que tenen un flux d'aigua i nutrients més gran (Peñuelas 1989). Aquesta relació entre la renovació de l'aigua i la concentració de nutrients s'ha posat de manifest en altres situacions, així s'ha vist que en moments d'inundació inicials les concentracions de fosfat i fòsfor total són superiors a les de la resta del cicle d'inundació (Serrano *et al.* 1999) i que el contingut en nutrients dissolts de l'aigua i la biomassa i composició del plàncton depenen de la taxa de renovació de l'aigua (Quintana 1995a).

D'altra banda, el caràcter fluctuant i dinàmic d'aquests aiguamolls condiciona les variacions en l'estructura i composició taxonòmica, en el grau de pertorbació hídrica. Sistemes freqüentment pertorbats tendeixen a presentar comunitats amb l'estructura determinada, principalment, per les adaptacions dels organismes a l'estrès físic de l'ambient (Ziser 1978, Lubchenco 1986). De fet, s'ha relacionat alguns canvis en la diversitat de comunitats animals amb les variacions hidrològiques i l'empitjorament de les condicions ambientals (Victor & Victor 1997, Therriault 2002).

Les comunitats bentòniques d'aiguamolls mediterranis tenen una estructura simple, una baixa diversitat i una elevada dominància (Arias & Drake 1994, Victor & Victor 1997, Tagliapietra *et al.* 1998, Mistri *et al.* 2000 i 2001, Kevrekidis *et al.* 2000). Per tant, tot i que les comunitats bentòniques animals de llacunes somes litorals, d'aquests aiguamolls, són similars a les comunitats litorals descrites per Margalef (1983), ja que viuen properes als macròfits i generalment estan dominades pels crustacis (Castel 1985), la baixa complexitat

que presenten i la dependència de l'entrada d'energia al·lòctona d'aquests sistemes les fan més pròximes a les comunitats del bentos profund (Margalef 1983).

1.4. FACTORS DETERMINANTS PER A LES COMUNITATS BENTÒNIQUES D'AIGUAMOLLS MEDITERRANIS

El caràcter fluctuant dels aiguamolls mediterranis porta a una elevada variabilitat dels factors que determinen la composició i l'estructura de les comunitats bentòniques i el contingut i la dinàmica dels nutrients. Diversos autors han descrit els factors següents com a rellevants:

- *Salinitat*

En diversos ambients s'ha descrit com a factor determinant en la composició i estructura de comunitats bentòniques de sistemes costaners (Coles & McCain 1990, Soetaert *et al.* 1995, Santos *et al.* 1996, González-Oreja & Saiz-Salinas 1998). L'elevada fluctuació de la salinitat comporta una restricció dels organismes que viuen en aquests ambients, de tal manera que abunden els organismes eurihalins (Parker 1969, Barnes 1994, Larsen 1980 a Alcorlo 1999). En aquest sentit, més que la mitjana, és el màxim i el mínim de salinitat el que determina la presència o no d'un determinat organisme en ambients salobrosos (Hartog 1964a a Kroon *et al.* 1985). La fauna de llacunes costaneres, a més, està adaptada per suportar salinitats elevades ja que les aportacions d'aigua són puntuals i, a l'augmentar la temperatura, l'evaporació intensa comporta la formació d'ambients hiperhalins (Comín 1989). En el cas del litoral mediterrani cal afegir que l'escassa incidència de la marea també afavoreix que les llacunes manifestin augments molt importants de salinitat. D'altra banda, la salinitat també afecta la dinàmica dels nutrients, ja que el seu augment influeix de manera indirecta sobre processos químics, com ara l'adsorció de nutrients, i provoca, per exemple, una menor precipitació de calcita que es tradueix en una menor adsorció de fòsfor en el sediment (Sundareshwar & Morris 1999).

L'efecte de la salinitat sovint s'ha sobreestimat pel fet que en aquests ambients la salinitat covaria amb altres factors que poden incidir sobre la comunitat bentònica, com la taxa de renovació de l'aigua, els episodis de pertorbació, la influència marina i el flux de nutrients (Kroon *et al.* 1985, Castel *et al.* 1990, Arias & Drake 1994, Guelorget *et al.* 1994, Quintana *et al.* 1998a, Trobajo *et al.* 2002). En aiguamolls mediterranis s'ha proposat la hipòtesi del confinament com un model per explicar la zonació de les associacions bentòniques. Aquesta hipòtesi refusa la salinitat com a factor determinant per als gradients biològics i proposa la taxa de renovació de l'aigua com a principal factor en l'estructuració de la comunitat i en la disponibilitat de nutrients (Guelorget & Perthuisot 1983). Així, el confinament es pot considerar com un factor integrador que engloba diferents paràmetres, com la salinitat, la temperatura i la disponibilitat de nutrients (Trobajo 2003).

- *Permanència de l'aigua*

S'ha relacionat la composició de comunitats amb el fet que el sistema sigui temporani o permanent (Kenk 1949, Collinson *et al.* 1995). Bona part de les diferències observades s'expliquen pel diferent grau d'adaptació biològica que presenten els tàxons a la sequera, per exemple la presència d'estructures de resistència i la migració activa (Wiggins *et al.* 1980, Williams 1987). Altres autors han relacionat una major permanència de l'aigua amb l'estructura tròfica de la comunitat, ja que descriuen un augment de la predació i de la competència en allargar-se el cicle d'inundació (Schneider & Frost 1996, Wellborn *et al.* 1996). Tot i la importància de la permanència de l'aigua per l'estructura de les comunitats bentòniques, la majoria dels estudis sobre els seus efectes s'han desenvolupat sobretot en

ambients aquàtics interiors (p.e. Lake *et al.* 1989, Leeper & Taylor 1998, Moorhead *et al.* 1998, Wissinger 1999, Bazzanti *et al.* 2000, Boix *et al.* 2001a) i en ambients costaners són més escassos (Petit & Schachter 1943, Tourenq 1976, Comín 1989, Galindo *et al.* 1994). A més, en aiguamolls mediterranis estudis sobre la composició i/o l'estructura de la comunitat bentònica s'han realitzat majoritàriament en llacunes permanents (p.e. Guelorget *et al.* 1994, Mistri *et al.* 2000, 2001).

- *Granulometria*

La granulometria condiona el contingut de nutrients i l'abundància de la fauna bentònica (Nybakken 1993, Parsons *et al.* 1995). Diversos autors han constatat aquesta relació, així se sap que el contingut en nutrients d'un sediment de granulometria fina tendeix a ser superior al d'un sediment de granulometria més grollera (Poach & Faulkner 1998, Slomp *et al.* 1998, Díaz-Espejo *et al.* 1999). La granulometria s'ha relacionat sovint amb la densitat d'organismes bentònics de sistemes costaners, però amb resultats contradictoris. Així, en alguns estudis s'ha associat els sediments més fins amb densitats baixes (p.e. Phillips & Fleeger 1985, Würdig *et al.* 1998), mentre que en d'altres se'ls ha associat amb densitats altes (p.e. Smol *et al.* 1994). En canvi, la granulometria no sembla relacionar-se amb la biomassa (Drgas *et al.* 1998, Duplisea & Drgas 1999, Duplisea 2000). En llacunes costaneres mediterrànies també s'ha pogut discriminar l'efecte de la granulometria sobre l'estructura i la composició dels organismes de les comunitats bentòniques (Arias & Drake 1994, Simboura *et al.* 2000), així com en el contingut en nutrients del sediment en zones d'arrossars d'aiguamolls mediterranis (Forés & González 1988).

- *Vegetació*

En àrees d'aiguamolls mediterranis on la vegetació submergida té un desenvolupament important, la comunitat bentònica es caracteritza per tenir una millor estructura en termes de riquesa específica, abundància, diversitat i estructura de grups tròfics, respecte a les zones sense vegetació (Verhoeven 1975, Mistri *et al.* 2000).

- *Eutròfia*

En comunitats bentòniques marines s'ha descrit com els augments en el grau d'eutròfia comporten un canvi en la comunitat bentònica caracteritzat per l'aparició d'espècies tolerants a la contaminació orgànica (Pearson & Rosenberg 1978) i per l'augment de la biomassa de les espècies de mida petita (Weston 1990). Pel que fa a les llacunes costaneres sembla que el seu efecte es veu modulats per d'altres factors com la granulometria i el gradient salí (Arocena *et al.* 2000). En aiguamolls mediterranis l'eutròfia també es relaciona amb el grau de confinament (Quintana *et al.* 1998a, Trobajo 2003) i és difícil discriminar si la concentració de nutrients és deguda a les aportacions externes o a la simple acumulació per la baixada del nivell de l'aigua durant el confinament.

1.5. ELS AIGUAMOLLS DE L'EMPORDÀ

Els aiguamolls de l'Empordà, per la situació geogràfica (nord-est de la península Ibèrica) i per la climatologia (amb sequeres estivals severes), formen part dels aiguamolls mediterranis. La seva localització entre la Camarga i el delta de l'Ebre (les dues àrees humides més importants de la Mediterrània occidental) fa que conjuntament amb el delta del Llobregat constitueixi un element clau en el corredor entre aquestes dues àrees humides.

La part més ben conservada i on s'han desenvolupat la majoria d'estudis és a la maresma que forma part de la reserva salada del Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà (Serra *et al.* 1994). Aquesta maresma està formada bàsicament per llacunes costaneres (Sargatal 1989) i les pertorbacions hidrològiques (temporals de mar, precipitacions intenses, riuades, etc.) s'han descrit com les principals entrades d'energia externa (Quintana *et al.* 1998a). Així, la fertilització d'aquests ambients és la conseqüència de l'entrada de l'aigua que transporta i mobilitza nutrients. En canvi, les situacions més freqüents d'estabilitat ambiental comporten un empobriment en nutrients dissolts i, per tant, una situació de relativa oligotrófia que limita la producció primària de la maresma. Des del punt de vista hidrològic, l'alternança d'entrades d'aigua puntuals seguides de llargs períodes de confinament que porten cap a la dessecació, és característica d'aquests aiguamolls (Quintana *et al.* 1998a, Quintana 2002b).

Segons Comín *et al.* (1994), en aquesta maresma, al llarg d'un cicle d'inundació, es pot trobar el comportament general dels aiguamolls i les llacunes costaneres mediterrànies, ja que a la ribera nord de la Mediterrània predominen processos de mescla d'aigües continentals i marines, tal com succeeix a la maresma en situacions de temporals i precipitacions abundants. D'altra banda, a la ribera sud del Mediterrani s'imposen els processos d'evaporació, que també es donen en aquesta maresma en època estival. Així doncs, la maresma dels aiguamolls de l'Empordà presenta les següents característiques típiques d'aquests ambients:

- (1) Mostra una elevada variabilitat ambiental en un mateix cicle d'inundació (Quintana 1998a).
- (2) S'hi dona un ampli rang de condicions ambientals a una escala espacial reduïda, ja que en pocs quilòmetres es troben ambients amb diferències en els graus de permanència de l'aigua i en la salinitat (Quintana 1995a, Brucet 2003).
- (3) En tractar-se d'un ambient som, existeix una estreta relació entre els paràmetres físics i els biològics, és a dir, les variacions en els paràmetres ambientals es propaguen ràpidament a les estructures biològiques (Silvert 1983).
- (4) Les comunitats d'aiguamolls costaners són simples, presenten forts gradients d'estrès físic i són relativament fàcils de manipular. Com a resultat, són sistemes útils per estudiar els patrons en comunitats naturals originats a partir de la interacció de factors físics i biològics (Pennings & Bertness 2001).

En aquests aiguamolls ja s'han realitzat diversos treballs de caire general sobre la seva flora i fauna (Sargatal & Fèlix 1989, Gosálbez *et al.* 1994), així com treballs més específics sobre vegetació (Gesti 2000) i ictiologia (García-Berthou 1990, Moreno-Amich *et al.* 1999b). Els estudis més complets s'han centrat en les característiques físiques i químiques de l'aigua i en la comunitat planctònica. Riera & Abellà (1989) van realitzar un primer estudi de les característiques físiques i químiques de l'aigua i de la microbiologia de la llacuna més profunda de la maresma dels aiguamolls de l'Empordà (la Massona, amb una fondària màxima de 10 m). Les característiques físiques i químiques de l'aigua de les llacunes somes d'aquesta maresma s'han posat de manifest en treballs posteriors (Comín *et al.* 1994, Quintana *et al.* 1998a). El sistema planctònic i les seves interaccions amb el medi també ha estat objecte de diferents estudis (Quintana 1995a, Quintana *et al.* 1998b, Moreno-Amich *et al.* 1999a, Quintana 2002a, Quintana & Moreno-Amich 2002, Brucet 2003). Ara bé, tot i el

Sistema bentònic dels aiguamolls de l'Empordà

coneixement acumulat del sistema planctònic d'aquesta maresma, existeix un buit d'informació important pel que fa al bentònic, i si bé existeixen treballs centrats en la flora del perifiton (Trobajo 2003), de la fracció animal només existeix un estudi sobre els ostracodes (Gifre *et al.* 2002).

1.6. OBJECTIUS

Per suplir la mancança de coneixements del sistema bentònic de la maresma dels aiguamolls de l'Empordà, s'ha plantejat l'objectiu general següent:

- ***Realitzar una descripció i caracterització del sistema bentònic de les llacunes de la maresma dels aiguamolls de l'Empordà i analitzar la seva dinàmica temporal.***

A l'hora d'aconseguir un bon coneixement d'aquest sistema i del substrat, s'ha d'estudiar el contingut en nutrients del sediment, com l'estructura i la dinàmica de la comunitat zoobentònica. Per tant, i ja que la caracterització física i química de les llacunes és fonamental per entendre la distribució dels organismes bentònics, cal un estudi de caracterització de les llacunes. D'altra banda, s'ha de considerar que la majoria de llacunes de la maresma dels aiguamolls de l'Empordà són somes, de manera que es pot esperar una elevada interacció entre l'aigua i el substrat. Sobre aquesta base, des del punt de vista físic i químic es plantegen els objectius específics següents:

- *Caracteritzar el contingut en nutrients (carboni orgànic total, nitrogen total i fòsfor total) de les llacunes de la maresma dels aiguamolls de l'Empordà.*
- *Realitzar una anàlisi comparativa de la dinàmica espacial i temporal del contingut en nutrients de l'aigua i el sediment al llarg de dos cicles d'inundació.*

Pel que fa a la comunitat animal bentònica, es pretén tant descriure l'estructura i la composició com identificar els factors que la controlen. A més, aquests sistemes fluctuants es caracteritzen per una variabilitat hidrològica molt important tenint com a situacions més extremes les inundacions sobtades i els assecatges. Per tant en aquest treball es busca:

- *Descriure la composició taxonòmica i l'estructura de la comunitat bentònica de les llacunes costaneres de la maresma.*
- *Analitzar els factors determinants per la composició i l'estructura de la comunitat bentònica en aquests ambients costaners.*
- *Determinar si existeix una resposta de l'estructura de la comunitat davant diferents condicions d'estabilitat, tant pel que fa al grau de permanència de l'aigua (temporànies vs. permanents) com pel que fa a les situacions de pertorbació (siguin d'inundació o d'assecatge) que es donen en aquestes llacunes.*

En aquests ambients fluctuants és difícil discriminar quines són les principals responsables de la variabilitat observada en les comunitats animals, si les pertorbacions físiques i/o les químiques. Donada la validesa dels nematodes com a indicadors d'ambdós tipus de pertorbacions, s'ha utilitzat aquest grup per determinar quina de les pertorbacions té un paper més important. En aquest sentit els objectius són:

- *Establir si són els factors tròfics o els abiòtics els que tenen més influència sobre les associacions de nematodes i si aquestes associacions responen més a les pertorbacions físiques o a canvis en l'estat tròfic del sistema.*

Per posar de manifest la dinàmica temporal es planteja:

- *Estudiar la dinàmica en el temps i l'espai de la comunitat macrobentònica (>1mm) de diferents tipologies de llacunes (permanent, semipermanent i temporànies), utilitzant diferents aproximacions (paràmetres de la comunitat i anàlisis multivariables).*

Malgrat la diferència en la dinàmica espacial i temporal del bentos i del plàncton, la importància de les pertorbacions hídriques s'ha posat de manifest en ambdós sistemes. Tot i així, existeixen pocs treballs que estudiïn la dinàmica del bentos i el plàncton alhora. Per això, en aquest treball s'ha plantejat l'objectiu següent:

- *Realitzar un estudi comparatiu, en l'espai i el temps, de l'estructura de les comunitats zooplanctòniques i macrozoobentòniques de llacunes temporànies, semipermanents i permanents i comparar els efectes de la pertorbació hídrica sobre aquestes dues fraccions.*

-2-

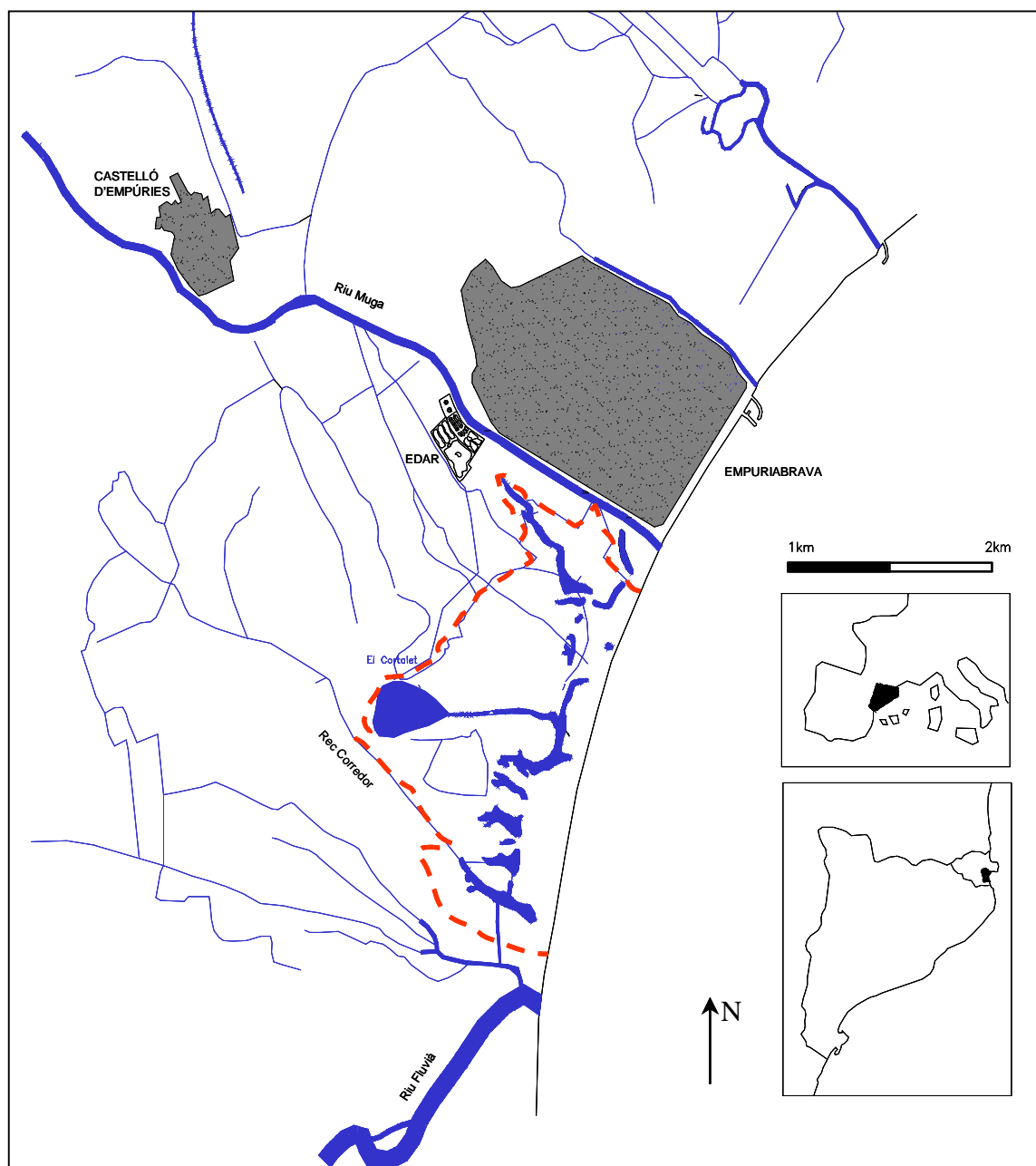
ÀREA D'ESTUDI

2. ÀREA D'ESTUDI

2.1. LOCALITZACIÓ

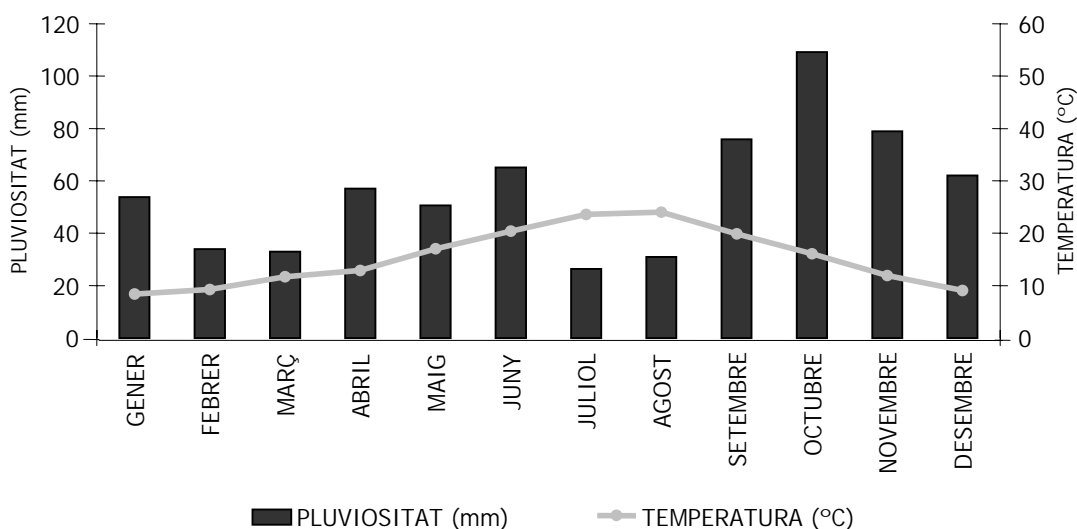
Els aiguamolls de l'Alt Empordà estan situats a la costa nord-est de la península Ibèrica (figura 2.1.1), a la franja litoral de la badia de Roses, limitada, al nord, per la península del cap de Creus i, al sud, pel massís del Montgrí. Estan constituïts per una sèrie d'estanys i zones inundables, enfront d'una plana deltaica que omple la depressió empordanesa (Bach 1989).

Figura 2.1.1: Mapa de situació dels aiguamolls de l'Alt Empordà. La línia discontinua assenyalada els límits de la Reserva Natural Integral del Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà.



La regió presenta un clima complex a causa de la seva proximitat al mar, la seva posició respecte als Pirineus i als Alps, i la influència que tenen aquestes serralades sobre la direcció i la intensitat dels vents (Pascual & Martinoy 1989). En la figura 2.1.2 es pot apreciar com els mesos més plujosos se centren en els mesos de tardor, amb valors de pluviositat superiors a 70 mm. Des del punt de vista de la precipitació, s'inclou dins el clima mediterrani, amb màxims de precipitació a la tardor i valors mínims a l'estiu (Martín 1987). La temperatura mitjana al llarg de l'any s'estableix pròxima als 15°C, la mínima (8°C) al gener i la màxima (24°C) durant el mes d'agost (figura 2.1.2).

Figura 2.1.2: Diagrama ombrotermic elaborat a partir de les dades de l'estació meteorològica d'El Cortalet (1989-1999).

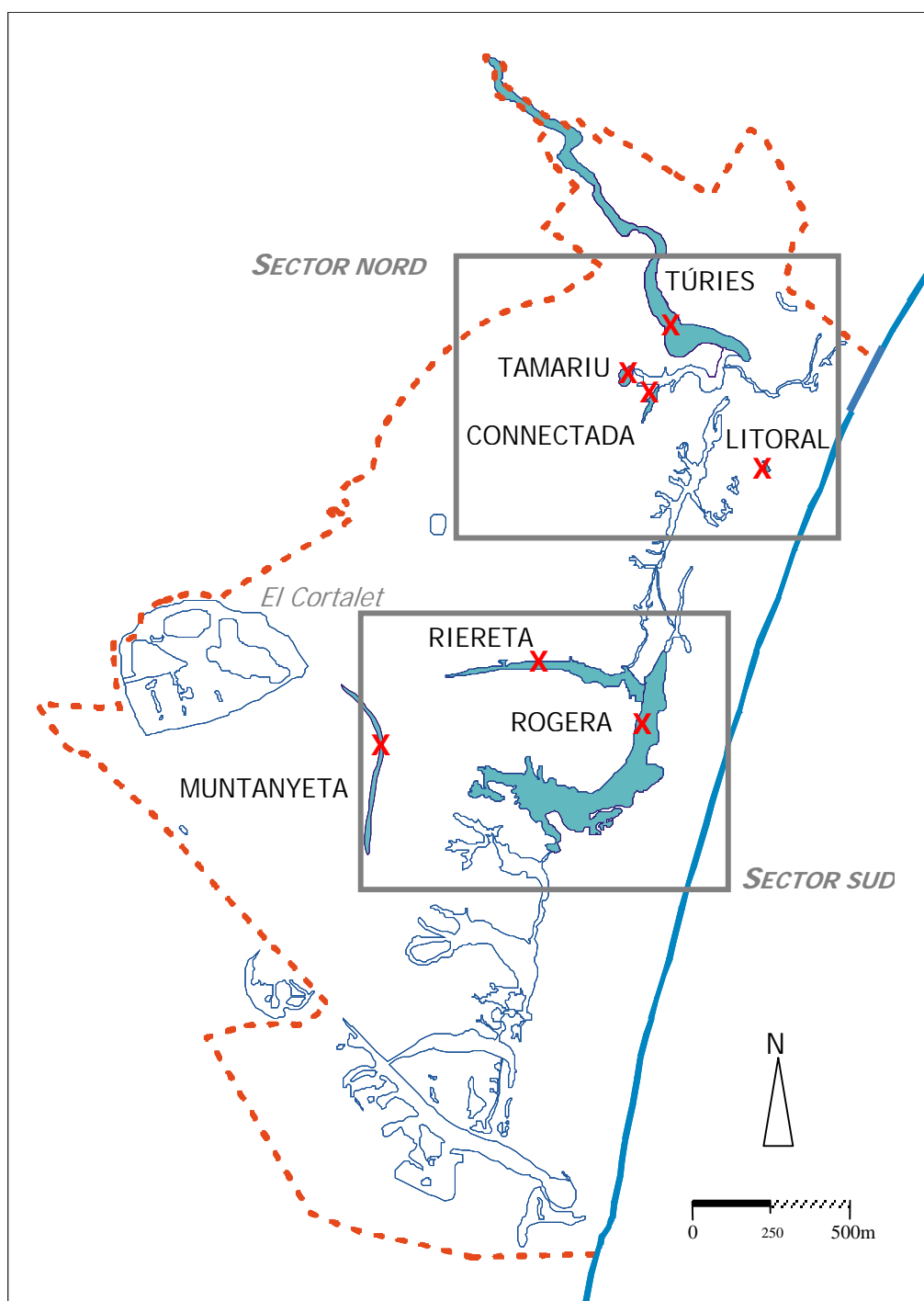


La zona d'estudi és dins el polígon 2 de la Reserva Natural Integral del Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà. Aquest polígon, anomenat *de les llaunes*, limita a l'est pel mar, i al sud i al nord, per les desembocadures dels rius Fluvià i Muga respectivament (Sargatal 1989). Té una extensió de 523 ha i comprèn una sèrie de llacunes costaneres, de fondària variable (fins a 9 m la Massona; entre 0.5 i 3 m la resta) i envoltades per una àmplia extensió de maresma (figura 2.1.1). Tota la zona descansa sobre un aquífer superficial de 20 metres de profunditat, amb sorres de granulometria fina i nivells de graves a la base i una capa fina (de 30 a 60 cm), a vegades inexistent, de llims argilosos a la capa superior. A les zones on dominen els processos de sedimentació o decantació es troben sediments llimosos i argilosos, mentre que el domini de processos de tipus eòlic origina substrats sorrencs (Bach 1990, Serra *et al.* 1994). La influència marina no es manifesta en un gradient espacial perpendicular a la línia de costa, sinó que és més important a la zona nord ja que les entrades d'aigua dolça es donen quasi exclusivament pel limit sud a través del Rec Corredor (figura 2.1.1).

Dins el polígon 2 de la Reserva Natural Integral del Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà (la reserva *de les llaunes*) s'han diferenciat dos sectors en funció de la seva hidrologia (Quintana *et al.* 1999): el sector sud, amb una major influència de l'aportació d'aigua dolça, i el sector nord, on les aigües es mantenen amb un grau superior de

confinament (figura 2.1.3). En aquest treball ens referirem a *confinament* com a situacions de manca d'aportació d'aigua. Al sector nord es localitzen quatre de les set llacunes mostrejades: bassa Litoral, bassa Connectada, bassa Tamariu i Estany d'en Túries, que en endavant anomenarem Litoral, Connectada, Tamariu i Túries. Al sector sud es troben la resta de llacunes estudiades: La Rogera, La Riereta i rec Muntanyeta, que en endavant anomenarem Rogera, Riereta i Muntanyeta (figura 2.1.3).

Figura 2.1.3: Mapa de localització de les llacunes mostrejades. Els requadres indiquen la situació dels dos sectors, la línia discontinua els límits de la Reserva Natural Integral del Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà i les creus els punts de mostreig.



L'origen de les llacunes estudiades és comú a totes, ja que es tracta de depressions de la maresma, situades entre antics cordons litorals on s'acumula l'aigua d'inundació (Serra *et al.* 1994). S'ha considerat la superfície de les llacunes estudiades com la superfície no vegetada que ocupa el llit de la llacuna. Així, Litoral tindria una superfície de 983 m², Connectada una de 3236 m², Tamariu 1649 m², Túries de 55837 m², Rogera 87369 m², Riereta 19151 m² i Muntanyeta 7716 m². Totes les llacunes estudiades s'han considerat com a somes amb una profunditat màxima que varia de 141 cm (Rogera) a 97 cm (Muntanyeta).

2.2. RÈGIM HÍDRIC

La maresma dels aiguamolls de l'Empordà es caracteritza perquè presenta una elevada irregularitat hidrològica, amb inundacions sobtades, imprevisibles i variables (tant en el temps com en el volum). Aquestes estan provocades per períodes de precipitacions i temporals de mar, seguits de llargs períodes sense increments considerables de la columna d'aigua (Quintana 1995a, 2002b). A l'estiu se seca pràcticament tota la zona i només es troba aigua a la part central de les llacunes més profundes. La fenologia hidrològica del període d'estudi està detallada a la taula 2.2.1.

La circulació de l'aigua pot ser superficial, durant episodis d'inundació, o subterrània d'intensitat dependent de la permeabilitat del sediment (Bach 1990). Cal destacar el cas de la llacuna Litoral, ja que per la seva proximitat al mar (aprox. 200 m) i la seva granulometria (percentatge de sorres elevat) està molt influenciada per les fluctuacions del nivell del mar (Quintana 1995a).

Durant l'època d'estudi es van produir dos cicles d'inundació: el primer, de l'octubre del 1997 al juliol del 1998, i el segon, del novembre del 1998 al juliol del 1999. El cicle 1997-98 va comportar una entrada d'aigua més important a la maresma que el cicle 1998-99. Això s'explica tant per un menor nombre de temporals de llevat com per una manca de precipitacions importants durant els mesos de tardor en el segon cicle (figura 2.2.1). Així doncs, en el període estudiat podem parlar de dos cicles: un d'humit (cicle 1997-98) i un de sec (cicle 1998-99). Aquests dos cicles presenten diferències significatives pel que fa a l'alçada de la columna d'aigua (Kruskal-Wallis; $p < 0.0005$). Les diferències entre els cicles també es poden observar a la figura 2.2.2, on el cicle humit presenta major freqüència de dies amb un nivell més elevat de la columna d'aigua.

Segons la freqüència d'inundació (Brownlow *et al.* 1994), les llacunes es diferencien en tres tipologies: llacunes temporàries i semipermanents d'inundació pulsativa, llacunes temporàries d'inundació continuada i llacunes permanents (figura 2.2.2). En endavant considerarem llacunes temporàries aquelles que s'assequen com a mínim un cop l'any, llacunes semipermanents les que no s'assequen completament cada any i llacunes permanents les llacunes on sempre resta aigua.

Llacunes permanents (Rogera)

No presenten dessecació total sinó que sempre queda un romanent d'aigua a la part més profunda i els nivells de la columna d'aigua són superiors als que es troben a les llacunes temporàries i semipermanents (figura 2.2.2).

Llacunes temporànies d'inundació continuada (Muntanyeta i Riereta)

En aquestes llacunes es produeix una inundació sobtada seguida per un període en què els nivells es mantenen més o menys estables. Les llacunes Riereta i Muntanyeta estan influenciades per les aportacions d'aigua provinents de canals d'aigua dolça i d'altres llacunes permanents (Rec Corredor, Rogera i estany del Cortalet). A partir de la figura 2.2.2 s'observa com els nivells de la columna d'aigua, durant la majoria de dies, presenten valors intermedis. Aquestes cotes intermèdies correspondrien als nivells obtinguts mentre es mantenen les aportacions d'aigua. En el moment en què la connexió queda interrompuda el procés d'assecatge s'accentua.

Llacunes temporànies i semipermanents d'inundació pulsativa (Túries, Connectada, Tamariu i Litoral)

Es caracteritzen perquè tenen inundacions sobtades seguides d'una dessecació en què el nivell va disminuint gradualment al llarg del cicle. Així, a la figura 2.2.2 s'observa com els diferents nivells de la columna d'aigua es presenten durant un nombre de dies similar al llarg del cicle d'inundació. Durant l'època d'inundació Túries i Connectada estan unides superficialment i formen una única làmina d'aigua. Cal remarcar que Túries, tot i que durant els cicles estudiats es va assecar totalment, es tracta d'una llacuna semipermanent.

Les connexions entre llacunes es donen a diferents nivells segons la durada de la unió entre les llacunes i la influència de les entrades d'aigua dolça. La connexió Riereta-Rogera es manté al llarg de tot el cicle d'inundació. A més, aquestes llacunes es localitzen al sector sud i, per tant, estan més pròximes a les entrades d'aigua dolça superficials. Connectada-Túries tenen una unió més breu ja que estan separades durant l'assecatge. Ocasionalment durant els temporals de llevant totes les llacunes de la maresma estan connectades.

Taula 2.2.1: Cronologia de la precipitació, nivell del mar i ocurrència dels temporals de llevant. En gris els mesos en què la maresma està inundada, resseguit en línia gruixuda negra el període d'estudi (de l'octubre del 1997 al juliol del 1999). Les dades de precipitació (total del mes) pertanyen a l'estació meteorològica d'El Cortalet, i les del nivell del mar i els temporals de llevant (el nombre entre parèntesis fa referència al dia en què es va produir el temporal) pertanyen a l'estació meteorològica de l'Estartit, a uns 20 km.

	97	98	99
GENER		Precipitació = 22.6 mm Nivell del mar = 1.2 cm	Precipitació = 67.8 mm Nivell del mar = -6.4 cm
FEBRER		Precipitació = 61.4 mm Nivell del mar = -4.1 cm	Precipitació = 1.4 mm Nivell del mar = -12.0 cm
MARÇ		Precipitació = 2.8 mm Nivell del mar = -7.4 cm	Precipitació = 23.8 mm Nivell del mar = -3.0 cm
ABRIL		Precipitació = 103.8 mm Nivell del mar = 4.6 cm	Precipitació = 43.6 mm Nivell del mar = -2.7 cm
MAIG		Precipitació = 16.8 mm Nivell del mar = 5.5 cm	Precipitació = 93.1 mm Nivell del mar = 2.9 cm
JUNY		Precipitació = 44.0 mm Nivell del mar = 3.2 cm	Precipitació = 28.4 mm Nivell del mar = 0.6 cm
JULIOL		<i>S'assequen la majoria de les llacunes estudiades, només queda aigua a la part més profunda de la Rogera</i>	<i>S'acaben d'assecar les llacunes que encara tenien aigua (Litoral i Túrries), però no la part més profunda de la Rogera.</i>
AGOST	Precipitació = 60,5 mm Tempesta (10)	<i>Episodi de botulisme a part de la reserva integral (aquest focus va afectar la Rogera)</i>	
SETEMBRE	<i>Les basses ja tenen certa quantitat d'aigua</i>		
OCTUBRE	Precipitació = 86.6 mm Nivell del mar = 13.8 cm Temporal de llevant (28)		
NOVEMBRE	Precipitació = 79.8 mm Nivell del mar = 22.1 cm	<i>Tant Rogera com Litoral presenten certa quantitat d'aigua, però no en el punt de mostreig.</i>	
DESEMBRE	Precipitació = 41.0 mm Nivell del mar = 12.4 cm Temporal de llevant (17)	Precipitació = 48.8 mm Nivell del mar = -6.6 cm Temporal de llevant (3)	

Període marcat per temporals de llevant i la inundació de la maresma

Període força estable pel que fa a la manca de temporals i precipitacions importants, el nivell del mar es manté baix.

El nivell del mar s'ha recuperat fins a cotes positives i s'han observat les primeres tempestes al juny.

Es produeix la inundació de la maresma, però a diferència del primer cicle aquesta inundació és més gradual i de menor magnitud.

Període marcat per precipitacions baixes i cotes negatives en el nivell del mar: les llacunes mantenen nivells baixos d'aigua.

Nivells d'aigua de les llacunes molt baixos la majoria s'assequen a finals de juny.

Figura 2.2.1: Nivells de les diferents llacunes durant l'estudi (de l'octubre del 1997 al juliol del 1999), així com el moment en què es van produir les precipitacions més importants i els temporals de llevant; també s'ha situat l'episodi de botulisme que hi va haver a la reserva salada dels aiguamolls de l'Empordà l'estiu del 1998.

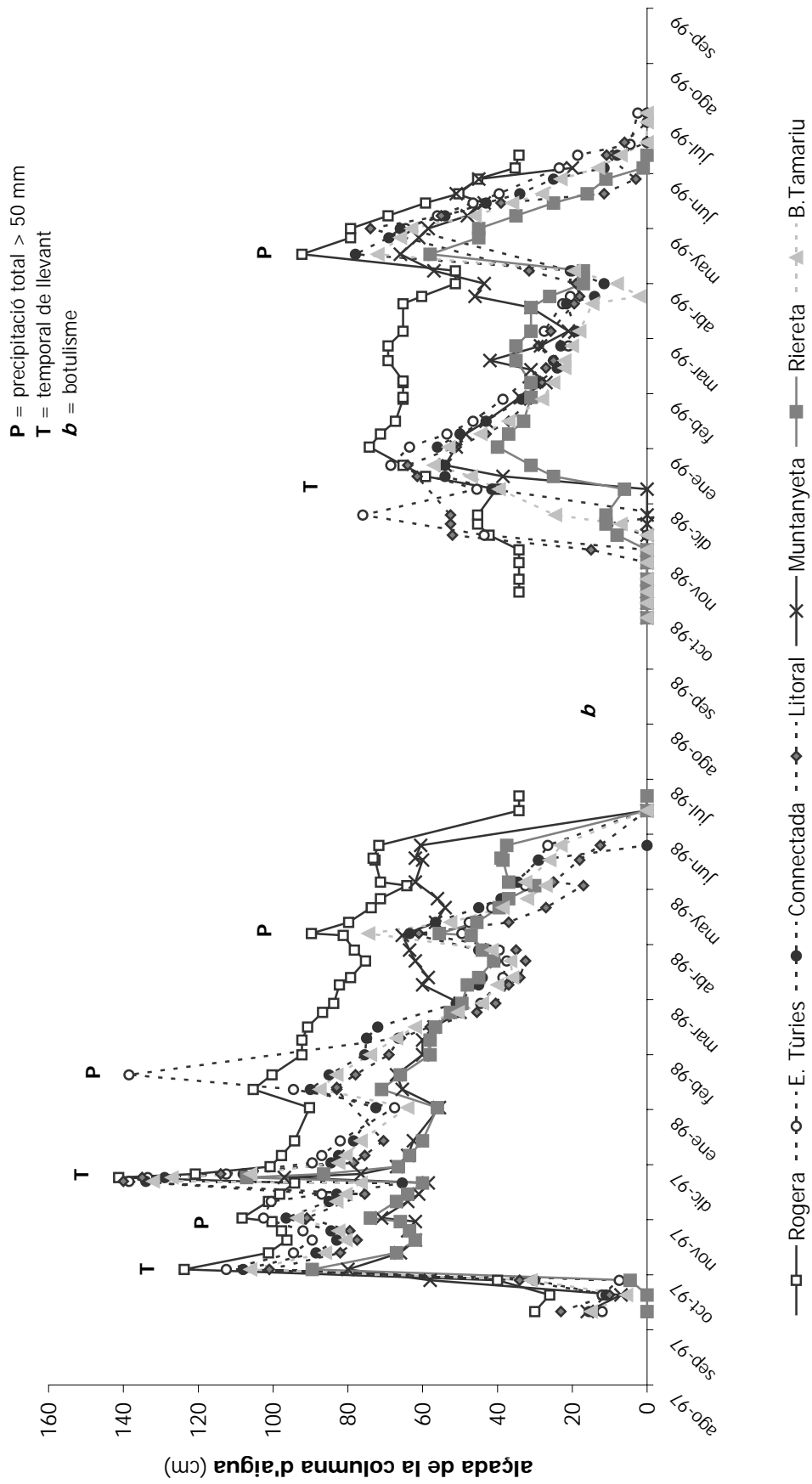
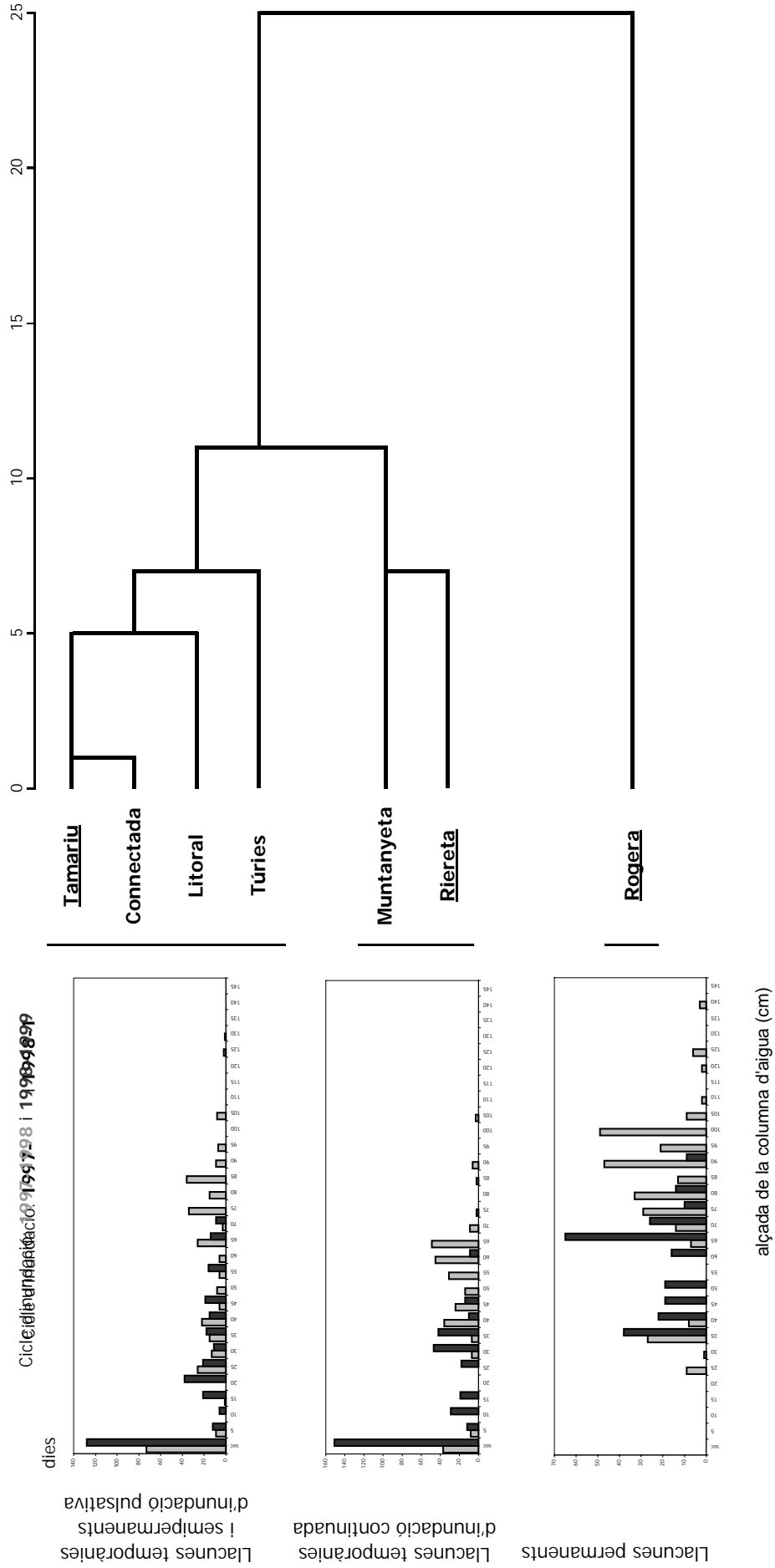


Figura 2.2.2:

Dendrograma realitzat a partir de la metodologia descrita per Brownlow et al. (1994). S'hi poden diferenciar tres tipologies de llacunes: llacunes temporànies i semipermanents d'inundació pulsativa, llacunes temporànies d'inundació continuada i llacunes permanents. S'ha representat la freqüència d'inundació d'una llacuna per a cada tipologia (la llacuna subratllada). Les barres en gris fan referència al cicle d'inundació 1997-1998 i les barres en negre, al cicle 1998-1999.



-3-

**CARACTERITZACIÓ FÍSICA I QUÍMICA DE LES
LLACUNES DE LA MARESMA DELS AIGUAMOLLS
DE L'EMPORDÀ**

3. CARACTERITZACIÓ FÍSICA I QUÍMICA DE LES LLACUNES DE LA MARESMA DELS AIGUAMOLLS DE L'EMPORDÀ

INTRODUCCIÓ

La irregularitat hidrològica i el confinament són característiques de les llacunes costaneres mediterrànies i determinen la seva composició física i química (Perthuisot 1996). En aquestes llacunes, generalment somes, el poc volum d'aigua sobre el sediment permet que la composició química de l'aigua es vegi influïda pels fluxos procedents del sediment (Vidal *et al.* 1989). L'estudi de la composició de nutrients en el sediment s'ha centrat en els processos que determinen la seva solubilitat i especiació química. Alguns autors han estudiat l'especiació química i la cinètica del fòsfor (López & Tomas 1989, Vidal *et al.* 1989, Groot & Fabre 1993, Groot & Wijck 1993,) i del nitrogen (Bonetto *et al.* 1988, Golterman *et al.* 1988, Minzoni *et al.* 1988, Astorga 1998) en el sediment de llacunes mediterrànies. Tot i així, són escassos els estudis que tracten la dinàmica del contingut total de nutrients d'una maresma (Forés & González 1988, Bonanni *et al.* 1992) o la influència de les variacions hidrològiques estacionals sobre el contingut de nutrients del sediment (Serrano *et al.* 1999).

La maresma dels aiguamolls de l'Empordà mostra les característiques fluctuants d'un sistema mediterrani, amb entrades d'aigua puntuals seguides per una dessecació progressiva, que en alguns casos arriba a ser total. En aquesta maresma ja s'han dut a terme diversos treballs centrats en les característiques físiques i químiques de l'aigua (Riera & Abellà 1989, Comín *et al.* 1994, Quintana 1995a i 2002b, Quintana *et al.* 1998a i 1999), però manca encara l'estudi del sediment. En aquest capítol, doncs, es desenvolupa una caracterització del contingut en nutrients (carboni orgànic total, nitrogen total i fòsfor total) de la maresma dels aiguamolls de l'Empordà, així com una anàlisi comparativa de la dinàmica espacial i temporal del contingut en nutrients de l'aigua i el sediment al llarg de dos cicles d'inundació.

MATERIAL I MÈTODES

DISSENY MOSTRAL

En aquest estudi es van localitzar set punts de mostreig (figura 2.1.3), un per cada llacuna estudiada. Donada la morfologia d'aquestes llacunes, somes i majoritàriament de cubeta rectangular (Quintana 1995a), únicament es va situar un punt de mostreig pròxim a la part central de les llacunes, en zona lliure de vegetació. A la Rogera, però, no era viable prendre mostres pròximes a la part central de la llacuna, així que el mostreig es va realitzar a uns 10 m del litoral de la llacuna, també en zona lliure de vegetació. En aquests punts de mostreig es van prendre mostres tant d'aigua com de sediment. Tant la periodicitat en la presa de mostres com les variables estudiades són diferents en l'aigua i en el sediment. Així doncs, s'ha desglossat aquest apartat en dues parts: una de dedicada a l'aigua i l'altra, al sediment.

Aigua

Durant els dos cicles d'inundació estudiats (1997-1999) es van enregistrar *in situ* amb una periodicitat setmanal diverses variables de l'aigua: la temperatura (°C), el nivell de saturació d'oxigen (%), la conductivitat ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$), el pH i la cota de la superfície de l'aigua referida al nivell mitjà del mar a la zona (alçada de la columna d'aigua). Tant la temperatura com el nivell de saturació d'oxigen es van mesurar mitjançant un oxímetre Oxi 320 amb una precisió de $\pm 0.1\%$; per a la conductivitat es va utilitzar un conductímetre CRISON 524 amb

una precisió de $\pm 0.1 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$; per al pH es va utilitzar un pHmetre CRISON 507 amb una precisió de ± 0.1 , i l'alçada de la columna d'aigua es va mesurar en cm mitjançant nivells fixos instal·lats a les llacunes. Els valors de conductivitat s'han convertit a salinitat (Rodier 1981).

Amb una periodicitat mensual es van recollir mostres d'aigua no filtrada i filtrada. Aquestes mostres eren conservades en fred i a la foscor durant el mostreig i posteriorment congelades a -20°C esperant la realització de les anàlisis pertinents. Amb les mostres d'aigua no filtrada es realitzaven les anàlisis de matèria orgànica total i nutrients totals (nitrogen i fòsfor), mentre que amb les aigües filtrades al camp mitjançant un filtre de fibra de vidre (Whatman GF/C) es realitzaven les anàlisis de nutrients inorgànics dissolts (amoni, nitrit, nitrat i fosfat). A partir del filtre de vidre utilitzat en el camp s'obtenia el contingut en clorofil·la a. El filtre era congelat en espera de la realització de l'extracció de pigments. A la taula 3.1 hi ha la informació sobre la metodologia seguida per a la determinació de les diferents variables.

Sediment

Per a la determinació de la granulometria es van fer dues campanyes de mostreig de les diferents llacunes estudiades. Mitjançant una draga Ekman (225 cm^2) es van extreure un mínim de 2 kg de mostra per cada llacuna. Amb aquest material es va realitzar: en la primera campanya una anàlisi de textura simple separant la fracció de sorres de la resta (extreta seguint el mètode USDA) i, en la segona, una anàlisi granulomètrica seguint els procediments normalitzats de treball (PNT TA06) basats en els mètodes especificats en els Métodos Oficiales de Análisis del MAPA/94.

En cada punt de mostreig i amb una periodicitat mensual es van recollir amb tres *cores* (1.2 cm de diàmetre) un mínim de 5 cm, en fondària, de sediment. Aquest material es va congelar a -20°C fins a la realització de les anàlisis de nutrients i pigments.

Es va utilitzar el material obtingut a partir de dos *cores* per a les anàlisis de nutrients totals (carboni, nitrogen i fòsfor). Per al processament de les mostres es van separar dues fraccions: la superficial (0-1 cm) i la de fondària (1-5 cm) i es van deixar assecar a temperatura ambient durant un mes, per minimitzar les possibles pèrdues de carboni i nitrogen durant el procés d'assecatge. Un cop seca la mostra a temperatura ambient, es va homogeneïtzar utilitzant un molinet elèctric (Braun KSM2) i es va realitzar la determinació de carboni orgànic, nitrogen total i fòsfor total. Posteriorment a les anàlisis la resta de mostra era assecada a 110°C durant una hora per establir totes les concentracions a pes sec. Els procediments seguits per a la determinació de nutrients totals estan descrits en la taula 3.2.

Per a les anàlisis de pigments es va utilitzar el *core* restant. D'aquest es va separar el primer centímetre, en contacte directe amb l'aigua, de la resta per a l'extracció de pigments. El mètode seguit per a la determinació de la clorofil·la a i dels feopigments està descrit en la taula 3.2.

Taula 3.1: Mètodes seguits per a la determinació de nutrients i pigments en les mostres d'aigua.

Aigua

	variable	mètode	referència
NO FILTRADA	Carboni orgànic total COT	Analitzador de carboni total (TOC-5000 Shimatzu)	
	Nitrogen total NT	Digestió alcalina fins a NO_3^- Reducció a NO_2^- amb columna de cadmi Anàlisi de NO_2^- Lectura d'absorbància espectofotòmetre (HITACHI U-2000)	Grasshoff <i>et al.</i> 1983
	Fòsfor total PT	Digestió àcida 10ml sulfúric (97%) i 5ml nítric (60%) Neutralització de la mostra Anàlisi del P digerit en forma de PO_4^{3-} Lectura d'absorbància espectofotòmetre (HITACHI U-2000)	Grasshoff <i>et al.</i> 1983 Strickland & Parsons 1965
FILTRADA	Amoni NH_4^+	Mètode de Korolef modificat Lectura d'absorbància espectofotòmetre (HITACHI U-2000)	Solórzano 1969
	Nitrit NO_2^-	Mètode de Shin Lectura d'absorbància espectofotòmetre (HITACHI U-2000)	Ros 1979
	Nitrat NO_3^-	Reducció a NO_2^- amb columna de cadmi Anàlisi de NO_2^- amb FIA (Flow Injection Analysis) Lectura d'Absorbància espectofotòmetre (HITACHI U-2000)	Cerdà <i>et al.</i> 1996 Anderson 1979
	Nitrogen dissolt DIN	Sumatori de les formes de nitrogen dissoltes mesurades	
	Fòsfor reactiu soluble PO_4^{3-}	Anàlisi amb FIA (Flow Injection Analysis) Lectura d'Absorbància espectofotòmetre (HITACHI U-2000)	Freeman <i>et al.</i> 1990
FILTRE	Clorofil·la a chl a	Extracció amb mentanol 90% durant aproximadament 20h en fosc i 4°C	Holm-Hansen & Riemann 1978 Riemann & Ernst 1982 Rowan 1989 Jacobsen & Rai 1990
		Lectura d'absorbància espectofotòmetre (HITACHI U-2000)	
		Correcció per terbolesa	Ros 1979
		Concentració de clorofil·la a	Talling & Driver 1963

Taula 3.2: Mètodes seguits per a la determinació de nutrients i pigments en les mostres del sediment.

Sediment

	variable	mètode	referència
2 cores	Carboni total CT	microbalança (Sartorius M2P) 3-4 mg mostra + catalitzador (Sn) analitzador elemental CHNS-O (ThermoQuest Instruments, model 1110)	
	Carboni orgànic total COT	4h 450C microbalança (Sartorius M2P) 3-4 mg mostra + catalitzador (Sn) analitzador elemental CHNS-O (ThermoQuest Instruments, model 1110) → carboni inorgànic (CI) Diferència CT amb el CI	
	Nitrogen total NT	microbalança (Sartorius M2P) 3-4 mg mostra + catalitzador (Sn) analitzador elemental CHNS-O (ThermoQuest Instruments, model 1110)	
	Fòsfor total PT	balança de precisió (P.A.C.I.S.A.) 19-21 mg mostra Digestió àcida: 1ml sulfúric (97%) i 5ml nítric (60%) Neutralització de la mostra Anàlisi del P digerit en forma de PO ₄ ³⁻ Lectura d'absorbància espectofotòmetre (HITACHI U-2000)	Grasshoff <i>et al.</i> 1983 Strickland & Parsons 1965
1 core	Clorofil·la a chl a	<u>Extracció</u> Sonicació 2x60'' (Braun T-Labsonic 2000) Extracció amb acetona 90% 24h a -20C (aquest procés era repetit dues vegades per assegurar la màxima extracció) 1a extracció 1. Centrifugació 20' a 500rpm 2. Separació del sobrenedant del pèl·let Sobrenedant es conserva a -20C Pèl·let es repeteix el procés d'extracció 2a extracció Repetició passos 1 i 2 3. Barrejar el sobrenedant amb el de la primera extracció	Borrego & Garcia-Gil 1994
		<u>Lectura</u> Lectura d'absorbància espectofotòmetre (HITACHI U-2000)	Lorenzen 1967
	Feopigments feop	Mateix procediment que el descrit per a la clorofil·la a però abans de la realització de la lectura d'absorbància s'afegeixen dues gotes d'àcid clorhídric 1N Lectura Lectura d'absorbància espectofotòmetre (HITACHI U-2000)	Lorenzen 1967

ANÀLISIS ESTADÍSTIQUES

S'ha realitzat una Anàlisi de Components Principals (PCA) per identificar els principals factors de la variabilitat física, química i biològica del sediment. La matriu de dades està formada per 89 casos i 11 variables. Les variables utilitzades per l'anàlisi són: les concentracions de nutrients i pigments del sediment (carboni orgànic total, nitrogen total, fòsfor total, clorofil·la a i feopigments), el percentatge de sorres, la temperatura, l'alçada de la columna d'aigua, el pH, la saturació d'oxigen i la salinitat. Les variables han estat prèviament transformades logarítmicament (amb l'excepció del pH i el percentatge de sorres), sumant una unitat al valor de les variables per evitar el logaritme de 0.

Per establir relacions entre la dinàmica de nutrients de l'aigua i el sediment, s'han realitzat correlacions lineals (Pearson) entre els factors del PCA considerats i les següents variables de l'aigua (transformats logarítmicament com s'indica anteriorment): concentració d'amoni, nitrit, nitrat, fòsfor reactiu soluble, nitrogen total, carboni orgànic total, fòsfor total i clorofil·la a.

A causa de les fluctuacions d'aquest sistema i de l'elevada heterogeneïtat del sediment, en aquest treball la distribució dels valors de les variables mesurades no s'ajusta a una distribució normal, ni tenen homogeneïtat de variàncies. En aquests casos s'ha utilitzat un test no-paramètric (Kruskall-Wallis) per a l'anàlisi de variacions tant en l'espai (comparació entre llacunes) com en el temps (comparació entre cicles). El processament estadístic s'ha fet mitjançant el paquet estadístic SPSS 10.1 (2000).

RESULTATS

Composició de nutrients de l'aigua i el sediment

Les variables mesurades varien en un rang molt ampli: en el sediment (taula 3.3) els coeficients de variació es mouen de 9.2% (NT a Tamariu) a 164.1% (PT a Litoral). Pel que fa a la composició de l'aigua (taula 3.4), destaquen els elevats coeficients de variació dels nutrients inorgànics a totes les llacunes, obtenint-se valors de 165% (NH_4^+ a Muntanyeta) a 382.2% (NH_4^+ a Rogera).

Litoral és la llacuna que presenta major contingut mitjà de nutrients totals en sediment i en aigua (taules 3.3 i 3.4). Malgrat això, els valors mitjans més alts registrats de chl a i feop al sediment es troben a Muntanyeta, on destaquen les aportacions d'aigua dolça provinents de l'estany del Cortalet (vegeu capítol 2.2). Les mitjanes més altes de chl a de l'aigua es troben a Rogera.

El tipus de sediment varia molt entre llacunes (taula 3.3), i es poden diferenciar les llacunes segons siguin de sediment sorrenc (percentatge de sorres superior o igual al 50%; Rogera i Túries) o de sediment llimós i argilós (percentatge de sorres inferior al 50%; Connectada, Litoral, Muntanyeta, Riereta i Tamariu). Les llacunes de fons llimós i argilós tenen un contingut significativament més alt de nutrients i pigments, en sediment, que les de fons sorrenc (taula 3.5). L'aigua de les llacunes més sorrenques té menys salinitat i valors més alts de pH, chl a i oxigen dissolt. No s'observen, però, diferències significatives en el contingut de nutrients de l'aigua entre llacunes amb diferent sediment.

Taula 3.3: Valors de les variables estudiades pel sediment en funció de la llacuna. En negreta les mitjanes, entre parèntesi els coeficients de variació i en cursiva el nombre de casos. El percentatge de sorres, llims i argiles corresponen a un únic mostreig.

Sediment	Rogera	Túrries	Connectada	Litoral	Muntanyeta	Riereta	Tamariu
sorres (%)	90.5	70.3	22.5	21.5	14.3	8.8	8.2
llims (%)	<0.01	7.9	23.0	38.1	41.7	26.6	38.4
argiles (%)	9.5	21.8	54.4	40.4	43.9	65.5	53.4
COT (%)	0.62 (76.6) <i>35</i>	0.83 (61.5) <i>37</i>	2.23 (28.5) <i>38</i>	4.09 (43.7) <i>35</i>	1.53 (29.2) <i>37</i>	3.66 (19.7) <i>36</i>	2.67 (16.9) <i>37</i>
NT (%)	0.06 (98.8) <i>36</i>	0.08 (24.2) <i>39</i>	0.21 (14.0) <i>40</i>	0.33 (39.6) <i>32</i>	0.18 (22.6) <i>40</i>	0.33 (12.8) <i>37</i>	0.29 (9.2) <i>36</i>
PT (%)	0.04 (112.8) <i>36</i>	0.05 (90.6) <i>39</i>	0.07 (27.3) <i>40</i>	0.14 (164.1) <i>32</i>	0.11 (141.0) <i>40</i>	0.14 (161.2) <i>37</i>	0.07 (14.1) <i>36</i>
chla (mg·cm ⁻²)	0.015 (83.3) <i>16</i>	0.009 (69.7) <i>16</i>	0.009 (63.8) <i>16</i>	0.019 (51.0) <i>15</i>	0.022 (52.1) <i>16</i>	0.013 (74.5) <i>16</i>	0.017 (52.4) <i>16</i>
feop (mg·cm ⁻²)	0.010 (45.9) <i>16</i>	0.008 (66.4) <i>16</i>	0.009 (44.7) <i>16</i>	0.017 (35.1) <i>15</i>	0.028 (62.2) <i>16</i>	0.014 (31.9) <i>16</i>	0.018 (39.4) <i>16</i>

Si s'analitzen les diferències entre sectors, s'observen concentracions significativament més altes de COT i NT en el sector nord, tant en aigua com en sediment. En canvi, les diferències en els continguts de PT i pigments no són significatives (taula 3.6).

Pel que fa a les diferències entre les fraccions de superfície i fondària del sediment, s'han observat concentracions menors de tots els nutrients en la fracció profunda del sediment (1-4 cm) i concentracions majors a la capa directament en contacte amb l'aigua (0-1 cm) (Kruskal-Wallis: COT $p=0.009$; NT $p=0.019$ i PT $p=0.001$).

Al sediment les relacions N:P i C:P són valors inferiors a la relació de Redfield *et al.* (1963), mentre que els valors de la relació C:N són superiors (taula 3.7). Els valors d'aquestes relacions en aigua són sempre superiors a la relació esmentada. Segons això, el sediment dels aiguamolls de l'Empordà es pot considerar pobre en nitrogen i ric en fòsfor, i l'aigua seria més pobra en fòsfor. Paral·lelament, en el sediment, s'ha observat l'existència d'una elevada correlació entre el NT i el COT, mentre que la correlació que s'estableix entre el PT i el COT és menor (figura 3.1). Cal esmentar que s'ha comprovat com l'ajustament a la relació entre el PT i el COT seguia sent baix ($r^2=0.287$, $p<0.0005$) tot i excloure de l'anàlisi els valors extrems que es poden observar en la figura 3.1.

Les concentracions de nutrients i pigments en l'aigua, exceptuant el COT, són significativament superiors durant el cicle humit (1997-1998) respecte del cicle sec (1998-1999). En canvi, en el sediment no s'observen diferències significatives entre els cicles estudiats (taula 3.8).

Taula 3.4: Valors de les variables estudiades per a l'aigua en les diferents llacunes. En negreta les mitjanes, entre parèntesi els coeficients de variació i en cursiva el nombre de casos.

Aigua		Rogera	Túries	Connectada	Litoral	Muntanyeta	Riereta	Tamariu
Alçada de la columna d'aigua (cm)	69.8 (37.8) <i>77</i>	54.8 (63.1) <i>66</i>	52.3 (59.7) <i>64</i>	47.4 (65.2) <i>66</i>	52.9 (31.2) <i>62</i>	42.3 (53.7) <i>65</i>	47.5 (64.4) <i>65</i>	
Temperatura (°C)	14.4 (41.7) <i>67</i>	16.4 (39.6) <i>60</i>	15.5 (37.4) <i>59</i>	15.7 (37.6) <i>61</i>	13.1 (33.6) <i>56</i>	14.7 (38.7) <i>58</i>	16.2 (36.4) <i>60</i>	
Salinitat (‰)	13.4 (41.2) <i>67</i>	14.8 (39.2) <i>63</i>	19.3 (24.8) <i>60</i>	19.1 (39.2) <i>62</i>	3.9 (152.3) <i>56</i>	13.6 (42.0) <i>59</i>	22.2 (22.3) <i>61</i>	
Saturació d'oxigen (%)	88.8 (29.3) <i>65</i>	113.6 (45.1) <i>62</i>	85.9 (40.6) <i>58</i>	80.0 (56.3) <i>60</i>	58.1 (54.9) <i>56</i>	75.5 (40.3) <i>57</i>	88.1 (52.9) <i>59</i>	
pH	8.29 (5.8) <i>65</i>	8.44 (6.5) <i>62</i>	8.01 (5.5) <i>58</i>	7.95 (5.7) <i>61</i>	7.77 (5.7) <i>56</i>	7.99 (7.1) <i>58</i>	7.91 (6.3) <i>60</i>	
COT (ppm)	21.79 (91.9) <i>35</i>	21.86 (83.8) <i>31</i>	15.85 (50.5) <i>28</i>	33.69 (104.2) <i>32</i>	12.06 (43.3) <i>23</i>	14.96 (42.8) <i>29</i>	25.23 (91.7) <i>28</i>	
NT (µM)	118.55 (56.2) <i>22</i>	242.15 (51.9) <i>17</i>	161.88 (90.8) <i>16</i>	227.57 (113.0) <i>19</i>	124.97 (76.2) <i>17</i>	104.90 (42.4) <i>17</i>	166.59 (84.6) <i>17</i>	
PT (µM)	4.18 (76.3) <i>22</i>	13.99 (92.9) <i>18</i>	6.94 (139.3) <i>16</i>	19.91 (161.9) <i>18</i>	5.04 (96.4) <i>17</i>	6.03 (71.3) <i>17</i>	6.59 (164.6) <i>17</i>	
NH₄⁺ (µM)	4.54 (382.2) <i>63</i>	19.03 (227.3) <i>60</i>	10.49 (269.6) <i>58</i>	23.90 (246.7) <i>49</i>	3.60 (165.0) <i>42</i>	4.14 (220.0) <i>41</i>	4.88 (264.5) <i>59</i>	
NO₃⁻ (µM)	8.17 (326.4) <i>61</i>	19.11 (219.3) <i>60</i>	13.39 (332.5) <i>58</i>	26.56 (301.2) <i>49</i>	13.69 (187.9) <i>40</i>	10.87 (257.9) <i>38</i>	5.73 (421.6) <i>58</i>	
NO₂⁻ (µM)	0.83 (250.6) <i>62</i>	2.35 (231.1) <i>60</i>	1.13 (360.2) <i>58</i>	1.39 (228.1) <i>49</i>	0.43 (186.0) <i>42</i>	0.88 (269.3) <i>41</i>	0.39 (325.6) <i>59</i>	
DIN (µM)	13.61 (334.8) <i>61</i>	40.48 (208.6) <i>60</i>	25.01 (291.2) <i>58</i>	51.81 (252.7) <i>49</i>	17.53 (156.0) <i>40</i>	16.15 (226.6) <i>38</i>	11.09 (322.5) <i>58</i>	
PO₄³⁻ (µM)	1.40 (231.4) <i>63</i>	7.68 (157.8) <i>60</i>	3.28 (232.9) <i>58</i>	8.94 (140.6) <i>49</i>	2.30 (145.7) <i>42</i>	1.73 (145.1) <i>41</i>	1.65 (301.2) <i>59</i>	
chl_a (µg·l ⁻¹)	33.86 (112.4) <i>53</i>	32.13 (88.8) <i>51</i>	16.60 (127.1) <i>51</i>	19.55 (111.8) <i>45</i>	10.77 (112.3) <i>48</i>	27.27 (82.0) <i>48</i>	18.58 (162.3) <i>51</i>	

Taula 3.5: Variables que presenten diferències significatives en funció del tipus de sediment. En negreta les mitjanes, entre parèntesi els coeficients de variació i en cursiva el nombre de casos i el nivell de significació per un test de Kruskal-Wallis.

		Llimós i argilós (sorres<50%)	Sorrenc (sorres>50%)	<i>Prova de Kruskal-Wallis</i>
Sediment	COT (%)	2.79 (47.31) <i>173</i>	0.73 (69.86) <i>69</i>	<i>p<0.0005</i>
	NT (%)	0.27 (33.33) <i>173</i>	0.07 (57.14) <i>69</i>	<i>p<0.0005</i>
	PT (%)	0.11 (57.14) <i>173</i>	0.04 (100.00) <i>69</i>	<i>p<0.0005</i>
	chl_a (mg·cm ⁻²)	0.016 (62.50) <i>79</i>	0.012 (83.33) <i>32</i>	<i>p<0.05</i>
	feop (mg·cm ⁻²)	0.017 (64.71) <i>79</i>	0.009 (55.55) <i>32</i>	<i>p<0.0005</i>
Aigua	Alçada de la columna d'aigua (cm)	48.41 (56.25) <i>322</i>	62.85 (49.73) <i>143</i>	<i>p<0.0005</i>
	Salinitat (‰)	16.30 (51.53) <i>298</i>	14.02 (37.16) <i>130</i>	<i>p<0.05</i>
	Saturació d'oxigen (%)	82.70 (45.94) <i>290</i>	87.36 (39.16) <i>127</i>	<i>p<0.0005</i>
	chl_a (µg·l ⁻¹)	16.73 (90.56) <i>243</i>	27.77 (106.27) <i>104</i>	<i>p<0.0005</i>

Taula 3.6: Variables que presenten diferències significatives en funció del sector. En negreta les mitjanes, entre parèntesi els coeficients de variació i en cursiva el nombre de casos i el nivell de significació per cada test de Kruskal-Wallis.

		Sector nord	Sector sud	<i>Prova de Kruskal-Wallis</i>
Sediment	COT (%)	2.4 (63.33) <i>147</i>	1.94 (71.65) <i>108</i>	<i>p<0.05</i>
	NT (%)	0.23 (52.17) <i>200</i>	0.19 (63.16) <i>154</i>	<i>p<0.05</i>
Aigua	Alçada de la columna d'aigua (cm)	50.48 (63.11) <i>261</i>	55.88 (45.31) <i>204</i>	<i>p<0.05</i>
	Temperatura (°C)	16.28 (41.83) <i>240</i>	14.87 (36.45) <i>181</i>	<i>p<0.05</i>
	Salinitat (‰)	19.42 (27.70) <i>246</i>	9.97 (67.60) <i>182</i>	<i>p<0.0005</i>
	Saturació d'oxigen (%)	90.94 (39.47) <i>239</i>	74.46 (48.47) <i>178</i>	<i>p<0.0005</i>
	COT (ppm)	21.48 (96.55) <i>119</i>	14.47 (100.07) <i>87</i>	<i>p<0.05</i>
	NT (µM)	193.48 (80.31) <i>69</i>	100.96 (42.31) <i>56</i>	<i>p<0.05</i>
	NO₃⁻ (µM)	15.81 (318.98) <i>225</i>	10.49 (254.43) <i>139</i>	<i>p<0.05</i>
	PO₄³⁻ (µM)	5.25 (192.57) <i>226</i>	1.75 (176.57) <i>146</i>	<i>p<0.0005</i>

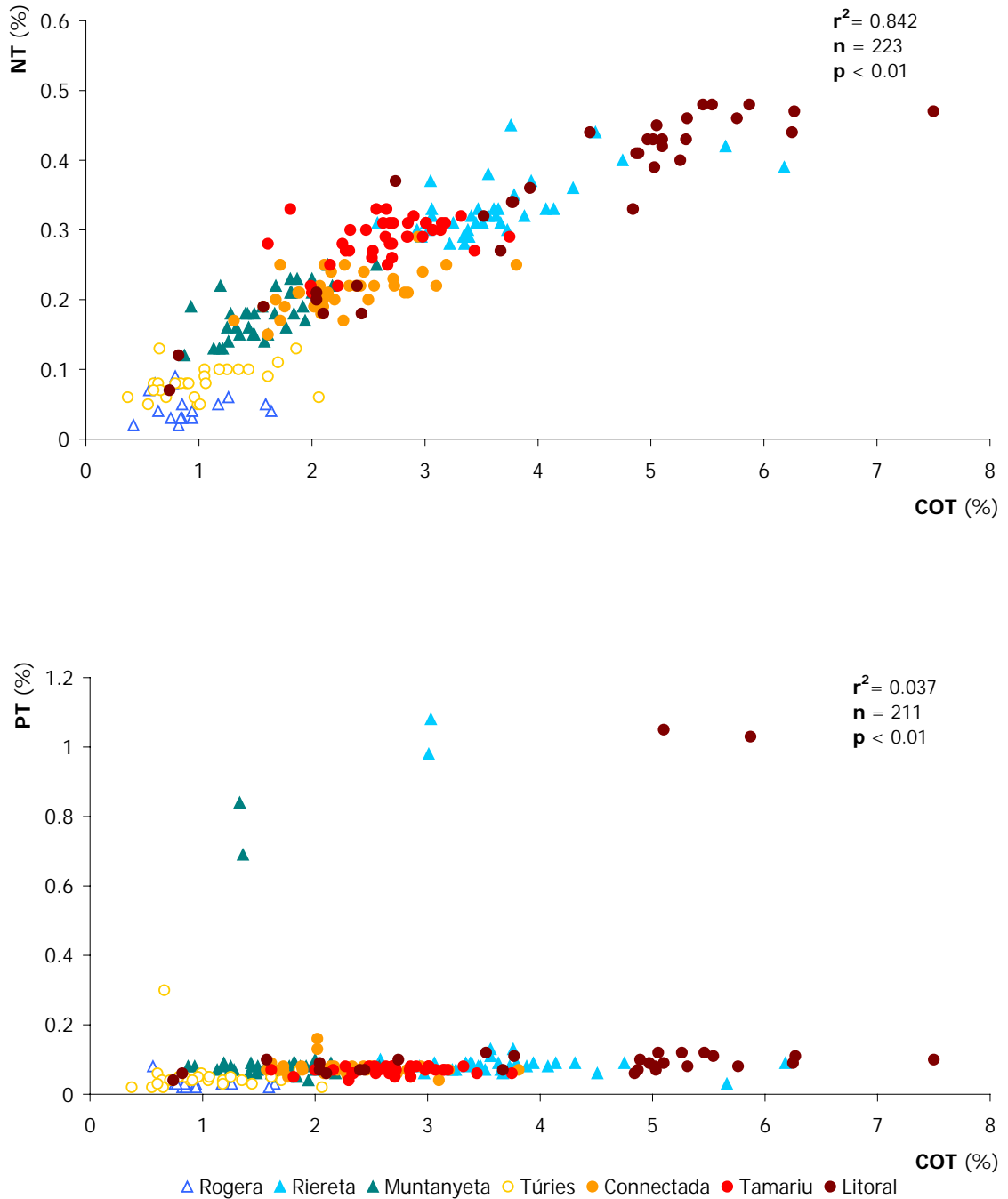
Taula 3.7: Valors obtinguts en les relacions de nitrogen total, carboni orgànic total i fòsfor total, per a cada llacuna. En negreta els valors corresponents al sediment i en format normal els valors corresponents a l'aigua. Hi ha representada la mitjana, el coeficient de variació entre parèntesi i el nombre de casos en cursiva. Els valors en negreta a sota de l'encapçalament són els valors estimats per Redfield *et al.* (1963).

	N:P			C:N			C:P		
	16			6.63			106		
Rogera	3.92	(74.6)	33	22.54	(88.0)	33	73.31	(83.2)	33
	39.34	(74.2)	21	13.06	(63.6)	17	470.16	(94.1)	17
Túries	4.56	(45.0)	36	14.16	(63.7)	36	65.46	(81.5)	36
	24.46	(65.2)	17	10.15	(78.1)	16	346.26	(115.2)	17
Connectada	6.44	(28.8)	36	13.50	(24.2)	33	89.23	(42.1)	36
	35.53	(53.8)	16	14.93	(120.2)	15	478.62	(90.7)	15
Litoral	8.12	(40.9)	31	15.04	(25.0)	31	127.00	(53.4)	31
	28.43	(84.0)	17	19.38	(92.1)	17	812.55	(158.1)	16
Muntanyeta	4.86	(33.7)	37	11.64	(23.3)	37	54.86	(45.1)	37
	48.05	(94.1)	17	9.45	(49.2)	13	392.68	(130.8)	13
Riereta	9.59	(55.7)	34	13.58	(13.8)	34	135.53	(68.1)	34
	22.20	(52.6)	17	14.22	(54.9)	15	282.87	(68.6)	15
Tamariu	9.56	(18.1)	35	11.47	(14.4)	35	107.34	(21.8)	35
	63.29	(67.2)	17	16.55	(101.9)	15	1255.94	(159.1)	15

Taula 3.8: Mitjanes i nivell de significació (p) per la prova de Kruskal-Wallis de diferents variables pels dos cicles estudiats 1997-98 (humit) i 1998-99 (sec). En cursiva el nombre de casos i en negreta els resultats significatius.

	Sediment			Aigua		
	cicles		Prova de Kruskal-Wallis	cicles		Prova de Kruskal-Wallis
	97-98	98-99		97-98	98-99	
COT (mg·cm ⁻²)	99.04 <i>121</i>	101.48 <i>123</i>	$p = 0.894$	0.74 <i>75</i>	0.76 <i>130</i>	$p = 0.506$
NT (mg·cm ⁻²)	8.59 <i>136</i>	8.97 <i>134</i>	$p = 0.798$	0.13 <i>71</i>	0.07 <i>54</i>	$p < 0.0005$
PT (mg·cm ⁻²)	3.147 <i>132</i>	4.540 <i>131</i>	$p = 0.072$	0.018 <i>70</i>	0.004 <i>55</i>	$p < 0.0005$
chl_a (mg·cm ⁻²)	0.014 <i>56</i>	0.016 <i>55</i>	$p = 0.613$	1.48 <i>178</i>	0.89 <i>168</i>	$p < 0.0005$
feop (mg·cm ⁻²)	0.015 <i>56</i>	0.014 <i>55</i>	$p = 0.774$	-	-	-

Figura 3.1: Relació, pel sediment, del carboni orgànic total amb nitrogen total (a dalt) i amb fòsfor total (a baix). Per a cada relació es dona el coeficient de determinació (r^2), el nombre de casos (n) i el nivell de significació per a la correlació de Pearson (p).



Anàlisi multivariable

Els tres primers factors de l'Anàlisi de Components Principals (PCA) expliquen un 63% de la variabilitat (taula 3.9).

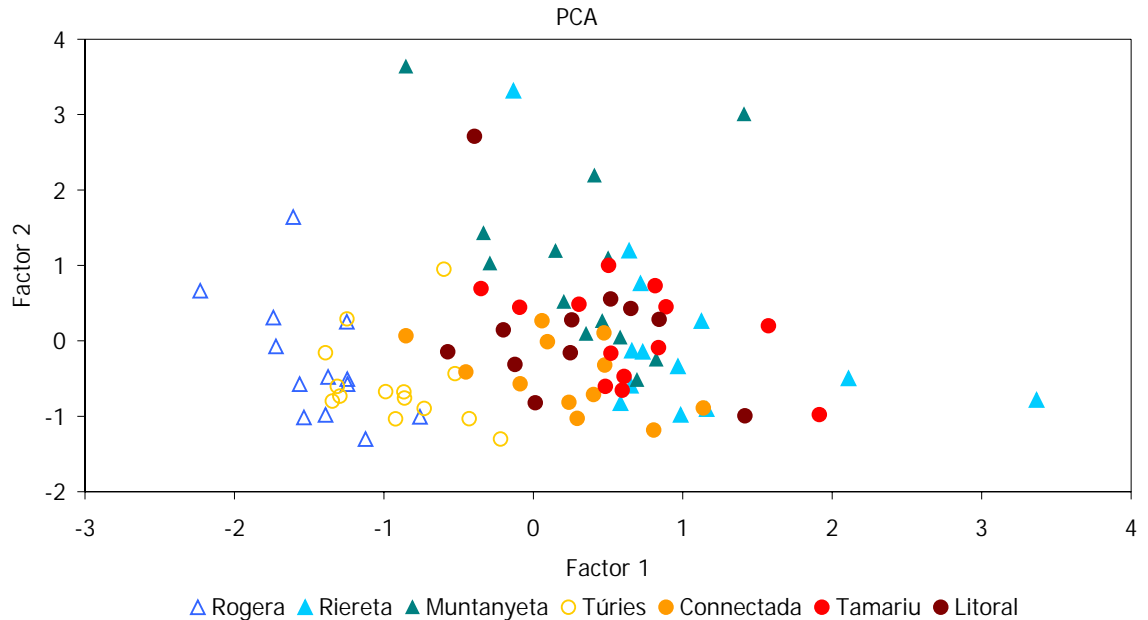
El primer factor (28%): Tipus de sediment de la llacuna

En situar les mostres a l'espai creat pels dos primers factors s'observa com les mostres de les llacunes de sediment sorrenc se situen en coordenades negatives per al primer factor, mentre que les mostres de llacunes de sediment llimós i argilós se situen sobre coordenades més positives (figura 3.2). Les correlacions amb aquest primer factor indicarien que a menys percentatge de sorres més contingut en NT i COT (taula 3.9a), cosa que concorda amb les diferències trobades en la concentració d'aquests dos nutrients en funció de la granulometria (taula 3.5). La correlació negativa del pH amb aquest factor podria indicar més abundància de matèria orgànica recalcitrant, producte de la degradació de matèria vegetal a les llacunes llimoses i argiloses, on s'acumula més COT. Malgrat que aquest primer factor es correlaciona amb el COT, la manca de correlació amb el fòsfor podria explicar-se per la influència de la matèria orgànica sobre processos que poden afectar la seva difusió, i tant la poden afavorir (redissolució deguda a l'anòxia) com la poden dificultar (quelació per part de substàncies húmiques).

Taula 3.9: Variables que únicament presenten correlacions superiors a 0.5 amb els diferents factors extrets pel PCA, després d'una rotació VARIMAX. La mesura d'adequació mostral de Kaiser-Meyer-Olkin és de 0.608.

	Factors		
	1	2	3
NT	0.901		
COT	0.848		
% sorres	-0.811		
pH	-0.673		
chla		0.790	
feop		0.757	
PT		0.629	
% Saturació d'oxigen			0.850
Alçada de la columna d'aigua			-0.695
% variància explicada	28.07	19.52	14.97
% variància explicada acumulada	28.07	47.59	62.56

Figura 3.2: Posició de les mostres en l'espai dels dos primers factors del PCA. Els símbols buits indiquen substrat sorrenc i els plens, substrat llimós i argilós. Els triangles pertanyen a mostres del sector sud i els cercles, a mostres del sector nord.



El segon factor (20%): Activitat biològica del sistema bentònic

Les variables utilitzades en el PCA que presenten una correlació més alta amb aquest factor són: chl_a, feop i PT, totes tres del sediment (taula 3.9). La correlació amb la chl_a indicaria situacions de producció primària en el sediment, en canvi, la correlació amb els feop indicaria situacions de degradació, ja que els feop són un producte de degradació de la clorofil·la. Així, aquest factor estaria relacionat amb l'activitat tant productiva com degradativa en el bentos. A més de la correlació amb el fòsfor del sediment, aquest segon factor es correlaciona positivament amb la relació fòsfor sediment *vs.* fòsfor de l'aigua (taula 3.10). Això estaria d'acord amb una major acumulació de fòsfor al sediment que coincidiria amb la major activitat biològica al sistema bentònic (situacions de més concentració de chl_a i feop en el sediment). També es correlaciona negativament amb la temperatura i la salinitat. Segons això, les situacions de màxima activitat del sistema bentònic es donarien a l'hivern, quan la temperatura i la salinitat són menors. El règim hídric de la maresma dels aiguamolls de l'Empordà pot explicar-ho, ja que les entrades de nutrients queden pràcticament restringides als temporals de llevant que se solen donar a la tardor i a les entrades continuades d'aigua dolça, que es produeixen principalment a l'hivern.

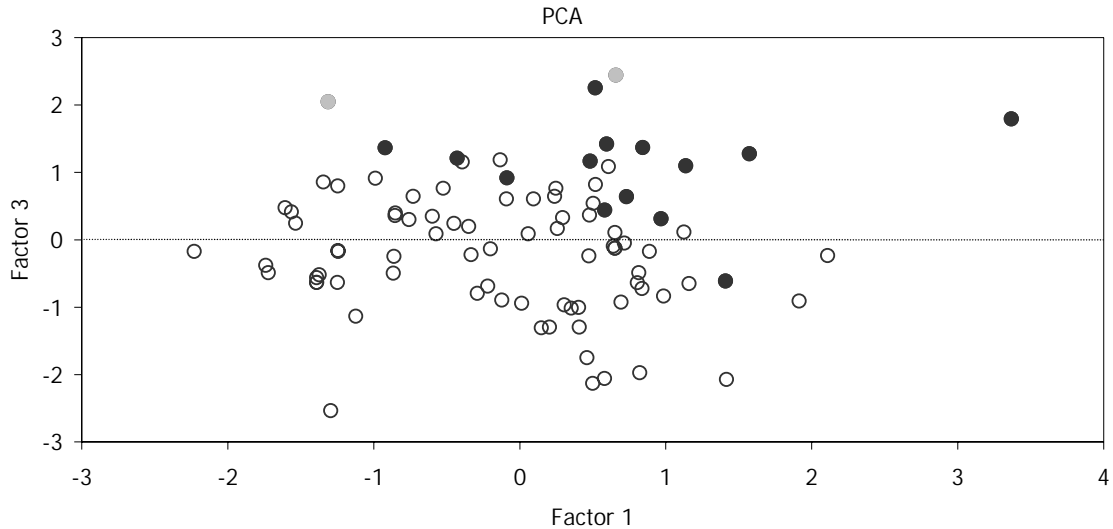
Taula 3.10: Coeficients de correlació de Pearson entre els factors extrets en el PCA i el contingut en nutrients i pigments de l'aigua. Amb (**) nivell de significació inferior a 0.01 i (*) nivell de significació inferior a 0.05.

		Factors		
		1	2	3
Aigua	COT n = 80	-	-	-0.310**
	NT n = 78	-	-	-0.321**
	NH₄⁺ n = 83	-	-	-0.225*
	NO₂⁻ n = 83	-	-	-0.236*
	NO₃⁻ n = 80	-	-	-0.285*
	PO₄³⁻ n = 83	-	-	-0.257*
	chl_a n = 86	-0.263*	-	-0.349**
	PT_{sediment} : PT_{aigua} n = 79	-	0.530**	-

El tercer factor (15%): Situacions d'inundació i d'assecatge

Aquest factor discrimina les situacions d'inundació de les de poc volum d'aigua, tant si es tracta de situacions d'assecatge al final de l'hidroperíode com de situacions d'inici amb poca entrada d'aigua. Les mostres amb un volum d'aigua molt reduït es troben en coordenades positives per aquest factor (figura 3.3), que es correlaciona negativament amb el nivell de l'aigua i positivament amb el percentatge de saturació d'oxigen a l'aigua. Aquestes correlacions es podrien explicar tant per una major difusió d'oxigen en aigua, quan el nivell és baix, com per una major freqüència dels episodis de sobresaturacions d'oxigen que es poden donar a la maresma al final del cicle d'inundació. Considerant les correlacions existents amb les concentracions de nutrients, la clorofil·la a de l'aigua, la salinitat i la temperatura (taula 3.10), les situacions d'entrada d'aigua comportarien una entrada de nutrients, mentre que en les situacions de sequera aquests serien escassos.

Figura 3.3: Posició de les mostres en l'espai del primer i tercer factor del PCA. Els cercles buits indiquen situacions d'inundació, els cercles en gris situacions d'assecatge prèvies al cicle d'inundació i els cercles en negre situacions d'assecatge al final del cicle d'inundació.



DISCUSSIÓ

Composició de les llacunes

La concentració mitjana anual de COT dels sediments dels aiguamolls de l'Empordà ens permet catalogar-los com de tipus mineral, amb un contingut inferior al 12% (Mitsch & Gosselink 1993). Les concentracions de nutrients són baixes si es comparen amb sediments d'altres ecosistemes aquàtics (taula 3.11). Els valors de nutrients són molt pròxims als descrits pel mar del Nord (Slomp *et al.* 1998) i es mantenen en la part baixa dels rangs descrits per l'albufera d'Es Grau (López *et al.* 1996), els deltes de l'Atchafalaya (Poach & Faulkner 1998) i l'Ebre (Forés & González 1988), i les maresmes mediterrànies (Bonanni *et al.* 1992, Groot & Golterman 1993, López & Lluch 2000). La hidrologia característica dels aiguamolls de l'Empordà, amb entrades puntuals, generalment d'origen marí i amb llargs períodes de confinament, podria explicar la baixa concentració de nutrients al sediment dels aiguamolls. Així, els processos d'emplenament de la maresma afavoririen la resuspensió i el rentat, mentre que els llargs períodes estivals, en què gran part de la maresma resta seca, afavoririen processos de mineralització i descamació per vent (Groot & Wicjk 1993). D'altra banda, s'ha descrit que la relació C:N inferior a 20 permet una millor degradació de la matèria orgànica (Golterman 1984, Smith 1979 a Forés & González 1988), fet que també ajudaria a la naturalesa mineral del sediment. A diferència del que s'observa a la maresma dels aiguamolls de l'Empordà, en altres maresmes l'activitat humana a llarg termini ha provocat un augment en la càrrega de nutrients del sediment, a causa principalment de l'alteració dels fluxos d'aigua, que ha incrementat les aportacions d'aigües continentals i ha modificat l'intercanvi amb el mar (Bonanni *et al.* 1992, Mitsch & Gosselink 1993, Gopal & Junk 2000).

Pel que fa a la relació entre el contingut de nutrients i la granulometria, els resultats dels aiguamolls de l'Empordà coincideixen amb la bibliografia en el major contingut de COT i de NT en el sediment de textura fina (Slomp *et al.* 1998, Díaz-Espejo *et al.* 1999). Nombrosos estudis han descrit l'existència d'una relació entre la granulometria i el contingut de PT (p.e. Poach & Faulkner 1998, Slomp *et al.* 1998), de manera que un major percentatge d'argiles està relacionat amb una major concentració de fòsfor. En les llacunes dels aiguamolls de l'Empordà, si bé s'observa una diferència significativa entre el contingut en PT de sediments sorrencs (sorres \geq 50%) i el de llimosos i argilosos (sorres $<$ 50%), el contingut de PT no té una tendència clara a augmentar amb el percentatge d'argiles. Entre aquestes últimes el contingut en PT sembla variar en funció de la salinitat i la matèria orgànica, fent que l'efecte de la granulometria no es posi tant de manifest. Dos aspectes poden explicar això: en primer lloc, en augmentar la salinitat, baixen els coeficients d'activitat iònica, cosa que provoca una reducció en la quantitat de calcita que pot precipitar i adsorbir fosfat (López *et al.* 1996, Sundareshwar & Morris 1999). D'acord amb això, s'ha observat una correlació negativa entre el fòsfor total i la salinitat ($r=-0.21$; $p<0.05$). En segon lloc, més contingut de matèria orgànica hauria de coincidir amb més fòsfor, però l'excés d'acumulació de matèria orgànica pot causar situacions d'anòxia, que afavoririen la redissolució del fòsfor cap a l'aigua lliure. En aquest sentit, si bé s'ha trobat una relació significativa entre COT i PT, l'ajustament és baix.

Relacions nitrogen-fòsfor

Els valors de la relació N:P, inferiors a 15:1, així com la major correlació entre el NT i el COT, semblen indicar que el nitrogen actuaria com a element limitador en el sediment (Levine & Schindler 1992). Aquesta limitació en nitrogen es podria explicar per processos de desnitrificació, freqüents en llacunes costaneres (Golterman 1984, Kemp *et al.* 1990), que poden ser responsables de la manca de nitrogen trobada en aquests ecosistemes, especialment quan la renovació de l'aigua és baixa (Comin & Valiela 1993, Quintana *et al.* 1998a).

La desnitrificació implica pèrdues de nitrat, i de les altres formes de nitrogen inorgànic dissolt si la nitrificació és prou intensa, però la concentració de NT es pot compensar per la fixació de nitrogen atmosfèric. Pel que fa a l'aigua, si tenim en compte únicament les formes inorgàniques solubles per a la relació N:P (relació DIN:SRP), en la major part dels casos els valors de la relació DIN:SRP són majoritàriament inferiors a 16 (Quintana *et al.* 1998a, 1999) i coincideixen amb aquells que segons Flett *et al.* (1980) permeten la fixació de nitrogen. D'altra banda, en el plàncton de les llacunes estudiades abunden cianobacteris fixadors de nitrogen (Quintana & Moreno-Amich 2002). Tot això estaria d'acord amb el fet que la limitació per nitrogen trobada al sediment es pot fer també extensiva a l'aigua per al fitoplàncton no fixador de N i que la fixació de nitrogen per part dels cianobacteris explicaria els valors més alts de la relació NT:PT trobats a l'aigua.

Diferències en l'espai i en el temps

Anteriorment s'han observat diferències, pel que fa al contingut de nutrients dissolts, entre els dos sectors de la maresma dels aiguamolls de l'Empordà (Quintana *et al.* 1999). En aquest treball també s'observen diferències, així, les llacunes del sector nord presenten valors significativament superiors de COT i NT tant per l'aigua com pel sediment. Aquest fet, juntament amb els valors de temperatura superiors i el règim hídric que presenten les llacunes d'aquest sector (llacunes temporànies i semipermanents d'inundació pulsativa), indicaria un confinament superior i, conseqüentment, un grau d'acumulació superior. En

canvi, el menor grau de confinament de les llacunes del sector sud es pot explicar per les aportacions d'aigua dolça de manera més continuada (Quintana *et al.* 1999).

De manera coincident al que s'ha descrit en altres ambients (Bonanni *et al.* 1992, Jorcin 2000), als aiguamolls de l'Empordà la concentració de nutrients és més alta a les capes superficials del sediment. Diversos autors han atribuït aquesta disminució en fondària als efectes de la bioturbació (Wilson *et al.* 1993 a Jorcin 2000, Clavero *et al.* 2000). En el cas dels aiguamolls de l'Empordà també es podria atribuir a processos de mineralització i descamació pel vent durant la fase seca, tal com ja s'ha observat en altres maresmes d'inundació temporània (Groot & Wicjk 1993).

La importància de les fluctuacions hídriques i de les variacions en la taxa de renovació de l'aigua sobre la composició física, química i biològica de les llacunes mediterrànies ja ha estat posada de manifest per diversos autors (Valiela *et al.* 1978, Comín & Valiela 1993, Perthuisot 1996, Serrano *et al.* 1999 i Díaz-Espejo *et al.* 1999). Els elevats coeficients de variació dels nutrients inorgànics de l'aigua, registrats en aquest estudi, són el resultat de l'elevada fluctuació hídrica de la maresma, donada per l'alternança d'entrades pulsatives i de períodes de confinament. Als aiguamolls de l'Empordà ja s'ha estudiat els efectes de les fluctuacions hídriques pel que fa a la composició de nutrients i d'organismes planctònics (Quintana *et al.* 1998a i 1998b), i s'ha constatat que les característiques físiques i químiques de l'aigua, amb marcades diferències entre les situacions d'inundació i d'assecatge, estan més condicionades per aquestes fluctuacions que no pel canvi estacional. Tampoc s'ha detectat l'existència d'un patró estacional pel que fa a l'activitat biològica del sistema bentònic. Encara que s'observi una major activitat durant l'hivern, això és simplement pel fet que durant aquesta època hi ha més entrades d'aigua a la maresma.

El contingut en nutrients i pigments del sediment i el de l'aigua tenen pes en diferents factors del PCA. Aquest fet es pot interpretar com que la resposta del sistema planctònic i el bentònic no es dona de manera simultània, sinó amb un cert grau de retard temporal. També les diferències en el contingut en nutrients i pigments de l'aigua entre els dos cicles d'inundació contrasten amb la manca de diferències observades en el sediment. Això indicaria que el sediment presenta una inèrcia superior a l'aigua, entenent com a inèrcia la capacitat d'un sistema a no canviar davant pertorbacions externes (Oriens 1980, Lincoln *et al.* 1998). Així, mentre que la variabilitat a l'aigua està més sotmesa a un patró temporal de resposta a curt termini a les pertorbacions hídriques, la variabilitat en el sediment es manifesta principalment en forma de *patchiness*, és a dir, d'heterogeneïtat en l'espai.

Taula 3.11:

Continguts en nutrients i relacions molars per al sediment de diversos sistemes aquàtics. Llegenda: (*) estimat a partir de la bibliografia; (n.d.) no detectable; els superíndex indiquen els diferents mètodes analítics utilitzats per a la determinació dels nutrients: (a) pèrdua de pes per ignició, (b) analitzador elemental, (c) digestió, (d) fluorescència raig X, (e) *carbon analyser*, (f) analitzador elemental → mufia → analitzador elemental, (g) mufia → rentat àcid → autoanalitzador, (h) C/N analitzador.

	COT %	CT %	NT %	PT %	relacions molars			C/N 6,6	Referència
					N/P 16,0	C/P 106,0			
Aiguamolls d'aigua dolça Minnesota (EUA)	-	(22.50-43.00) ^b	(1.56-2.52) ^b	(0.051-0.121) ^c	(28.9-63.8)	(488.6-2360.4)	(16.8-44.9)	Bridgham <i>et al.</i> 1998	
Estuaris									
regió de Cananéia (Brasil)	(0.17-2.94) ^a	-	(n.d.-0.52) ^c	(n.d.-0.210)	-	-	-	Jorcin 2000	
riu Cooper (EUA)	-	(32.80-46.10) ^b	(2.10-3.10) ^b	(0.057-0.175) ^d	(39.0-85.3)	(560.0-1708.0)	(14.4-24.0)	Sundareswar & Morris 1999	
riu Tamar (Anglaterra)	-	(2.85-4.16) ^b	(0.31-0.44) ^b	-	-	-	(11.9-11.3)	Law <i>et al.</i> 1991	
Deltas									
canal de Hinchinbrook (Austràlia)	(8.40-17.20)	-	(0.18-0.37)	-	-	-	(42.9-57.0)	Alongi <i>et al.</i> 1999	
riu Atchafalaya (EUA)	(0.75-4.50) [*]	-	-	(0.025-0.074) ^d	-	-	-	Poach & Faulkner 1998	
riu Ebre (Catalunya)	(8.8) ^a	(7.9) ^b	(0.40) ^b	(0.350) ^d	-	-	-	Novella 1998	
maresma	(4.5) ^a	(6.2) ^b	(0.22) ^b	(0.178) ^d	-	-	-	Novella 1998	
arrossar	-	(6.64-8.58) ^b	(0.28-0.37) ^b	-	-	-	(24.4-29.1) [*]	Astorga 1998	
	(4.10-5.10) ^a	(0.61-0.64) ^b	(0.02-0.03) ^b	(0.086-0.109) ^d	(0.51-0.74)	(13.2-19.6)	(2.3-32.6)	Forés & González 1988	
Albuferes									
Alcúdia, Mallorca (Illes Balears)	-	(10.99-13.49) ^e	(<0.10-0.13) ^e	(0.031-0.124) ^d	-	-	(107.0->130.0)	Lopez <i>et al.</i> 1996	
Es Grau, Menorca (Illes Balears)	-	(3.49-9.34) ^e	(0.17-0.44) ^e	(0.051-0.107) ^d	-	-	(14.0-56.0)	Lopez <i>et al.</i> 1996	
Maresmes mediterrànies									
Orbetello (Itàlia)	(1.55-9.33) ^f	-	(0.42-0.99) ^b	(0.027-0.162) ^g	-	-	(8.0-13.9)	Bonanni <i>et al.</i> 1992	
Camarga (França)	(1.39-9.72) ^c	-	(0.11-0.79) ^e	(0.042-0.323) ^c	-	-	(9.1-15.5)	Groot & Golterman 1993	
Donana (Andalusia)	(17.60-27.30) ^a	-	-	(0.044-0.062) ^c	-	-	-	Diaz-Espejo <i>et al.</i> 1999	
llacunes temporànies d'aigua dolça									
Mallorca (Illes Balears)	(2.38) ^b	-	(0.21) ^b	(0.638) ^d	-	-	-	López & Lluch 2000	
llacuna costera	(0.62-4.09) ^f	(3.16-6.13) ^b	(0.06-0.33) ^b	(0.040-0.140) ^c	(3.9-9.6)	(54.9-135.5)	(11.5-22.5)	Present estudi	
Mars									
Mar del Nord	(0.03-2.76) ^b	-	(0.002-0.33) ^b	(0.009-0.093) ^g	-	-	(4.4-23.6) [*]	Slomp <i>et al.</i> 1998	
Llacs									
Europa, Amèrica, Àfrica i Àsia	(4.60-36.80) ^a	-	(0.20-0.83) ^c	(0.101-0.406) ^c	(2.3-10.9)	-	-	Golachowska 1984	
Müggelsee (Alemanya)	-	-	(1.01-1.68) ^h	(0.430-0.720) ^c	-	-	-	Kozerski & Kleberg 1998	
Embossaments									
Carcoar Dam (Austràlia)	(5.10) ^a	-	(0.15) ^c	(0.028) ^c	-	-	-	Watts 2000	
Lake Rowlands (Austràlia)	(9.20) ^a	-	(0.45) ^c	(0.094) ^c	-	-	-	Watts 2000	
Espanya	-	-	-	(0.038-0.392) ^d	-	-	-	Lopez & Morgui 1993	

-4-

COMUNITAT BENTÒNICA

4. COMUNITAT BENTÒNICA

INTRODUCCIÓ

Les comunitats animals bentòniques d'aigües salobroses resulten especialment interessants en trobar-se sota la influència tant d'aigües continentals com d'aigües marines. Tot i això, el fet de presentar fauna d'aigua dolça i marina en un mateix ambient ha dificultat l'estudi del bentos, ja que els diferents tàxons presents en aigües salobroses han estat estudiats per diferents branques de l'ecologia. Així doncs, els biòlegs marins s'han centrat més en els crustacis i els limnòlegs ho han fet en els insectes (Barnes 1994). Això ha provocat que els treballs sobre la fauna bentònica siguin dispersos i majoritàriament centrats en grups concrets.

Existeixen diferents tipus d'aigües salobroses (p.e. estuaris, mars, llacunes interiors i llacunes costaneres) que suporten diferents comunitats animals (Hartog 1974). La fauna bentònica d'estuaris ha despertat gran interès, mentre que la de llacunes salobroses, tant d'interior com costaneres, ha estat menys estudiada (Barnes 1994, Nedwell & Raffaelli 1999). Les comunitats d'estuaris i les de llacunes salobroses tenen en comú una baixa riquesa específica i una baixa diversitat, amb els nematodes i els crustacis com a grups més representatius. A més, la duresa de les fluctuacions ambientals (p.e. fluctuacions d'oxigen, de temperatura i de salinitat) que presenten els sistemes salobrosos afavoreix l'establiment de comunitats d'estructura simple (Phillips & Fleeger 1985, Comín 1989, Remane & Schlieper 1958 a Castel *et al.* 1990, Barnes 1994, Soetaert *et al.* 1995, Alcorlo 1999, McArthur *et al.* 2000).

La distribució de la fauna bentònica és molt heterogènia com a resultat dels diferents requeriments d'alimentació, creixement i reproducció. En sistemes continentals, aquests requeriments estan fortament influenciats per canvis ambientals, per exemple en la composició del substrat, en la concentració d'oxigen de l'aigua i en les aportacions d'aliment, per això aquests organismes presenten processos adaptatius per superar les situacions desavantajoses. Per tant, la capacitat d'adaptació dels organismes bentònics a la dinàmica dels paràmetres ambientals és bàsica per a la seva distribució, creixement i productivitat (Wetzel 2001). Així, i de manera similar al que s'ha vist en sistemes continentals, l'estructura de les comunitats bentòniques de llacunes costaneres s'ha relacionat amb diversos factors i/o processos, per exemple la salinitat, el grau de confinament, la permanència de l'aigua, l'eutrofització, les pertorbacions físiques, les interaccions biològiques i la successió (Wiggins *et al.* 1980, Kroon *et al.* 1985, Escaravage & Castel 1989, Coles & McCain 1990, Arias & Drake 1994, Guelorget *et al.* 1994, Victor & Victor 1997, Corti *et al.* 1997, Austen *et al.* 1998, González-Oreja & Saiz-Salinas 1998, Würdig *et al.* 1998, Boix 2000, McCarthy *et al.* 2000, Widdicombe & Austen 2001). La conjunció de molts d'aquests factors en un mateix espai el fan d'especial interès a l'hora d'estudiar els seus efectes i interaccions sobre la comunitat bentònica. Així, la maresma del Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà (PNAE) presenta unes característiques òptimes per a l'estudi de la comunitat bentònica, ja que s'hi dóna un ampli rang de condicions ambientals: aigües permanents i temporànies, amb diferències de salinitat, granulometria, contingut en nutrients, etc. (vegeu capítol 3).

El que es pretén en aquest capítol és: (1) descriure la composició taxonòmica i l'estructura de la comunitat bentònica de les llacunes costaneres del PNAE, (2) analitzar els factors que determinen la composició i estructura de la comunitat bentònica en aquests ambients costaners, i (3) determinar si existeix una resposta de l'estructura de la comunitat davant

diferents condicions d'estabilitat hídriques, tant pel que fa a la permanència de l'aigua com pel que fa a les situacions d'inundació, estabilitat i assecatge que es produeixen en aquestes llacunes en condicions d'estabilitat hídrica.

MATERIAL I MÈTODES

DISSENY MOSTRAL

Per a l'estudi de la comunitat, es va seleccionar les llacunes Litoral, Connectada, Tamariu, Rogera i Muntanyeta, que suposen un ampli ventall tant pel que fa al grau de temporanitat com pel que fa al grau de salinitat (vegeu capítols 2 i 3).

A cada llacuna mostrejada es va establir un punt de mostreig del qual s'extreien dues rèpliques. El punt de mostreig es va situar pròxim a la part central de les llacunes, menys a Rogera, on no era possible d'arribar-hi, així que es va fer a uns 10 m del litoral de la llacuna (figura 2.1.3). La presa de mostres es va desenvolupar durant el primer cicle d'inundació 1997-1998, en tres moments determinats en els quals se suposava que la comunitat estava en diferents situacions d'estabilitat hídrica. Aquests moments van ser:

- després d'una forta pertorbació com és un temporal de llevant (situació d'inundació: 28.01.98)
- al mig del cicle d'inundació en una situació de màxima estabilitat per la comunitat (situació d'estabilitat: 25.03.98)
- just abans d'assecar-se les llacunes (situació d'assecatge: 10.06.98).

EXTRACCIÓ DE MOSTRES

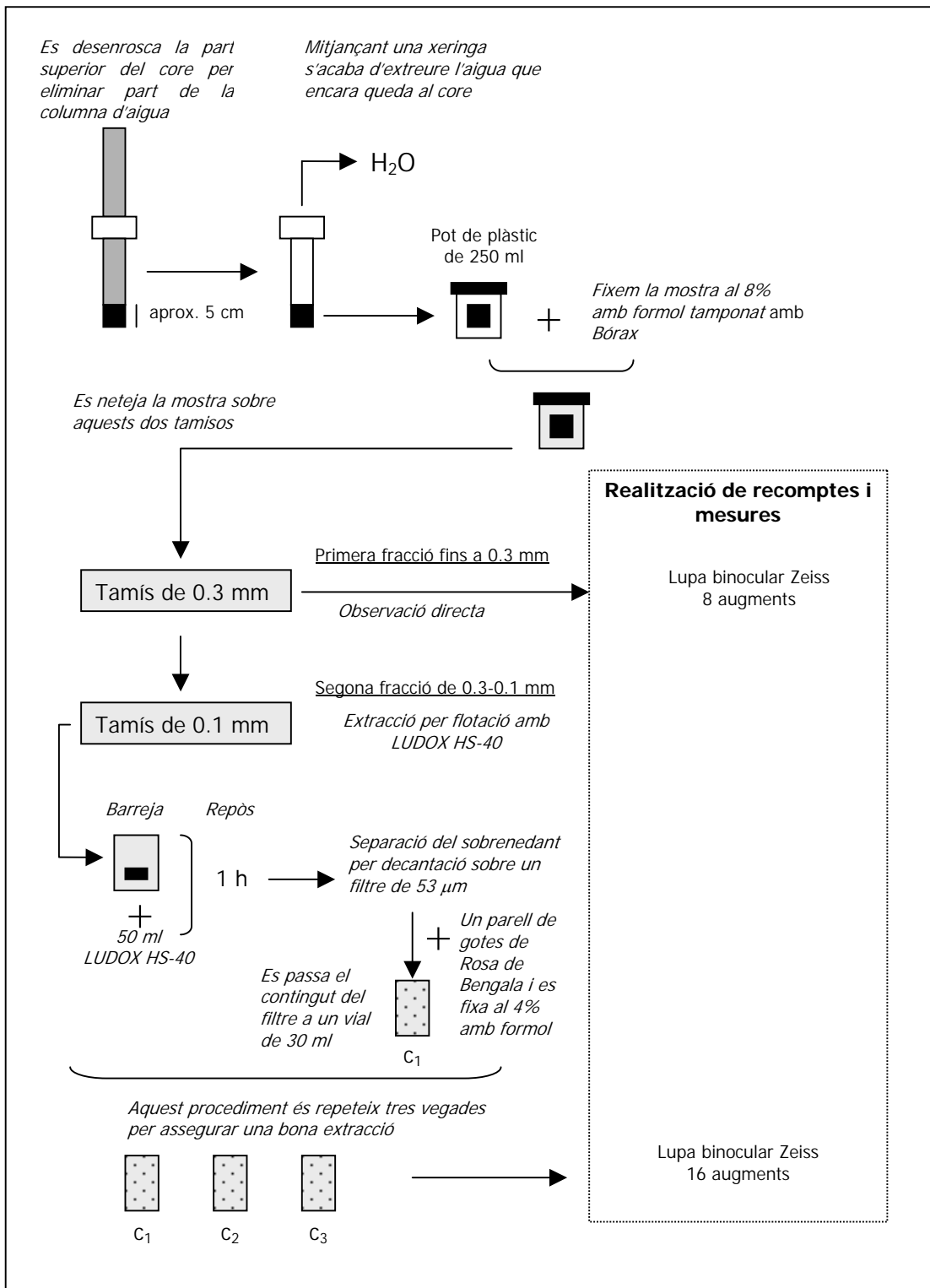
Les mostres es van extreure mitjançant un *core* de metacrilat de 5.2 cm de diàmetre interior, el qual estava subdividit en dues parts mitjançant una rosca. Aquest *core* era clavat en el sediment fins a una fondària aproximada de 5 cm, i un cop retirat el *core*, s'extreia la capa d'aigua superficial i la mostra de sediment s'introduïa en un pot de plàstic de 250 ml. Aquesta operació es repetia una altra vegada per a l'obtenció d'una rèplica. Al final del mostreig aquests pots eren fixats *in situ* al 4% amb formaldehid tamponat amb Bórax (Calvo 1994) i conservats fins a la separació. El mètode seguit per a l'obtenció de mostres està detallat en la figura 4.1.

El mateix dia en què s'extreien les mostres d'organismes també s'obtenien mesures de temperatura, de pH, de percentatge de saturació d'oxigen i de conductivitat de l'aigua, a més de mostres d'aigua i sediment per a l'anàlisi de nutrients i pigments, tal com s'ha descrit en el capítol 3.

PROCESSAMENT DE LES MOSTRES

Les mostres eren rentades per eliminar les restes de formol sobre dos tamisos consecutius de 0.3 mm i 0.1 mm. Així, se separaven dues fraccions: fins a 0.3 mm, i entre 0.3 mm i 0.1 mm. A la darrera fracció es realitzava una extracció per flotació amb Ludox HS-40, mètode modificat de Jonge & Bouwman (1977), per separar els organismes de les partícules de sediment. Aquest procediment es repetia tres vegades per assegurar la màxima extracció possible. El processament de les mostres està detallat en la figura 4.1. Cal remarcar que el mètode d'extracció amb LUDOX HS-40 presenta problemes amb tàxons com els formaminífers i els ostracodes, els quals possiblement estan mal estimats en aquest estudi.

Figura 4.1: Procediment seguit per al processament de les mostres.



ESTIMACIÓ DE L'ABUNDÀNCIA NUMÈRICA

Per a la primera fracció (fins a 0.3 mm) els recomptes es realitzaven sota una lupa binocular a 8 augments. Per a la segona fracció (0.3-0.1 mm) es va tenyir cada extracció amb Rosa de Bengala i posteriorment es feia el recompte dels organismes sota una lupa binocular a 16 augments (figura 4.1). Per estimar l'abundància total dels organismes de la segona fracció es va utilitzar el mètode de Zippin (en el cas particular d'esforç constant i tres captures successives), en el qual a partir de les tres extraccions es pot estimar l'abundància total, segons l'equació simplificada de Junge & Libosvárský (1965) extreta de Seber (1982):

$$\hat{N} = \frac{6X^2 - 3XY - Y^2 + Y(Y^2 + 6XY - 3X^2)^{1/2}}{18XY}$$

$$X = 2c_1 + c_2$$

$$Y = c_1 + c_2 + c_3$$

On \hat{N} és l'abundància total estimada i c_1 , c_2 , c_3 és l'abundància del taxó a cada extracció.

ESTIMACIÓ DE LA BIOMASSA

De la primera fracció de cada mostra es van mesurar un mínim de 25 individus de cada tàxon. En el cas que no s'arribés a 25 individus eren mesurats la totalitat dels individus d'aquell tàxon. Pel que fa als copèpodes, s'han diferenciat els estadis de *nauplii*, copepodit i adult i s'han mesurat 25 individus de cada estadi. Per a la segona fracció (0.3-0.1 cm) es mesuraven 25 individus de cada tàxon per cada vial obtingut en el procediment d'extracció (figura 4.1). Cal remarcar que per als nematodes se separaven i es mesuraven un mínim de 120 individus, sempre que fos possible, agafats a l'atzar per cada rèplica. Les mesures realitzades en els diferents tàxons per poder-ne estimar la biomassa, així com les equacions utilitzades, estan en la taula 4.1.

DETERMINACIÓ TAXONÒMICA

Segons Thompson & Townsend (2000), la resolució taxonòmica influeix a l'hora d'estimar propietats ecològiques d'una comunitat. Així, s'ha intentat identificar els individus al màxim nivell de resolució. En la taula 4.2 hi ha els principals llibres i guies utilitzats per a la determinació dels organismes trobats a les llacunes estudiades. Per als estadis immadurs s'han fet atorgacions en funció del nombre d'adults trobats en la mostra. Per a la determinació i/o validacions de tàxons determinats es va consultar un seguit d'especialistes:

Turbel·laris – Carolina Noreña

Nematodes – Tom Bongers

Gasteròpodes – Jordi Nebot

Poliquets – João Gil

Ostracodes – Jaume Gifre

Amfípodes – Damià Jaume

Quironòmids – Fernando Cobo

Taula 4.1. Relacions pes sec vs. longitud utilitzades per calcular la biomassa dels tàxons trobats en aquest estudi.

Tàxon	Estadi	Fòrmula	Factor de conversió	rang (mm)	r ²	n	Tàxon o forma de referència	Referència
Ph. Sarcostomatophora								
Ci. Granuloreticulosa	i,a	$V(\text{mm}^3) = 0.785 \cdot d_1^2 \cdot d_2 + 0.534 \cdot d_1^2 \cdot d_2$	PF = 1027 $\mu\text{g} \cdot \text{mm}^{-3}$ PS = 0.25PF				volum d'un cilindre	(F) Gerlach et al. 1985 (FC) PF = Wefer & Luize 1976, Feller & Warwick 1988
Ph. Plathelmintha								
Ci. Turbellaria	i,a	$V(\text{mm}^3) = 0.785 \cdot d_1^2 \cdot \text{Lt}$	PF = 1070 $\mu\text{g} \cdot \text{mm}^{-3}$ PS = 5.0PF				volum d'un cilindre	(FC) PF = Smit et al. 1993 PS = Hüllé 1981, Smit et al. 1993
Ph. Nematelminthes								
Nematoda	i,a	$V(\text{mm}^3) = 530 \cdot \text{Lt} \cdot \text{dm}^2$	PF = 1.13 $\mu\text{g} \cdot \text{mm}^{-3}$ PS = 0.25 PF				Nematoda	(F) Warwick & Price 1979 (FC) Wieser 1960, Jensen 1983
Ph. Rotifera								
Ci. Rotatoria								
O. Bolidoidea								
Bolidoidea indeterminat	i,a	$V(\mu\text{m}^3) = 520 \cdot \text{Lt} \cdot d^2 + 3.12 \cdot \text{Lt} \cdot d^2$	PS = 0.07 $\mu\text{g} \cdot \mu\text{m}^{-3}$				<i>Trichoerca</i>	(F) Rutner-Kolisko 1977 (FC) Malley et al. 1989
O. Plomida								
<i>Platyas quadricornis</i>	i,a	$V(\mu\text{m}^3) = 330 \cdot \text{Lt}^2 \cdot d + 16.57 \cdot \text{Lt}^2 \cdot d$	PS = 0.07 $\mu\text{g} \cdot \mu\text{m}^{-3}$				<i>Keratella quadrata</i>	(F) Rutner-Kolisko 1977 (FC) Malley et al. 1989
<i>Notholca</i>	i,a	$V(\mu\text{m}^3) = 78 \cdot \text{Lt}^2 \cdot d + 4.14 \cdot \text{Lt}^3$	PS = 0.07 $\mu\text{g} \cdot \mu\text{m}^{-3}$				<i>Notholca</i>	(F) Rutner-Kolisko 1977 (FC) Malley et al. 1989
<i>Keratella</i>	i,a	$V(\mu\text{m}^3) = 330 \cdot \text{Lt}^2 \cdot d + 16.57 \cdot \text{Lt}^2 \cdot d$	PS = 0.07 $\mu\text{g} \cdot \mu\text{m}^{-3}$				<i>Keratella quadrata</i>	(F) Rutner-Kolisko 1977 (FC) Malley et al. 1989
<i>Lecane 1</i>	i,a	$V(\mu\text{m}^3) = 156 \cdot \text{Lt}^2 \cdot d$	PS = 0.07 $\mu\text{g} \cdot \mu\text{m}^{-3}$				<i>Euchlanis</i>	(F) Rutner-Kolisko 1977 (FC) Malley et al. 1989
<i>Lecane 2</i>	i,a	$V(\mu\text{m}^3) = 156 \cdot \text{Lt}^2 \cdot d$	PS = 0.07 $\mu\text{g} \cdot \mu\text{m}^{-3}$				<i>Euchlanis</i>	(F) Rutner-Kolisko 1977 (FC) Malley et al. 1989
<i>Cephalodella</i>	i,a	$V(\mu\text{m}^3) = 520 \cdot \text{Lt} \cdot d^2$	PS = 0.07 $\mu\text{g} \cdot \mu\text{m}^{-3}$				<i>Cephalodella</i>	(F) Malley et al. 1989
<i>Synchaeta</i>	i,a	$V(\mu\text{m}^3) = 520 \cdot \text{Lt} \cdot d^2$	PS = 0.07 $\mu\text{g} \cdot \mu\text{m}^{-3}$				<i>Synchaeta</i>	(F) Rutner-Kolisko 1977 (FC) Malley et al. 1989
<i>Trichotia pocillum</i>	i,a	$V(\mu\text{m}^3) = 520 \cdot \text{Lt} \cdot d^2 + 3.12 \cdot \text{Lt} \cdot d^2$	PS = 0.07 $\mu\text{g} \cdot \mu\text{m}^{-3}$				<i>Trichoerca</i>	(F) Rutner-Kolisko 1977 (FC) Malley et al. 1989
Ph. Mollusca								
Ci. Gastropoda								
F. Hydrobiidae								
<i>Hydrabla acuta</i>	i,a	PSSC (μg) = 27.3 · Ac ^{2.4992}	Perdua de pes per Fixació amb formal 4% = 1.43	0.96-11.28	0.95	60	Gastropoda	(F) Boix 2000 (FC) Lindegaard 1992
Ci. Bivalvia								
F. Cardidae								
<i>Cerastoderma glaucum</i>	a	PSSC (μg) = 6 · Lt ^{3.244}			0.94	72	<i>Cerastoderma glaucum</i>	(F) Arias & Drake 1994

Taula 4.1. (cont.) Relacions pes sec vs. longitud utilitzades per calcular la biomassa dels tàxons trobats en aquest estudi.

Tàxon	Estadi	Fòrmula	Factor de conversió	rang (mm)	r ²	n	Tàxon o forma de referència	Referència
Ph. Annelida								
Cl. Polychaeta								
F. Nereidae								
<i>Nereis diversicolor</i>	i, a	$PS(\mu g) = 1.9 \cdot L^{2.1294}$	Perdua de pes per Fixació amb formal 4% = 1.43	4.7-73.8	0.91	57	<i>Nereis diversicolor</i>	(F) Aquest estudi (FC) Lindegaard 1992
F. Spionidae								
<i>Polydora cornuta</i>	a	$PS(\mu g) = 550.3 \cdot ds_x^{2.950}$			0.96	26	<i>Polydora ligni</i>	(F) Sardà et al. 1995
<i>Streblospio shrubsolli</i>	i, a	$PS(\mu g) = 1358 \cdot d^{2.701}$			0.79	23	<i>Streblospio shrubsolli</i>	(F) Sardà & Martín 1993
F. Serpulidae								
<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	a	$PS(\mu g) = 550.3 \cdot ds_x^{2.950}$			0.96	26	<i>Polydora ligni</i>	(F) Sardà et al. 1995
Cl. Oligochaeta								
F. Naididae								
<i>Nais</i>	i, a	$V(mm^3) = 8.58 \cdot ds_x^{3.07}$	$PF = 1070 \mu g \cdot mm^{-3}$ $PS = 5.0PF$	0.5-0.81	0.93	11	Tubificidae with hair setae	(F) Smit et al. 1993 (FC) PF = Smit et al. 1993 PS = Hüllé 1981, Smit et al. 1993
<i>Paranais</i>	i, a	$V(mm^3) = 7.78 \cdot ds_x^{2.66}$	$PF = 1070 \mu g \cdot mm^{-3}$ $PS = 5.0PF$	0.31-1.35	0.87	228	Tubificidae without hair setae	(F) Smit et al. 1993 (FC) PF = Smit et al. 1993 PS = Hüllé 1981, Smit et al. 1993
F. Tubificidae								
Tubificidae indeterminat	i	$V(mm^3) = 7.78 \cdot ds_x^{2.66}$	$PF = 1070 \mu g \cdot mm^{-3}$ $PS = 5.0PF$	0.31-1.35	0.87	228	Tubificidae without hair setae	(F) Smit et al. 1993 (FC) PF = Smit et al. 1993 PS = Hüllé 1981, Smit et al. 1993
F. Enchytraeidae								
Enchytraeidae indeterminat	i	$PSSC(\mu g) = 1363 \cdot ds_{VII}^{2.515}$			0.8	128	Enchytraeidae	(F) Lindegaard 1992
Ph. Arthropoda								
Cl. Arachnida								
Cl. Branchiopoda								
F. Daphniidae								
<i>Daphnia parvula</i>	a	$PS(\mu g) = 4.3332 \cdot L^{3.1932}$			0.83	245	<i>Daphnia pulex</i>	(F) Bottrell et al. 1976
<i>Daphnia pulicaria</i>	a	$PS(\mu g) = 4.3332 \cdot L^{3.1932}$			0.83	245	<i>Daphnia pulex</i>	(F) Bottrell et al. 1976
<i>Simocephalus vetulus</i>	i, a	$PS(\mu g) = 7.43 \cdot L^{3.28}$			0.95-3.40		<i>Simocephalus vetulus</i>	(F) Dumont et al. 1975
<i>Simocephalus exspinosus</i>	i, a	$PS(\mu g) = 7.43 \cdot L^{3.28}$			0.95-3.40		<i>Simocephalus vetulus</i>	(F) Dumont et al. 1975
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i> (1)	a	$PS(\mu g) = 5.91 \cdot 10^{-6} \cdot L^{2.02}$					<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	(F) Dumont et al. 1975
<i>Ceriodaphnia reticulata</i> (1)	a	$PS(\mu g) = 5.91 \cdot 10^{-6} \cdot L^{2.02}$					<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	(F) Dumont et al. 1975
<i>Ceriodaphnia pulexella</i> (1)	a	$PS(\mu g) = 5.91 \cdot 10^{-6} \cdot L^{2.02}$					<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	(F) Dumont et al. 1975
F. Bosminidae								
<i>Bosmina longirostris</i>	a	$PS(\mu g) = 26.6 \cdot L^{3.13}$					<i>Bosmina longirostris</i>	(F) Dumont et al. 1975
F. Euryceridae								
Euryceridae indeterminat	i	$PS(\mu g) = 9.3624 \cdot L^{2.7418}$			0.243-0.409	0.92	<i>Alona rectangula</i>	(F) Malley et al. 1989
<i>Chydorus sphaericus</i>	a	$PS(\mu g) = 9.3624 \cdot L^{2.7418}$			0.243-0.409	0.92	<i>Alona rectangula</i>	(F) Malley et al. 1989
<i>Alona</i>	a	$PS(\mu g) = 9.3624 \cdot L^{2.7418}$			0.243-0.409	0.92	<i>Alona rectangula</i>	(F) Malley et al. 1989
<i>Tetradocyclops ambigua</i>	a	$PS(\mu g) = 9.3624 \cdot L^{2.7418}$			0.243-0.409	0.92	<i>Alona rectangula</i>	(F) Malley et al. 1989

Taula 4. 1. (cont.) Relacions pes sec vs. longitud utilitzades per calcular la biomassa dels tàxons trobats en aquest estudi.

Tàxon	Estadi	Fórmula	Factor de conversió	rang (mm)	r ²	n	Tàxon o forma de referència	Referència
Ci. Ostracoda								
F. Ilyocyprididae								
<i>Ilyocypris gibba</i>	i,a	PS(µg)=28.42.Ll ^{2.8}		0.144-1.318	1	77	Ostracoda	(F) Johnston 1995
F. Cyprididae								
<i>Eucypris virens</i>	i,a	PS(µg)=28.42.Ll ^{2.8}		0.144-1.318	1	77	Ostracoda	(F) Johnston 1995
<i>Hepelacypris helenae</i>	i	PS(µg)=28.42.Ll ^{2.8}		0.144-1.318	1	77	Ostracoda	(F) Johnston 1995
F. Cypridopsidae								
<i>Cypridopsis</i> 1	i	PS(µg)=28.42.Ll ^{2.8}		0.144-1.318	1	77	Ostracoda	(F) Johnston 1995
F. Cythedeidae								
<i>Cyprideis torosa</i>	i,a	PS(µg)=28.42.Ll ^{2.8}		0.144-1.318	1	77	Ostracoda	(F) Johnston 1995
F. Loxoconchidae								
<i>Loxocncha elliptica</i>	i,a	PS(µg)=28.42.Ll ^{2.8}		0.144-1.318	1	77	Ostracoda	(F) Johnston 1995
Ci. Copepoda								
O. Calanoida								
nauplii								
<i>Diaptomus siculoides</i>	i	PS(µg)=2.9946.Ll ^{2.1961}		0.144-1.318	1	77	<i>Diaptomus siculoides</i> (nauplii-adult)	(F) Malley et al. 1989
F. Pseudodiaptomidae								
<i>Calanipeda aquae-dulcis</i>	i,a	PS(µg)=2.9946.Ll ^{2.1961}		0.144-1.318	1	77	<i>Diaptomus siculoides</i> (nauplii-adult)	(F) Malley et al. 1989
F. Acartíidae								
<i>Acartia bifilosa</i>	a	PS(µg)=2.9946.Ll ^{2.1961}		0.144-1.318	1	77	<i>Diaptomus siculoides</i> (nauplii-adult)	(F) Malley et al. 1989
F. Temoríidae								
<i>Eurytemora velox</i>	i,a	PS(µg)=2.9946.Ll ^{2.1961}		0.144-1.318	1	77	<i>Diaptomus siculoides</i> (nauplii-adult)	(F) Malley et al. 1989
O. Cyclopoidea								
nauplii								
<i>Cyclops bicuspidatus thomasi</i>	i	PS(µg)=1.8504.Ll ^{2.0340}		0.108-1.238	0.98	261	<i>Cyclops bicuspidatus thomasi</i> (nauplii-adult)	(F) Malley et al. 1989
F. Cyclopodidae								
<i>Halicyclops magniceps</i>	i,a	PS(µg)=1.8504.Ll ^{2.0340}		0.108-1.238	0.98	261	<i>Cyclops bicuspidatus thomasi</i> (nauplii-adult)	(F) Malley et al. 1989
<i>Halicyclops rotundipes</i>	i,a	PS(µg)=1.8504.Ll ^{2.0340}		0.108-1.238	0.98	261	<i>Cyclops bicuspidatus thomasi</i> (nauplii-adult)	(F) Malley et al. 1989
<i>Acanthocyclops robustus</i>	i,a	PS(µg)=1.8504.Ll ^{2.0340}		0.108-1.238	0.98	261	<i>Cyclops bicuspidatus thomasi</i> (nauplii-adult)	(F) Malley et al. 1989
<i>Acanthocyclops</i> 1	i,a	PS(µg)=1.8504.Ll ^{2.0340}		0.108-1.238	0.98	261	<i>Cyclops bicuspidatus thomasi</i> (nauplii-adult)	(F) Malley et al. 1989
<i>Acanthocyclops</i> 2	i,a	PS(µg)=1.8504.Ll ^{2.0340}		0.108-1.238	0.98	261	<i>Cyclops bicuspidatus thomasi</i> (nauplii-adult)	(F) Malley et al. 1989
<i>Diacyclops</i>	i,a	PS(µg)=1.8504.Ll ^{2.0340}		0.108-1.238	0.98	261	<i>Cyclops bicuspidatus thomasi</i> (nauplii-adult)	(F) Malley et al. 1989
<i>Diacyclops bisetosus</i>	i,a	PS(µg)=1.8504.Ll ^{2.0340}		0.108-1.238	0.98	261	<i>Cyclops bicuspidatus thomasi</i> (nauplii-adult)	(F) Malley et al. 1989
<i>Diacyclops bicuspidatus odessanus</i>	i,a	PS(µg)=1.8504.Ll ^{2.0340}		0.108-1.238	0.98	261	<i>Cyclops bicuspidatus thomasi</i> (nauplii-adult)	(F) Malley et al. 1989
<i>Thermocyclops</i>	i,a	PS(µg)=1.8504.Ll ^{2.0340}		0.108-1.238	0.98	261	<i>Cyclops bicuspidatus thomasi</i> (nauplii-adult)	(F) Malley et al. 1989

Taula 4.1. (cont.) Relacions pes sec vs. longitud utilitzades per calcular la biomassa dels tàxons trobats en aquest estudi.

Tàxon	Estadi	Fórmula	Factor de conversió	rang (mm)	r ²	n	Tàxon o forma de referència	Referència
O. Harpacticoida								
nauplii	I	$PS(\mu g) = 1.8504 \cdot L^{2.0340}$		0.108-1.238	0.98	261	<i>Cyclops bicuspidatus thomasi</i> (naupli-adult)	(F) Malley et al. 1989
Harpacticoid indeterminat	i,a	$PS(\mu g) = 12.51 \cdot L^{4.40}$					Harpacticoida	(F) Dumont et al. 1975
F. Canuclidae	a	$PS(\mu g) = 12.51 \cdot L^{4.40}$					Harpacticoida	(F) Dumont et al. 1975
<i>Canuella perplexa</i>								
F. Ameliridae	i,a	$PS(\mu g) = 12.51 \cdot L^{4.40}$					Harpacticoida	(F) Dumont et al. 1975
<i>Nitokra lacustris</i>								
<i>Nitokra spinipes</i>								
F. Canthocampidae	a	$PS(\mu g) = 12.51 \cdot L^{4.40}$					Harpacticoida	(F) Dumont et al. 1975
<i>Bryocampius minutus</i>								
<i>Mesochra rapiens</i>								
F. Cletodidae	i,a	$PS(\mu g) = 12.51 \cdot L^{4.40}$					Harpacticoida	(F) Dumont et al. 1975
<i>Cletocamptus confluens</i>								
F. Laophontidae	i,a	$PS(\mu g) = 12.51 \cdot L^{4.40}$					Harpacticoida	(F) Dumont et al. 1975
<i>Paronyctocamptus nanus</i>								
Cl. Malacostraca								
O. Amphipoda								
F. Aoridae								
<i>Leptocheirus pilosus</i>								
F. Corophiidae	a	$PS(\mu g) = 5.7 \cdot L^{2.721}$		3.85-12.93	0.99	24	<i>Gammarus aequicauda</i>	(F) Quintana 1995b
<i>Corophium orientale</i>								
F. Gammaridae	i,a	$PS(\mu g) = 5.7 \cdot L^{2.721}$		3.85-12.93	0.99	24	<i>Gammarus aequicauda</i>	(F) Quintana 1995b
<i>Gammarus aequicauda</i>								
F. Talitridae								
<i>Orchestia</i>								
<i>Parhyale</i>								
<i>Talorchestia</i>								
O. Isopoda								
F. Sphaeromatidae								
<i>Lekanesphaera hookeri</i>								
O. Decapoda								
F. Cambaridae								
<i>Procambarus clarkii</i>								
Superd. Insecta								
O. Heteroptera	i,a	$PS = (e^{(-17.24 + 7.69 \cdot L^{0.2})}) \cdot 10^6$			0.96	225	<i>Procambarus clarkii</i>	(F) Montes et al. 1993
F. Corixidae								
<i>Sigara lateralis</i>								
O. Coleoptera	a	$PS(\mu g) = 38 \cdot L^{2.53}$					<i>Sigara</i> sp.	(F) Smock 1980
F. Dytiscidae								
<i>Hygrotes</i>								
<i>Hydroporus planus</i>								
<i>Hydroporus pubescens</i>								
<i>Metaporus meridionalis</i>								
<i>Agabus</i>								
	I	$PS(\mu g) = 2.3 \cdot L^{2.8765}$	Pèrdua de pes per fixació amb formol al 4% = 1.43	4.32-13.40	0.77	50	<i>Agabus nebulosus</i>	(F) Boix 2000 (FC) Lindegaard 1992
F. Hydrophilidae								
<i>Helophorus fulgidicollis</i>								
<i>Berosus</i>								
<i>Enochrus bicolor</i>								
F. Hydraenidae								
<i>Ochthebius punctatus</i>								
	a	$PS(\mu g) = 152.9 \cdot L^{2.18}$		2.2-25.0	0.94	161	larves Coleoptera	(F) Smock 1980
	I	$PS(\mu g) = 11.7 \cdot L^{2.4724}$		1.2-3.9	0.57	65	Coleoptera	(F) Meyer 1989
	a	$PS(\mu g) = 152.9 \cdot L^{2.18}$		2.2-25.0	0.94	161	Coleoptera	(F) Smock 1980
	a	$PS(\mu g) = 152.9 \cdot L^{2.18}$		2.2-25.0	0.94	161	Coleoptera	(F) Smock 1980
	a	$PS(\mu g) = 152.9 \cdot L^{2.18}$		2.2-25.0	0.94	161	Coleoptera	(F) Smock 1980
	a	$PS(\mu g) = 152.9 \cdot L^{2.18}$		2.2-25.0	0.94	161	Coleoptera	(F) Smock 1980

Taula 4.1. (cont.) Relacions pes sec vs. longitud utilitzades per calcular la biomassa dels tàxons trobats en aquest estudi.

Tàxon	Estadi	Fórmula	Factor de conversió	rang (mm)	r ²	n	Taxon o forma de referència	Referència
O. Diptera								
F. Limnoidae								
Limoniidae indeterminat	I	PS(µg)=2.5.LL ^{2.5717}		1.5-40.8	0.81	324	Diptera	(F) Meyer 1989
F. Ceratopogonidae								
Culicoides	I	PS(µg)=0.08.LL ^{3.7948}		4.6-9.1	0.84	60	Ceratopogonidae	(F) Meyer 1989
F. Chironomidae								
Tanyopus	I	PS(µg)=5.1.LL ^{2.32}			0.94	61	Chironomidae/Orthoclaadiinae	(F) Smock 1980
Procladius	I	PS(µg)=5.1.LL ^{2.32}			0.94	61	Chironomidae/Orthoclaadiinae	(F) Smock 1980
Cricotopus sylvestris	I	PS(µg)=5.1.LL ^{2.32}			0.94	61	Chironomidae/Orthoclaadiinae	(F) Smock 1980
Halaceladus varians	I,p	PS(µg)=5.1.LL ^{2.32}			0.94	61	Chironomidae/Orthoclaadiinae	(F) Smock 1980
Psectrocladius sordidellus	I	PS(µg)=5.1.LL ^{2.32}			0.94	61	Chironomidae/Orthoclaadiinae	(F) Smock 1980
Chironomus grup halophilus	I	PS(µg)=5.1.LL ^{2.32}			0.94	61	Chironomidae/Orthoclaadiinae	(F) Smock 1980
Chironomus grup plumosus	I	PS(µg)=5.1.LL ^{2.32}			0.94	61	Chironomidae/Orthoclaadiinae	(F) Smock 1980
Chironomus salinaris	I,p	PS(µg)=5.1.LL ^{2.32}			0.94	61	Chironomidae/Orthoclaadiinae	(F) Smock 1980
Chironomus grup semireductus	I	PS(µg)=5.1.LL ^{2.32}			0.94	61	Chironomidae/Orthoclaadiinae	(F) Smock 1980
Chironomus grup thummi	I	PS(µg)=5.1.LL ^{2.32}			0.94	61	Chironomidae/Orthoclaadiinae	(F) Smock 1980
Polypedillum	I	PS(µg)=5.1.LL ^{2.32}			0.94	61	Chironomidae/Orthoclaadiinae	(F) Smock 1980
Micropsectra roseiventris	I	PS(µg)=5.1.LL ^{2.32}			0.94	61	Chironomidae/Orthoclaadiinae	(F) Smock 1980
Paratanytarsus	I	PS(µg)=5.1.LL ^{2.32}			0.94	61	Chironomidae/Orthoclaadiinae	(F) Smock 1980
F. Tabanidae								
Tabanidae indeterminat	I	PS(µg)=5.0.LL ^{2.36}			0.93	19	<i>Tipula abdominalis</i>	(F) Smock 1980
F. Dolichopodidae								
Dolichopodidae indeterminat	I	PS(µg)=2.5.LL ^{2.5717}		1.5-40.8	0.81	324	Diptera	(F) Meyer 1989
F. Chloropidae								
Chloropidae indeterminat	I,p	PS(µg)=2.5.LL ^{2.5717}		1.5-40.8	0.81	324	Diptera	(F) Meyer 1989
F. Ephydriidae								
Ephydra	I,p	PS(µg)=2.5.LL ^{2.5717}		1.5-40.8	0.81	324	Diptera	(F) Meyer 1989
Scatella	p	PS(µg)=2.5.LL ^{2.5717}		1.5-40.8	0.81	324	Diptera	(F) Meyer 1989
Ph. Chordata								
Ci. Osteichthyes								
F. Gasterosteidae								
<i>Gasterosteus gymmnurus</i>	a	PF(µg)=14.8.LL ^{3.216}	PS=0.2PF		0.91	41	<i>Aphanius iberus</i> (immadur)	(F) Garcia-Berthou 1990 (FC) Jorgensen 1979
F. Gobiidae								
<i>Pomatoschistus microps</i>	a	PF(µg)=14.8.LL ^{3.216}	PS=0.2PF		0.91	41	<i>Aphanius iberus</i> (immadur)	(F) Garcia-Berthou 1990 (FC) Jorgensen 1979

Tàxons	Mesures dels organismes (mm)	Mesures de biomassa	Referències
(1) = unitats de longitud total del tàxon en µm	Ll= longitud total	V= biovolum	F = Referència de la fórmula de biomassa
	Lisp= longitud total sense espina	PS= pes sec	FC= Referència del factor de conversió
	Ac= alçada de la closca	PSSC= pes sec sense cendres	per obtenir pes sec
	dm= diàmetre màxim	PF= pes fresc	
	ds _v = diàmetre del segment 5		
	ds _{vIII} = diàmetre del segment 8		
	ds _{vX} = diàmetre del segment 11		
	d ₁ = diàmetre		
	d ₂ = alçada		

Legenda:

Taula 4.2: Principals llibres i guies utilitzats per a la determinació dels diferents tàxons trobats en aquest estudi.

Tàxon	Referència
Granuloreticulosea	Colom 1974
Nematoda	Zullini 1982 Platt & Warwick 1983, 1988 Ocaña 1990 Bongers 1994 Warwick <i>et al.</i> 1998
Rotífera	Koste 1978 Koste & Shiel 1986, 1987, 1989a, 1989b, 1990a, 1990b, 1991 Shiel & Koste 1992, 1993
Gastropoda	Mouthon 1982 Bech 1990
Bivalvia	Barnes 1994
Polychaeta	Campoy 1982
Oligochaeta	Brinkhurst 1982
Branchiopoda	Alonso 1996
Ostracoda	Athersuch <i>et al.</i> 1989 Henderson 1990
Copepoda	Dussart 1967, 1969 Einsle 1996
Amphipoda	Bellan-Santini <i>et al.</i> 1982, 1993
Isopoda	Henry & Magniez 1983
Decapoda	Tachet <i>et al.</i> 2000
Coleoptera	Franciscolo 1979 Tachet <i>et al.</i> 2000
Diptera	Wiederholm 1983, 1986 Langton 1991 Tachet <i>et al.</i> 2000

CLASSIFICACIÓ EN GRUPS FUNCIONALS

Cada tàxon s'ha atorgat als grups funcionals: l'estratègia biològica en ambients temporanis i la forma d'alimentació. L'assignació de cada tàxon als diferents grups funcionals s'ha realitzat a partir de la bibliografia que apareix a la taula 4.3.

Taula 4.3: Atribució de cada tàxon als grups funcionals segons la forma d'alimentació i l'estratègia biològica en ambients temporanis.

		Estratègia biològica en ambients temporanis	
		Forma d'alimentació	Estratègia biològica en ambients temporanis
Estatid			
Ph. Sarcostigophora			
Cl. <i>Cramuoreticulososa</i>	1,a	mP (1)	5
Ph. Pluteimimha			
Cl. <i>Turbellaria</i>	1,a	P (2)	1 (2)
Ph. Nematelmintes			
Nematoda indeterminat	1,a	R (3)	1 (4)
Cl. Adenophora			
O. <i>Monystherida</i>			
F. <i>Monystheridae</i>	1,a	R (3)	1 (4)
<i>Diplomella</i>	1,a	R (3)	1 (4)
<i>Eumysthera</i>	1,a	R (3)	1 (4)
<i>Monysthera</i>	1,a	R (3)	1 (4)
<i>Monystrella</i>	1,a	R (3)	1 (4)
<i>Thalassomnystera</i>	1,a	R (3)	1 (4)
F. <i>Xyalidae</i>	1,a	R (3)	1 (4)
<i>Diptomena</i>	1,a	R (3)	1 (4)
<i>Theristus</i>	1,a	R (3)	1 (4)
F. <i>Sphaerolaimidae</i>	1,a	mP (4)	1 (4)
<i>Sphaerolaimus</i>	1,a	R (3)	1 (4)
F. <i>Limnoeidae</i>	1,a	R (3)	1 (4)
<i>Terschellingia</i>	1,a	R (3)	1 (4)
O. Chromadorida			
F. <i>Leptolaimidae</i>	1,a	R (3)	1 (4)
<i>Caenacolaimus</i>	1,a	R (3)	1 (4)
<i>Leptolaimus</i>	1,a	R (3)	1 (4)
F. <i>Plectidae</i>	1,a	R (3)	1 (4)
<i>Plectis</i>	1,a	R (3)	1 (4)
F. <i>Haliplectidae</i>	1,a	R (3)	1 (4)
<i>Haliplectus</i>	1,a	R (3)	1 (4)
F. <i>Chromadoridae</i>	1,a	R (3)	1 (4)
<i>Dichromadora</i>	1,a	R (3)	1 (4)
<i>Psycholaimellus</i>	1,a	R (3)	1 (4)
<i>Spilophorella</i>	1,a	R (3)	1 (4)
F. <i>Cyatholaimidae</i>	1,a	R (3)	1 (4)
<i>Paracanthorchus</i>	1,a	R (3)	1 (4)
F. <i>Microilaimidae</i>	1,a	R (3)	1 (4)
<i>Calomicrolaimus</i>	1,a	R (3)	1 (4)
O. Enoplida			
F. <i>Angiostomidae</i>	1,a	R (3)	1 (4)
<i>Angiostoma</i>	1,a	R (3)	1 (4)
F. <i>Oxyostomidae</i>	1,a	R (3)	1 (4)
<i>Halelimus</i>	1,a	R (3)	1 (4)
<i>Lilium</i>	1,a	R (3)	1 (4)
F. <i>Oxyostomina</i>	1,a	mP (4)	1 (4)
<i>Atenocholaimus</i>	1,a	mP (4)	1 (4)
<i>Viscosia</i>	1,a	mP (4)	1 (4)
F. <i>Triplolidae</i>	1,a	mP (4)	1 (4)
<i>Oncholaimus</i>	1,a	mP (4)	1 (4)
F. <i>Triplolidae</i>	1,a	mP (4)	1 (4)
<i>Tripyla</i>	1,a	mP (4)	1 (4)
O. Dorylaimida			
F. <i>Mononchidae</i>	1,a	P (4)	1 (4)
Mononchidae indeterminat	1,a	P (4)	1 (4)
F. <i>Dorylaimidae</i>	1,a	P (4)	1 (4)
<i>Dorylaimidae</i> indeterminat	1,a	P (4)	1 (4)
Cl. Secernentea			
O. Rhabditida			
F. <i>Rhabditidae</i>	1,a	R (3)	1 (4)
<i>Rhabditis</i>	1,a	R (3)	1 (4)
F. <i>Cephalobidae</i>	1,a	R (3)	1 (4)
<i>Acrobeloides</i>	1,a	P (4)	1 (4)
F. <i>Diplogasteridae</i>	1,a	P (4)	1 (4)
<i>Diplogaster</i>	1,a	P (4)	1 (4)
F. <i>Neolagasteridae</i>	1,a	P (4)	1 (4)
<i>Fictor</i>	1,a	X (3)	1 (4)
O. Tylenchida			
F. <i>Dolichodoridae</i>	1,a	X (3)	1 (4)
<i>Dolichodoridae</i> indeterminat	1,a	X (3)	1 (4)
F. <i>Meloidogonidae</i>	1,a	X (3)	1 (4)
<i>Meloidogone</i>	1,a	P (4)	1 (4)
O. Aphelenchida			
F. <i>Aphelenchoididae</i>	1,a	P (4)	1 (4)
<i>Senaura</i>	1,a	P (4)	1 (4)

		Estratègia biològica en ambients temporanis	
		Forma d'alimentació	Estratègia biològica en ambients temporanis
Estatid			
Ph. Rotifera			
Cl. <i>Digonota</i>	1,a	R, F (2)	1 (2)
F. <i>Bolbitidae</i>	1,a	R (2)	1 (2)
<i>Bolbitidae</i> indeterminat	1,a	R (2)	1 (2)
Cl. Monogonota			
<i>Platyas quadricornis</i>	1,a	R (2)	1 (2)
<i>Nematoda</i>	1,a	F (2)	1 (2)
<i>Xeratiella</i>	1,a	R (2)	1 (2)
<i>Lecane 1</i>	1,a	R (2)	1 (2)
<i>Lecane 2</i>	1,a	R (2)	1 (2)
<i>Cephalobella</i>	1,a	mP, R (2)	1 (2)
<i>Synchaeta</i>	1,a	mp (3)	1 (2)
<i>Trichotria pociillum</i>	1,a	R (2)	1 (2)
Ph. Mollusca			
Cl. <i>Castropoda</i>	1,a	B (6)	1 (7),(8)
F. <i>Hydrobiidae</i>	1,a	B (6)	1 (7),(8)
<i>Hydrobia acuta</i>	1,a	B (6)	1 (7),(8)
Cl. Bivalvia			
F. <i>Cardidae</i>	a	F (6)	5
<i>Corastoma glaucum</i>	a	F (6)	5
Ph. Annelida			
Cl. <i>Polychaeta</i>	1,a	P, F, R (6)	5
F. <i>Nereidae</i>	a	R (9)	5
<i>Nereis diversicolor</i>	a	R (9)	5
F. <i>Spionidae</i>	1,a	R (9)	5
<i>Polydora cornuta</i>	1,a	R (9)	5
<i>Streblospio shrubsolli</i>	a	F (9)	5
F. <i>Serpulidae</i>	a	F (9)	5
<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	a	F (9)	5
Cl. Oligochaeta			
F. <i>Naididae</i>	1,a	R (10)	1 (11)
<i>Nais</i>	1,a	R (10)	1 (11)
<i>Paranais</i>	1,a	R (10)	1 (11)
F. <i>Tubificidae</i>	1	R (10)	1 (11)
<i>Tubificidae</i> indeterminat	1	R (10)	1 (11)
F. <i>Enchytraeidae</i>	1	R (10)	1 (11)
<i>Enchytraeidae</i> indeterminat	1	R (10)	1 (11)
Ph. Arthropoda			
Cl. <i>Arachnida</i>			
O. <i>Prostigmata</i>	a	P (2)	2 (2),(11)
F. <i>Halacaridae</i>	a	P (2)	2 (2),(11)
Cl. Branchiopoda			
F. <i>Daphniidae</i>	a	F (20)	1 (11)
<i>Daphnia pulex</i>	a	F (20)	1 (11)
<i>Daphnia pulicaria</i>	a	F (20)	1 (11)
<i>Simoccephalus vetulus</i>	1,a	F (20)	1 (11)
<i>Simoccephalus velulus</i>	1,a	F (20)	1 (11)
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i>	a	F (20)	1 (11)
<i>Ceriodaphnia reliculata</i>	a	F (20)	1 (11)
<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	a	F (20)	1 (11)
F. <i>Bosminidae</i>	a	F (20)	1 (11)
<i>Bosmina longirostris</i>	a	F (20)	1 (11)
F. <i>Euryceridae</i>	1	R (20)	1 (11)
<i>Euryceridae</i> indeterminat	1	R (20)	1 (11)
<i>Chydorus sphaericus</i>	a	R (20)	1 (11)
<i>Alona</i>	a	R (20)	1 (11)
<i>Tetradaphnia ambigua</i>	a	R (20)	1 (11)
Cl. Ostracoda			
F. <i>Ilyocypridae</i>	1,a	R (12),(13)	1 (11)
<i>Ilyocypris gibba</i>	1,a	R (12),(13)	1 (11)
F. <i>Cypridae</i>	1	R (12),(13)	1 (11)
<i>Eucypris virens</i>	1	R (12),(13)	1 (11)
<i>Hepetocypris helena</i>	1	R (12),(13)	1 (11)
F. <i>Cypridopsidae</i>	1	R (12),(13)	1 (11)
<i>Cypridopsis 1</i>	1	R (12),(13)	1 (11)
F. <i>Cythereidae</i>	1,a	R (14)	1 (11)
<i>Cythereis torosa</i>	1,a	R (14)	1 (11)
F. <i>Loxococonidae</i>	1,a	R (14)	1 (11)
<i>Loxococoncha elliptica</i>	1,a	R (14)	1 (11)

Taula 4.3: (cont.) Atribució de cada tàxon als grups funcionals segons la forma d'alimentació i l'estratègia biològica en ambients temporanis.

		Estratègia biològica en ambients temporanis	
		Forma d'alimentació	Estratègia biològica en ambients temporanis
Cl. Co	Estadi		
oda			
raujuli			
O. Calanoida			
F. Pseudodiaptomidae	I	F	1 (11)
F. <i>Calanipeda anophage-dulcis</i>	Ia	F (15),(16)	1 (11)
F. <i>Acartia luffitosa</i>	a	F (15),(16)	1 (11)
F. <i>Eurytemora velox</i>	Ia	F (15),(16)	1 (11)
O. Cyclopoida			
F. Cyclopidae			
F. <i>Haliacyclops magnificus</i>	Ia	R (15),(16)	1 (11)
F. <i>Haliacyclops rotundipes</i>	Ia	R (15),(16)	1 (11)
F. <i>Acanthocyclops robustus</i>	Ia	P (15),(16)	1 (11)
F. <i>Acanthocyclops 1</i>	Ia	P (15),(16)	1 (11)
F. <i>Acanthocyclops 2</i>	Ia	P (15),(16)	1 (11)
F. <i>Dibacyclops bisetosus</i>	Ia	R (15),(16)	1 (11)
F. <i>Dibacyclops bicuspidatus odessanus</i>	Ia	R (15),(16)	1 (11)
F. <i>Thermocyclops</i>	Ia	R (15),(16)	1 (11)
O. Harpacticoida			
F. Harpacticoidi Indeterminat	a	R (15),(17)	1 (11)
F. Canuellae	Ia	F (15),(17)	1 (11)
F. <i>Canuella perplexa</i>	Ia	R (15),(17)	1 (11)
F. <i>Nitokra lacustris</i>	Ia	R (15),(17)	1 (11)
F. <i>Nitokra spinipes</i>	Ia	R (15),(17)	1 (11)
F. <i>Bythotrephes minutus</i>	a	R (15),(17)	1 (11)
F. <i>Mesochra rapiens</i>	Ia	R (15),(17)	1 (11)
F. <i>Cletodinae</i>	Ia	R (15),(17)	1 (11)
F. <i>Laophontiidae</i>	Ia	R (15),(17)	1 (11)
F. <i>Paronychocampulus nanus</i>	Ia	R (15),(17)	1 (11)
Cl. Malacostraca			
O. Amphipoda			
F. Aoridae			
F. <i>Leptocheirus pillosus</i>	a	R, F (18)	5
F. <i>Corophiidae</i>	Ia	R (18)	5
F. <i>Corophium orientale</i>	Ia	R (18)	5
F. <i>Gammaridae</i>	Ia	R, B (18)	5
F. <i>Gammarus aequicauda</i>	a	R (18)	5
F. <i>Orchestilla</i>	a	R (18)	5
F. <i>Parhyale eburnea</i>	a	R (18)	5
F. <i>Talorchestia deshayesi</i>	a	R (18)	5
O. Isopoda			
F. Sphaeromatidae	a	R (18)	5
F. <i>Lekanesphaera hookeri</i>	a	R (18)	5
O. Decapoda			
F. Cambaridae	Ia	P, T (18)	5
F. <i>Procambarus clarkii</i>	Ia	P, T (18)	5
Su ercl. Insecta			
O. Heteroptera			
F. Corixidae	a	P, R, X (8)	4 (8)
F. <i>Sigara lateralis</i>	a	P, R, X (8)	4 (8)
O. Coleoptera			
F. Dytiscidae	I	P (18)	- (11)
F. <i>Hygroplitis</i>	I	P (8)	2 (8)
F. <i>Hydrophilus planus</i>	a	P (8)	2 (8)
F. <i>Hydrophilus pubescens</i>	a	P (18)	2
F. <i>Metoporus meridionalis</i>	I	P (8)	2 (8)
F. <i>Agabus</i>	I	P (8)	2 (8)
F. Hydrophilidae	a	T, B (8),(18)	2 (8)
F. <i>Helophorus fulgidicollis</i>	I	P	2 (8)
F. <i>Berosus</i>	a	T (19)	4 (11)
F. <i>Enochrus bicolor</i>	a	B, R (18)	4 (18)
F. <i>Hydraenidae</i>	a		
F. <i>Cathartes punctatus</i>	a		

		Estratègia biològica en ambients temporanis	
		Forma d'alimentació	Estratègia biològica en ambients temporanis
Cl. Diptera	Estadi		
F. Limoniidae	I	P, T, R (18)	3 (8)
F. Ceratopogonidae	I	P, R (18)	2 (8),(11)
F. Chironomidae			
F. <i>Parajulus</i>	I	P, X, R (18),(19)	4 (11)
F. <i>Procladius</i>	I	R, T (8)	4 (11)
F. <i>Helocadius varians</i>	I	R, T (18),(19)	2 (8),(11)
F. <i>Aescrobolus sordidellus</i>	Ip	R, T (8)	2 (8),(11)
F. <i>Chironomus grup raiophilus</i>	I	R, T (8),(18),(19)	2 (8),(11)
F. <i>Chironomus grup plumosus</i>	I	R, T (8),(18),(19)	2 (8),(11)
F. <i>Chironomus salinarum</i>	Ip	R, T (8),(18),(19)	2 (8),(11)
F. <i>Chironomus grup seminudatus</i>	I	R, T (8),(18),(19)	2 (8),(11)
F. <i>Chironomus grup hummi</i>	I	T, R, P (19)	2 (8),(11)
F. <i>Polypsectum</i>	I	R (18),(19)	4 (8),(11)
F. <i>Paratanydarus</i>	I	R (18)	2 (11)
F. Tabanidae	I	P (18),(19)	2 (11)
F. Dolichopodidae	I	P (18)	3 (8)
F. Chloropidae	Ip	T, P (8)	3 (8)
F. Ephyridae	Ip	T, R (8)	4 (8)
F. <i>Ephydra</i>	p	R, B (19)	4 (8)
F. <i>Scatella</i>	p		
Ph. Chordata			
Cl. Osteichthyes			
F. <i>Gasterosteus gymmnus</i>	a	P	5
F. <i>Gobidae</i>	a	P	5
F. <i>Pomatoschistus microps</i>	a	P	5

Llegenda	
Estadis	(1) Fernandez-Galiano (1991)
a= adult	(2) Rundle <i>et al.</i> (2002)
l= larva	(3) Jensen (1987)
p= pupa	(4) Mas-Coma <i>et al.</i> (1991)
l= immatur	(5) Armeigol (1991)
Forma d'alimentació	(6) Barnes (1994)
R = recolector	(7) Mouthon (1982)
F = filtrador	(8) Bok (2000)
X = xuclador	(9) George & Hammann-Schroder (1985)
T = triturador	(10) Brinkhurst (1982)
mp = micropredador	(11) Wiggins <i>et al.</i> (1980)
P = predador	(12) Henderson (1990)
	(13) Meisch (2000)
	(14) Albersuch <i>et al.</i> (1989)
	(15) Dussart (1969)
	(16) Dussart & Deléys (1995)
	(17) Hays <i>et al.</i> (2000)
	(18) Tackett <i>et al.</i> (2000)
	(19) Merritt & Cummins (1996)
	(20) Dumont & Negrea (2002)
Estratègia biològica en ambients temporanis	
1 Organismes que únicament presenten dispersió passiva i que passen la fase seca en la cubeta en forma d'estructures de resistència a la sequera (òsis o oús), juvenils o adults.	
2 Organismes que necessiten de la presència d'aigua per a realitzar la posta i que passen la fase seca a la cubeta en els estadis d'ou o larva, si bé alguna espècie de colèpter també no ho com adult.	
3 Organismes que no necessiten de la presència d'aigua per a realitzar la posta i per tant poden arribar quan la llacuna està completament seca. Passen la fase seca a la llacuna en estadi d'ou.	
4 Organismes que necessiten de la presència d'aigua per a realitzar la posta, no romanen en la llacuna durant la fase seca i tenen la capacitat de migrar (es dispersen activament).	
5 Organismes que necessiten de la presència d'aigua per a realitzar la posta i no tenen la capacitat ni de passar la fase seca en la cubeta ni de migrar (es dispersen passivament amb la inundació).	

Estratègia biològica en ambients temporanis

A partir dels grups descrits per Wiggins *et al.* (1980) i amb la incorporació d'un cinquè grup, tal com proposa Hillman & Quinn (2002), s'han assignat els organismes als següents grups d'estratègies biològiques:

- Grup 1.** Organismes que únicament presenten dispersió passiva i que passen la fase seca a la cubeta en forma d'estructures de resistència a la sequera (cists o ous), juvenils o adults.
- Grup 2.** Organismes que necessiten la presència d'aigua per fer la posta i que passen la fase seca a la cubeta en els estadis d'ou o larva, si bé alguna espècie de coleòpter també ho fa com a adult.
- Grup 3.** Organismes que no necessiten la presència d'aigua per fer la posta i per tant poden arribar quan la llacuna està completament seca. Passen la fase seca a la llacuna en estadi d'ou.
- Grup 4.** Organismes que necessiten de la presència d'aigua per a realitzar la posta, no romanen en la llacuna durant la fase seca i tenen la capacitat de migrar (es dispersen activament).
- Grup 5.** Organismes que necessiten la presència d'aigua per fer la posta i no tenen la capacitat ni de passar la fase seca a la cubeta ni de migrar (es dispersen passivament amb la inundació).

Forma d'alimentació

Els diferents organismes trobats s'han separat en: trituradors, xucladors (només els herbívors), filtradors, recol·lectors, brostejadors, micropredadors (organismes que depreden sobre microorganismes) i predadors. Cal comentar que tant en micropredadors com en predadors s'inclouen els xucladors amb preses animals.

Cal remarcar que per als nematodes s'ha realitzat l'assignació a les diferents formes d'alimentació a partir de la classificació en tipologies d'alimentació (*feeding types*) proposada per Jensen (1987). Així, s'ha considerat com a recol·lectors els *deposit feeders* i els *epistrate feeders*, i els *predators* i *scavengers* (bàsicament xucladors amb preses animals) s'han assignat a predadors o micropredadors, segons el que descriu Mas-Coma *et al.* (1991).

PARÀMETRES DE LA COMUNITAT

Per descriure l'estructura de la comunitat bentònica s'han calculat els paràmetres següents:

Riquesa específica: nombre de tàxons

Diversitat de Shannon-Wiener:

$$H = -\sum_{i=1}^S (p_i) \cdot (\log_2 p_i); \quad \hat{p}_i = \frac{N_i}{N}$$

On H s'expressa en contingut d'informació de la mostra en bits·individu⁻¹, p_i és la probabilitat de trobar un individu del taxó i , i N_i és el nombre total d'individus del taxó i , i N és el nombre total d'individus.

Equitativitat:

$$E = \frac{H}{H_{m\grave{a}x}} ; \quad H_{m\grave{a}x} = \log_2 S$$

On E agafa valors compresos entre 0 i 1, H és la diversitat de Shannon-Weaver, S és el nombre de tàxons i $H_{m\grave{a}x}$ és la diversitat dels tàxons en condicions de màxima equitativitat.

L'abundància de cada tàxon, utilitzada pel càlcul de la diversitat i equitativitat, s'ha estimat a partir tant del nombre d'individus com de la biomassa.

ESTRUCTURA DE LA COMUNITAT

L'estudi de l'estructura s'ha realitzat a partir de dues aproximacions: una de basada en l'abundància d'espècies i l'altra, en la biomassa dels individus.

Aproximació basada en l'abundància d'espècies: model de Motomura

Segons diversos autors, el model de Motomura (log-lineal) és el que s'ajusta d'una manera més rigorosa a l'estructura de les comunitats de sistemes de llacunes costaneres (Amanieu *et al.* 1981 i Calvário 1995). L'ajust del model (abundàncies teòriques) a la distribució de les abundàncies observades s'obté a partir d'una regressió lineal entre els tàxons i les seves freqüències corresponents a escala logarítmica ordenades en ordre decreixent ($\ln q_i$). Els logaritmes del nombre d'individus de cada tàxon estan distribuïts de manera regular, i queden alineats sobre una recta de regressió amb un determinat pendent. El canvi en el temps d'aquest pendent s'utilitza com a descriptor de l'evolució de la comunitat. L'antilogaritme d'aquest pendent s'anomena *constant de Motomura* (m), i s'ha relacionat amb la diversitat i les condicions d'equilibri de la comunitat. Com que el nombre d'individus de les espècies es representen en ordre decreixent, el pendent sempre serà negatiu ($m < 1$), i serà major en valor absolut com menys diversitat, en nombre d'individus, presenti la comunitat (Calvário 1995).

L'ajust al model ha estat fet seguint la fórmula següent:

$$\ln q_i = \ln q_1 + \ln m \cdot (i - 1)$$

On q_i és la freqüència del tàxon i , q_1 és la freqüència del tàxon més abundant i m és la constant de Motomura.

Aproximació basada en l'estructura de mides: model de Pareto

En aquest cas el model consisteix a representar la biomassa en funció de la grandària corporal (espectre de mida-biomassa). L'espectre de mida-biomassa es pot modelitzar mitjançant diverses metodologies, i és l'espectre de mida-biomassa normalitzat (NB-SS) el més utilitzat (Platt & Denman 1977, Blanco *et al.* 1994). Aquesta metodologia analitza la distribució a escala doble logarítmica de la biomassa normalitzada en classes de mides discretes i ajusta l'espectre obtingut a una recta mitjançant regressió lineal. La utilització de

classes de mida discretes presenta problemes de dependència amb l'elecció de l'amplitud dels intervals utilitzats (Han & Straškraba 1998).

Vidondo *et al.* (1997) van proposar l'ús del model continu de Pareto per solucionar el problema que generaven les classes discretes. Aquest model es basa en la distribució de probabilitats, i ja ha estat utilitzat anteriorment per a l'anàlisi de sistemes basats en la mida corporal (Winiwarter & Cempel 1992, Vidondo *et al.* 1997, Boix 2000, Quintana 2002a, Bruçet 2003).

La distribució de Pareto I s'ha ajustat, a partir de regressió lineal, a la funció següent:

$$\log_2[\text{prob}(s \geq S)] = c \cdot \log_2[K] - c \cdot \log_2[s]$$

On $\text{prob}(s \geq S)$ és la probabilitat acumulada que la mida d'un individu escollit a l'atzar (s) prengui valors superiors a una mida determinada (S) de l'individu en qüestió. A la pràctica el terme $\text{prob}(s \geq S)$ s'estima per cada individu simplement com la fracció de tots els individus més grans o iguals a si mateix ($N_{s \geq S} / N_{\text{total}}$). c i K són paràmetres de la distribució.

El model de Pareto I pot presentar una manca d'ajustament quan l'abundància de les mides més petites és menor a la que prediu una línia recta. Per evitar els problemes de manca d'ajust en aquest tipus d'estructures no lineals, s'aconsella utilitzar la distribució de Pareto II (Vidondo *et al.* 1997).

La distribució de Pareto II s'ha ajustat, seguint un procediment iteratiu de regressió no lineal, a la funció següent:

$$\log_2[\text{prob}(s \geq S)] = c \cdot \log_2[K + D] - c \cdot \log_2[s + D]$$

On c és el pendent de la part final de la corba, K és el valor de x quan $y=0$ i D és el punt d'inflexió de la corba. Els termes s i S tenen el mateix significat que en el model de Pareto I.

Així doncs, la modelització dels espectres de mida-biomassa s'ha realitzat mitjançant l'ajustament a la distribució de Pareto I i II per a cada una de les mostres. Cal remarcar que el model de Pareto I és un cas especial, quan $D=0$, del model de Pareto II (Vidondo *et al.* 1997).

ANÀLISI COMPARATIVA DE LA COMPOSICIÓ TAXONÒMICA

Per a la comparació del bentos dels aiguamolls de l'Empordà amb el d'altres sistemes, bàsicament costaners, s'han seleccionat els treballs que han utilitzat una metodologia de captura similar a la desenvolupada en aquest treball (draga o *core*). No s'ha trobat treballs pel global de la comunitat bentònica (meiofauna i macrofauna) i per això s'ha fet la comparació separadament de les associacions de macroinvertebrats i de nematodes. En el cas dels microcrustacis (cladòcers, ostracodes i copèpodes) no ha estat possible la comparació perquè la majoria de treballs utilitzen metodologies de captura diferents, com és el salabre. No s'ha considerat adient utilitzar aquests treballs per a la comparativa, ja que es disposa d'informació obtinguda amb ambdós metodologies per llacunes de la maresma i s'ha

observat que un 47% d'espècies capturades amb salabre no es capturaven amb draga i, alhora, un 41% de les capturades amb draga no es capturaven amb salabre.

ANÀLISIS ESTADÍSTIQUES

S'han realitzat anàlisis de variància (ANOVA) per estudiar l'efecte de la permanència de l'aigua i de les diferents situacions d'estabilitat hídrica considerades (inundació, estabilitat i assecatge). En el cas de resultats significatius, s'han desenvolupat proves *post hoc* per determinar quina situació era la que presentava diferències significatives. S'ha utilitzat l'índex de Bonferroni, ja que el nombre de comparacions que s'han de fer és baix (Altman 1999).

Anàlisis multivariables

S'han realitzat anàlisis de classificació per discriminar grups d'organismes presents a les diferents llacunes i una anàlisi d'ordenació quan l'objectiu era veure la resposta dels organismes en un gradient ambiental.

a) Anàlisis de classificació

Per a l'estudi de la composició taxonòmica de la comunitat es va fer una anàlisi de classificació jeràrquica aglomerativa, utilitzant la unió completa (*complet linkage* o *furthest neighbour*) com a mètode de conglomeració i el coeficient de comunitat (índex de Sørensen) com a mesura de similitud. El mètode de conglomeració d'unió completa és el més convenient quan l'objectiu és separar les discontinuïtats més clares (Legendre & Legendre 1998), i l'índex de Sørensen és poc sensible a la riquesa específica (Jongman *et al.* 1987) i es pretenia classificar les mostres no tant per la riquesa sinó per la composició.

b) Anàlisis d'ordenació

Per discriminar els factors que controlen la comunitat s'ha fet una Anàlisi de Correspondències Canònica (CCA) pel global de la comunitat bentònica. La matriu de variables ambientals consta de 20 variables: percentatge de sorres, pH, salinitat, percentatge de saturació d'oxigen, temperatura, alçada de la columna d'aigua, dies d'inundació, clorofil·la a, feopigments, nitrogen total, fòsfor total, carboni orgànic total del sediment i nitrogen total, carboni orgànic total, fòsfor total, nitrat, nitrit, amoni, fosfat i clorofil·la a de l'aigua. Totes les variables, excepte el pH, han estat transformades logarítmicament com a $\log_{10}(\text{var}+1)$. Per a la selecció de les variables que s'utilitzaran en l'anàlisi s'ha seguit un mètode de pas a pas cap endavant (*forward*), existent en la versió 4 del paquet estadístic CANOCO (Ter Braak & Šmilauer 1998). Aquest mètode consisteix a obtenir un nivell de significació per cada variable de la matriu de variables ambientals a partir d'un test de Monte-Carlo (199 permutacions). Únicament s'han introduït en l'anàlisi les variables amb un nivell de significació igual o inferior a 0.10 (Magnan *et al.* 1994). La matriu de tàxons conté 97 tàxons, l'abundància (nombre d'individus) dels quals ha estat transformada mitjançant el càlcul de la seva arrel quadrada i s'ha ponderat tenint en compte els tàxons rars (*downweight rare sp.*), per disminuir la influència d'aquests en l'anàlisi (Ter Braak & Šmilauer 1998).

S'han dut a terme dos tests de significació per als eixos canònics, mitjançant tests de Monte-Carlo, amb 199 permutacions per test (Ter Braak & Šmilauer 1998). El primer permet verificar si el primer eix canònic explica la variació canònica dels tàxons i, per tant, si resulta significatiu, es pot utilitzar aquest eix per representar la

variació existent en les dades de la matriu de tàxons. I el segon permet verificar si existeix o no relació entre les variables ambientals seleccionades i la matriu de tàxons (Legendre & Legendre 1998, Ter Braak & Šmilauer 1998). Per la interpretació de la solució del CCA, s'han realitzat correlacions de Pearson entre els eixos canònics i les variables ambientals (que no han entrat en l'anàlisi) i els paràmetres d'estructura de la comunitat (riquesa, diversitat, equitativitat, constant de Motomura, i c , K i D del model de Pareto).

L'anàlisi de correspondències canònica i les diferents anàlisis de significació pels eixos canònics s'han dut a terme utilitzant el paquet estadístic CANOCO 4; per a la resta d'anàlisis estadístiques s'ha utilitzat l'SPSS versió 10.1 per a Windows.

4.1. COMPOSICIÓ I ESTRUCTURA DE LA COMUNITAT BENTÒNICA

RESULTATS

En el bentos de la maresma dels aiguamolls de l'Empordà s'han trobat 135 tàxons, repartits en 8 filums. Els filums amb un nombre de tàxons més elevat són els artròpodes, amb 73 tàxons, i els nematodes, amb 37 tàxons. Dels artròpodes, els crustacis són els que presenten més riquesa (44 tàxons), i els insectes serien el segon grup més ben representat (28 tàxons). Els dípters, bàsicament quironòmids, és l'ordre d'insectes amb major nombre de tàxons (18 tàxons), seguits pels coleòpters (9 tàxons). Pel que fa als nematodes s'observa com domina la classe Adenophorea i dins d'aquesta els ordres Monhysterida, Chromadorida i Enoplida, amb 9 tàxons cada un (taula 4.1.1). Cal destacar, però, que només 7 tàxons són comuns a totes les llacunes estudiades (*Monhystrella*, *Thalassomonhystera*, *Theristus*, *Nereis diversicolor*, *Cletocamptus confluens*, *Gammarus aequicauda* i *Chironomus salinarius*).

Caracterització de les comunitats en funció de la composició i de la riquesa

El dendrograma, construït a partir de la composició faunística (presència/absència) de cada dia de mostreig, evidencia l'elevada especificitat de la comunitat bentònica de cada llacuna (figura 4.1.1). Així, s'observa que la primera divisió separa les mostres de Muntanyeta de la resta, i que aquestes se separen, al seu torn, en les mostres de la llacuna permanent (Rogera) i les mostres de les llacunes temporànies (Connectada, Litoral i Tamariu). En el mateix dendrograma es pot apreciar una major heterogeneïtat temporal en la composició de la comunitat de Muntanyeta, ja que les distàncies observades entre les tres mostres recollides en aquesta llacuna són superiors a les distàncies observades entre les mostres de la resta de llacunes de la maresma. En l'extrem contrari se situa Rogera, les tres mostres de la qual presenten una elevada similaritat i, per tant, es pot considerar que la composició faunística d'aquesta llacuna es caracteritza per una elevada homogeneïtat temporal. La resta de llacunes (Connectada, Litoral i Tamariu) representen situacions intermèdies. Connectada sembla que presenta una comunitat més diferenciada que la de Litoral i Tamariu, ja que les mostres de Connectada s'agrupen en el dendrograma. En canvi, les mostres de Litoral i Tamariu queden agrupades en el mateix conglomerat i, per tant, cal considerar que les comunitats són molt similars (figura 4.1.1).

Així doncs, en funció de la composició taxonòmica es poden diferenciar tres comunitats característiques (figura 4.1.1):

- (1) La comunitat de la llacuna permanent salobrosa (Rogera) es caracteritza perquè presenta una major representació d'anèl·lids (7 tàxons respecte als 1 o 2 presents en la resta de llacunes) i de nematodes enòplides (7 tàxons davant de l'1 a 3 en la resta). A més, aquesta llacuna permanent presenta els màxims de riquesa si la comparem amb la resta de llacunes salobroses (taula 4.1.1).

Taula 4.1.1: Composició faunística (presència/absència) de les llacunes estudiades. S'indica la presència (+) i absència (-) dels tàxons, així com els tàxons capturats amb una draga Ekman de 225 cm² (DRAGA). En negreta els sumatoris. A la part inferior de la taula s'observa el nombre total de tàxons per cada llacuna i la singularitat de cada llacuna expressada com el nombre de tàxons exclusius respecte el nombre mínim de tàxons totals per cada llacuna.

	TAMARIU	CONNECTADA	LITORAL	MUNTANYETA	ROGERA
Ph. Sarcostigophora (Cl. Granuloreticulosea)	-	+	-	-	+
Ph. Plathelmintha (Cl. Turbellaria)	0	0	0	0	5
<i>Promonotus ponticus</i>	-	-	-	-	+
<i>Archimonotresis limophila</i>	-	-	-	-	+
<i>Plagiotamum cf. abboti</i>	-	-	-	-	+
<i>Cheliplana orthocirra</i>	-	-	-	-	+
<i>Cheliplana vestibularis</i>	-	-	-	-	+
Ph. Nematelminthes	≥17	≥15	≥11	≥17	≥21
Nematoda indeterminat	-	+	-	-	-
O. Monhysterida	≥6	≥7	≥7	≥5	≥7
<i>Diplolaimella</i>	+	+	+	-	+
<i>Eumonhystera</i>	-	+	-	+	-
<i>Monhystera</i>	+	-	-	-	-
<i>Monhystrella</i>	+	+	+	+	+
<i>Thalassomonhystera</i>	+	+	+	+	+
<i>Daptonema</i>	-	+	+	+	+
<i>Theristus</i>	+	+	+	+	+
<i>Sphaerolaimus</i>	+	+	+	-	+
<i>Terschellingia</i>	-	-	+	-	+
O. Chromadorida	≥3	≥4	≥1	≥3	≥7
<i>Camacolaimus</i>	-	-	-	+	+
<i>Leptolaimus</i>	-	+	-	-	+
<i>Plectus</i>	-	-	-	-	+
<i>Haliplectus</i>	+	+	-	-	-
<i>Dichromadora</i>	+	+	+	-	+
<i>Ptycholaimellus</i>	-	+	-	+	+
<i>Spilophorella</i>	+	-	-	-	-
<i>Paracanthochus</i>	-	-	-	-	+
<i>Calomicrolaimus</i>	-	-	-	+	+
O. Enoplida	≥2	≥1	≥3	≥2	≥7
<i>Anoplostoma</i>	+	-	+	+	+
<i>Halalaimus</i>	-	-	-	-	+
<i>Litinium</i>	-	-	-	+	-
<i>Oxystomina</i>	-	-	-	-	+
<i>Adoncholaimus</i>	-	-	-	-	+
<i>Viscosia</i>	+	+	+	-	+
<i>Oncholaimus</i>	-	-	+	-	-
<i>Tripyloides</i>	-	-	-	-	+
<i>Tripyla</i>	-	-	-	-	+
O. Dorylaimida	≥1	≥1	0	≥2	0
Mononchidae indeterminat	-	-	-	+	-
Dorylaimidae indeterminat	+	+	-	+	-
O. Rhabditida	≥4	≥1	0	≥3	0
<i>Rhabditis</i>	+	-	-	-	-
<i>Acrobeloides</i>	+	-	-	+	-
<i>Diplogaster</i>	+	+	-	+	-
<i>Fictor</i>	+	-	-	+	-
O. Tylenchida	≥1	0	0	≥1	0
Dolichodoridae indeterminat	-	-	-	+	-
<i>Meloidogyne</i>	+	-	-	-	-
O. Aphelenchida	0	0	0	≥1	0
<i>Seinura</i>	-	-	-	+	-
Ph. Rotifera	0	≥2	0	≥8	≥1
Bdelloidea indeterminat	-	-	-	+	-
<i>Platylas quadricornis</i>	-	-	-	+	-
<i>Notholca</i>	-	+	-	+	-
<i>Keratella</i>	-	-	-	+	-
<i>Lecane</i> 1	-	-	-	+	+
<i>Lecane</i> 2	-	-	-	+	-
<i>Cephalodella</i>	-	-	-	+	-
<i>Synchaeta</i>	-	-	-	+	-
<i>Trichotia pocillum</i>	-	+	-	-	-
Ph. Mollusca	2	1	1	0	1
<i>Hydrobia acuta</i>	+	+	+	-	+
<i>Cerastoderma glaucum</i>	DRAGA	-	-	-	-
Ph. Annelida	≥2	1	1	≥2	≥7
Cl. Polychaeta	1	1	1	1	3
<i>Nereis diversicolor</i>	+	DRAGA	+	+	+
<i>Polydora cornuta</i>	-	-	-	-	DRAGA
<i>Streblospio shrubsolii</i>	-	-	-	-	+
Cl. Oligochaeta	≥1	0	0	≥1	≥4
<i>Nais</i>	-	-	-	-	DRAGA
<i>Paranais</i>	-	-	-	DRAGA	+
Tubificidae indeterminat	DRAGA	-	-	-	+
Enchytraeidae indeterminat	-	-	-	-	+
Ph. Arthropoda	≥15	≥21	≥18	≥43	≥22
Cl. Arachnida (F. Halacaridae)	0	0	0	≥1	≥1
Supercl. Crustacea	≥8	≥13	11	≥22	16
Cl. Branchiopoda	0	0	0	≥11	0
<i>Daphnia parvula</i>	-	-	-	+	-
<i>Daphnia pulicaria</i>	-	-	-	+	-
<i>Simocephalus vetulus</i>	-	-	-	+	-
<i>Simocephalus expinosus</i>	-	-	-	+	-

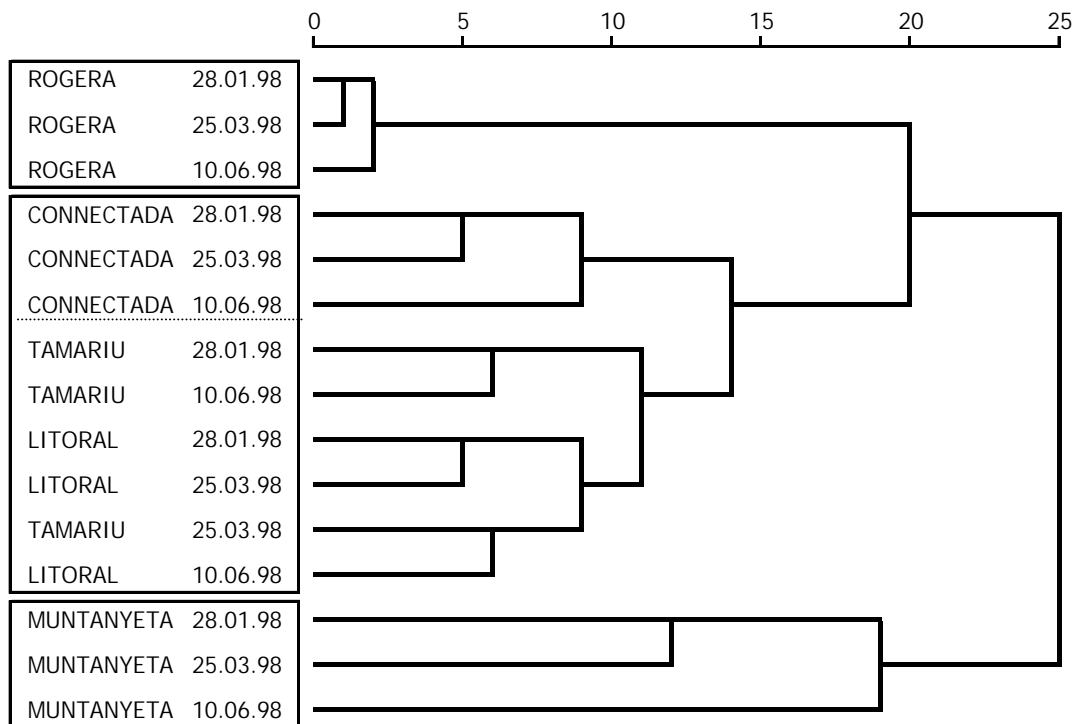
Sistema bentònic dels aiguamolls de l'Empordà

Taula 4.1.1: (cont.) Composició faunística (presència/absència) de les llacunes estudiades. S'indica la presència (+) i absència (-) dels tàxons, així com els tàxons capturats amb una draga Ekman de 225 cm² (DRAGA). En negreta els sumatoris. A la part inferior de la taula s'observa el nombre total de tàxons per cada llacuna i la singularitat de cada llacuna expressada com el nombre de tàxons exclusius respecte el nombre mínim de tàxons totals per cada llacuna.

	TAMARIU	CONNECTADA	LITORAL	MUNTANYETA	ROGERA
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i>	-	-	-	+	-
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	-	-	-	+	-
<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	-	-	-	+	-
Euryceridae indeterminat	-	-	-	+	-
<i>Chydorus sphaericus</i>	-	-	-	+	-
<i>Alona</i>	-	-	-	+	-
<i>Tetrocephala ambigua</i>	-	-	-	+	-
Cl. Ostracoda	1	1	1	3	2
<i>Ilyocypris gibba</i>	-	-	-	+	-
<i>Eucypris virens</i>	-	-	-	+	-
<i>Cypridopsis</i> 1	-	-	-	+	-
<i>Cyprideis torosa</i>	+	+	+	-	+
<i>Loxoconcha elliptica</i>	-	-	-	-	+
Cl. Coepoda	4	9	9	6	9
<i>Calanipeda aquae-dulcis</i>	-	+	+	-	+
<i>Acartia bifilosa</i>	-	+	-	-	-
<i>Eurytemora velox</i>	+	+	+	-	-
<i>Haliencyclops magniceps</i>	-	-	+	-	+
<i>Haliencyclops rotundipes</i>	+	+	+	-	+
<i>Acanthocyclops robustus</i>	-	-	-	+	-
<i>Acanthocyclops</i> 1	-	-	-	+	-
<i>Acanthocyclops</i> 2	-	+	-	-	-
<i>Diacyclops bisetosus</i>	-	-	+	-	-
<i>Diacyclops bicuspidatus odessanus</i>	-	-	-	+	-
<i>Thermocyclops</i>	-	-	-	+	-
Harpacticoid indeterminat	-	-	-	+	+
<i>Canuella perplexa</i>	+	+	+	-	+
<i>Nitokra lacustris</i>	-	-	-	-	+
<i>Nitokra spinipes</i>	-	-	+	-	+
<i>Bryocamptus minutus</i>	-	+	-	-	-
<i>Mesochra rapiens</i>	-	+	+	-	-
<i>Cletocamptus confluens</i>	+	+	+	+	+
<i>Paronychoamptus nanus</i>	-	-	-	-	+
Cl. Malacostraca	≥3	≥3	1	2	5
O. Amphipoda	≥3	≥3	1	1	4
<i>Leptocheirus pilosus</i>	-	-	-	-	DRAGA
<i>Corophium orientale</i>	-	DRAGA	-	-	+
<i>Gammarus aequicauda</i>	+	+	+	DRAGA	DRAGA
<i>Orchestia</i>	DRAGA	DRAGA	-	-	-
<i>Parhyale eburnea</i>	-	-	-	-	DRAGA
<i>Talorchestia deshayesii</i>	DRAGA	-	-	-	-
O. Isopoda	0	0	0	0	1
<i>Lekanesphaera hookeri</i>	-	-	-	-	+
O. Decapoda	0	0	0	1	0
<i>Procambarus clarckii</i>	-	-	-	DRAGA	-
Supercl. Insecta	≥7	≥8	≥7	≥20	≥5
O. Heteroptera	0	1	0	0	0
<i>Sigara lateralis</i>	-	DRAGA	-	-	-
O. Coleoptera	≥4	1	2	≥6	0
<i>Hygrotus</i>	-	-	-	-	-
<i>Hydroporus planus</i>	DRAGA	DRAGA	DRAGA	-	-
<i>Hydroporus pubescens</i>	DRAGA	-	-	-	-
<i>Metaporus meridionalis</i>	-	-	-	DRAGA	-
<i>Agabus</i>	-	-	-	DRAGA	-
<i>Helophorus fulgidicollis</i>	-	-	-	DRAGA	-
<i>Berosus</i>	DRAGA	-	-	DRAGA	-
<i>Enochrus bicolor</i>	DRAGA	-	DRAGA	DRAGA	-
<i>Ochthebius punctatus</i>	-	-	-	DRAGA	-
O. Diptera	≥3	≥6	≥5	≥14	≥5
<i>Culicoides</i>	DRAGA	DRAGA	-	+	+
<i>Tanytarsus</i>	-	-	-	DRAGA	-
<i>Procladius</i>	-	-	-	+	-
<i>Cricotopus sylvestris</i>	-	-	-	DRAGA	-
<i>Halocladus varians</i>	+	DRAGA	+	-	DRAGA
<i>Psectrocladius sordidellus</i>	-	-	-	DRAGA	-
<i>Chironomus</i> grup <i>halophilus</i>	-	-	-	DRAGA	-
<i>Chironomus</i> grup <i>plumosus</i>	-	-	DRAGA	+	-
<i>Chironomus salinaris</i>	+	+	+	DRAGA	+
<i>Chironomus</i> grup <i>semireductus</i>	-	-	-	+	-
<i>Chironomus</i> grup <i>thummi</i>	-	-	-	+	-
<i>Polypedium</i>	-	DRAGA	-	-	-
<i>Micropsectra</i>	-	-	-	DRAGA	-
<i>Paratanytarsus</i>	-	-	-	DRAGA	-
Tabanidae indeterminat	-	-	-	DRAGA	-
Chloropidae indeterminat	-	DRAGA	-	DRAGA	DRAGA
<i>Ephydra</i>	-	DRAGA	DRAGA	-	-
<i>Scatella</i>	-	-	+	-	DRAGA
Ph. Chordata (Cl. Osteichthyes)	0	0	0	1	1
<i>Gasterosteus gymnurus</i>	-	-	-	DRAGA	-
<i>Pomatoschistus microps</i>	-	-	-	-	DRAGA
Nombre de tàxons presents a cada llacuna	36	41	31	71	58
Singularitat	19%	17%	6%	62%	38%

- (2) La comunitat de la llacuna temporània d'aigua dolça (Muntanyeta) es diferencia de la resta per la major representació de cladòcers (11 tàxons), de rotífers (8 tàxons), de coleòpters (6 tàxons) i dípters (14 tàxons). A més, dels 6 tàxons de copèpodes presents, únicament 4 s'han localitzat en aquesta llacuna (*Acanthocyclops robustus*, *Acanthocyclops* sp1, *Diacyclops bicuspidatus odessanus* i *Thermocyclops* sp.). Aquest tàxons, que només es troben en aquesta llacuna, propicien l'elevada singularitat taxonòmica d'aquesta comunitat bentònica respecte a les altres.
- (3) La comunitat de llacunes temporànies salobres (Connectada, Litoral i Tamariu) es caracteritza per una composició similar a la de la llacuna permanent, si bé les comunitats que s'hi desenvolupen tenen una menor riquesa. Tot i així, algun grup, per exemple els coleòpters, està més ben representat en aquestes llacunes que en la permanent.

Figura 4.1.1: Dendrograma de la classificació de les mostres a partir de la similitud dels inventaris faunístics (presència/absència). S'ha utilitzat l'índex de Sørensen i el mètode de conglomeració d'unió completa. S'indica la llacuna i el dia de mostreig.



Caracterització de les comunitats en funció de l'abundància (nombre d'individus i biomassa)

En termes d'abundància, la llacuna permanent (Rogera) és, en general, la que presenta els valors absoluts més elevats, pel que fa tant a nombre d'individus (de 1836 a 2766 ind·10cm⁻²) com a biomassa total (de 16887 a 54753 µg·10cm⁻²). Al contrari, Muntanyeta és la llacuna que presenta el nombre d'individus i biomassa inferior (de 23 a 448 ind·10cm⁻² i de 19 a 799 µg·10cm⁻², respectivament). Els valors de la resta de llacunes són similars pel que fa tant a nombre d'individus (de 147 a 2571 ind·10cm⁻²) com a biomassa (de 712 a 24867 µg·10cm⁻²). El tàxon que presenta un màxim d'individus per mostra és un copèpode (*Cletocamptus confluens*; 892 ind·10cm⁻²), i un oligoquet presenta el màxim de biomassa (*Paranais*; 31084 µg·10cm⁻²).

Dels 8 filums presents en el bentos dels aiguamolls de l'Empordà, en la majoria de llacunes mostrejades, els nematodes i els artròpodes, bàsicament crustacis, són els que tenen un major nombre d'individus. Els nematodes dels gèneres *Monhystrella* i *Viscosia* dominen pel que fa a nombre d'individus a Muntanyeta, Connectada i Rogera. En canvi, a Tamariu i Litoral aquest filum perd importància davant dels artròpodes, bàsicament del copèpode *Cletocamptus confluens* i de l'ostracode *Cyprideis torosa* (figura 4.1.2). Des del punt de vista de la biomassa, el filum més ben representat és el dels artròpodes, majoritàriament quironòmids del gènere *Chironomus* (*C. salinarius*), menys a Rogera, on la biomassa màxima l'assoleixen els anèl·lids i concretament els oligoquets del gènere *Paranais*. A la resta de la maresma un poliquet (*Nereis diversicolor*) és el principal responsable de la biomassa dels anèl·lids.

A partir de l'abundància numèrica dels ordres dels nematodes s'observen tres patrons temporals i espacials diferents segons els tres tipus de llacunes observades en funció de la composició (figura 4.1.3). Les llacunes temporànies (Tamariu, Connectada, Litoral i Muntanyeta) es caracteritzen per una major abundància de monistèrides (*Monhystrella*) just després de la inundació (28.01.98). A mesura que avança el cicle d'inundació aquest grup va perdent importància relativa davant l'augment de cromadòrides a les llacunes més salobroses (*Dichromadora*, a Litoral i Tamariu, i *Ptycholaimellus*, a Connectada) i de rabditides a la llacuna de menor salinitat (*Diplogaster* a Muntanyeta). En canvi, a la llacuna permanent (Rogera) sempre dominen els enòplides, bàsicament *Viscosia*. A més, es tracta de la llacuna on varien menys les proporcions relatives dels diferents ordres de nematodes durant el cicle d'inundació. En termes de biomassa s'observa el mateix patró, però amb diferències més marcades entre ordres, ja que generalment els cromadòrides trobats eren de mida superior als monistèrides (longitud mitjana de cromadòrides=0.99 mm i de monistèrides=0.72 mm).

Aquestes tres tipologies de comunitats també es diferencien a partir de les abundàncies dels grups d'artròpodes (figura 4.1.3). En nombre d'individus les llacunes temporànies (Tamariu, Connectada, Litoral i Muntanyeta) es veuen dominades pels copèpodes. Si bé en el cas de les llacunes salobroses (Tamariu, Connectada i Litoral) la dominància dels copèpodes és deguda als harpacticoides (bàsicament a *Cletocamptus confluens*) i en el cas de la llacuna de menor salinitat (Muntanyeta) aquesta dominància ve dels ciclopoides (*Diacyclops bicuspidatus adessanus* i *Acanthocyclops*1). Pel que fa a la llacuna permanent salobrosa (Rogera) el major nombre d'individus correspon als ostracodes (principalment *Cyprideis torosa*). A mesura que avança el cicle d'inundació, s'observa l'augment de la importància relativa d'un ostracode a les llacunes temporànies salobroses (*Cyprideis torosa*), i d'un

harpacticoide a la llacuna permanent (*Paronychocamptus nanus*). A la llacuna temporània d'aigua dolça (Muntanyeta) no s'observa cap patró temporal.

El patró espaciotemporal de la biomassa dels artròpodes també ens permet discriminar les tres comunitats diferenciades anteriorment. Així, en llacunes temporànies salobroses (Tamariu, Connectada i Litoral) el grup dominant canvia durant el cicle d'inundació (figura 4.1.3). De manera que, just després d'un temporal de llevant (28.01.98), la comunitat està dominada pel copèpode *Cletocamptus confluens* (excepte a Litoral, on domina un ostracode, *Cyprideis torosa*). En el període estable (25.03.98) augmenta la biomassa d'amfípodes (*Gammarus aequicauda*), que deixen lloc als quironòmids (*Chironomus salinarius*) en el període d'assecatge de les llacunes (10.06.98). A la llacuna permanent (Rogera) s'observa com a mesura que el cicle d'inundació avança, els amfípodes (bàsicament *Corophium orientale*) guanyen importància en detriment dels ostracodes (*Loxoconcha elliptica* i *Cyprideis torosa*). Cal dir que a la llacuna temporània d'aigua dolça (Muntanyeta) la comunitat es veu dominada pels quironòmids (*Chironomus* del grup *plumosus* i *semireductus*), mentre que l'elevada dominància dels cladòcers en la part central del cicle d'inundació s'explicaria per un artefacte, per l'escàs nombre d'individus capturats en aquella mostra (els dos cladòcers capturats representen el 96% de la biomassa total d'aquell dia).

Caracterització de la comunitat en funció de l'estratègia biològica

Analitzant l'estructura de la comunitat bentònica en funció de l'estratègia biològica en ambients temporanis es veu com el grup 1 (organismes que presenten estructures de resistència per passar la fase seca a la llacuna) és l'estratègia més ben representada, en abundància numèrica i riquesa, en totes les situacions d'estabilitat hídrica gràcies a l'abundància de nematodes i copèpodes (figura 4.1.4). El segon grup en importància és el grup 5 (organismes de dispersió passiva que no presenten cap adaptació per passar la fase seca a la llacuna). La importància d'aquest grup és deguda bàsicament a tàxons d'amfípodes i poliquets. Pel que fa a la resta de grups, si bé presenten un nombre de tàxons similar al del grup 5, el nombre d'individus mai no arriba a ser de la magnitud a la qual arriba aquest grup. En canvi, en termes de biomassa, les estratègies dominants canvien en funció de la situació estudiada. Així, el grup 1 domina en situacions inicials després de la inundació (28.01.98), el 5 ho fa en situacions d'estabilitat (25.03.98) i el 2 (organismes que necessiten la presència de l'aigua per fer la posta i tenen la capacitat de realitzar migracions actives) en situacions d'assecatge (10.06.98).

Caracterització de la comunitat en funció de les formes d'alimentació

Des del punt de vista de les diferents formes d'alimentació presents a les llacunes estudiades (figura 4.1.5), els recol·lectors són el grup dominant en termes tant d'abundància (nombre d'individus i biomassa) com de riquesa (nombre de tàxons). La resta de grups tròfics (predadors, micropredadors, filtradors, brostejadors, trituradors i xucladors) no superen el 50%, ni en termes d'abundància ni de riquesa. El patró temporal de l'estructura de la comunitat, en funció dels grups tròfics, de la llacuna permanent presenta diferències respecte a la de la resta de llacunes. Així en aquesta llacuna tant el nombre de tàxons de cada grup tròfic, com el nombre d'individus de micropredadors, mantenen valors similars en les tres situacions estudiades. A més, és la llacuna amb una major biomassa de predadors, bàsicament *Nereis diversicolor*, en la part central del cicle d'inundació (25.03.98). A les llacunes temporànies s'observa un augment del nombre d'individus filtradors al llarg dels cicles d'inundació.

Figura 4.1.2: Importància relativa en nombre d'individus (a dalt) i biomassa (a baix), dels filums presents en cada llacuna per les tres situacions analitzades (inundació, estabilitat i assecatge, respectivament). Els nombres a sota del nom de cada llacuna corresponen al nombre d'individus en 10 cm² (a dalt) i als µg en 10 cm² (a baix).

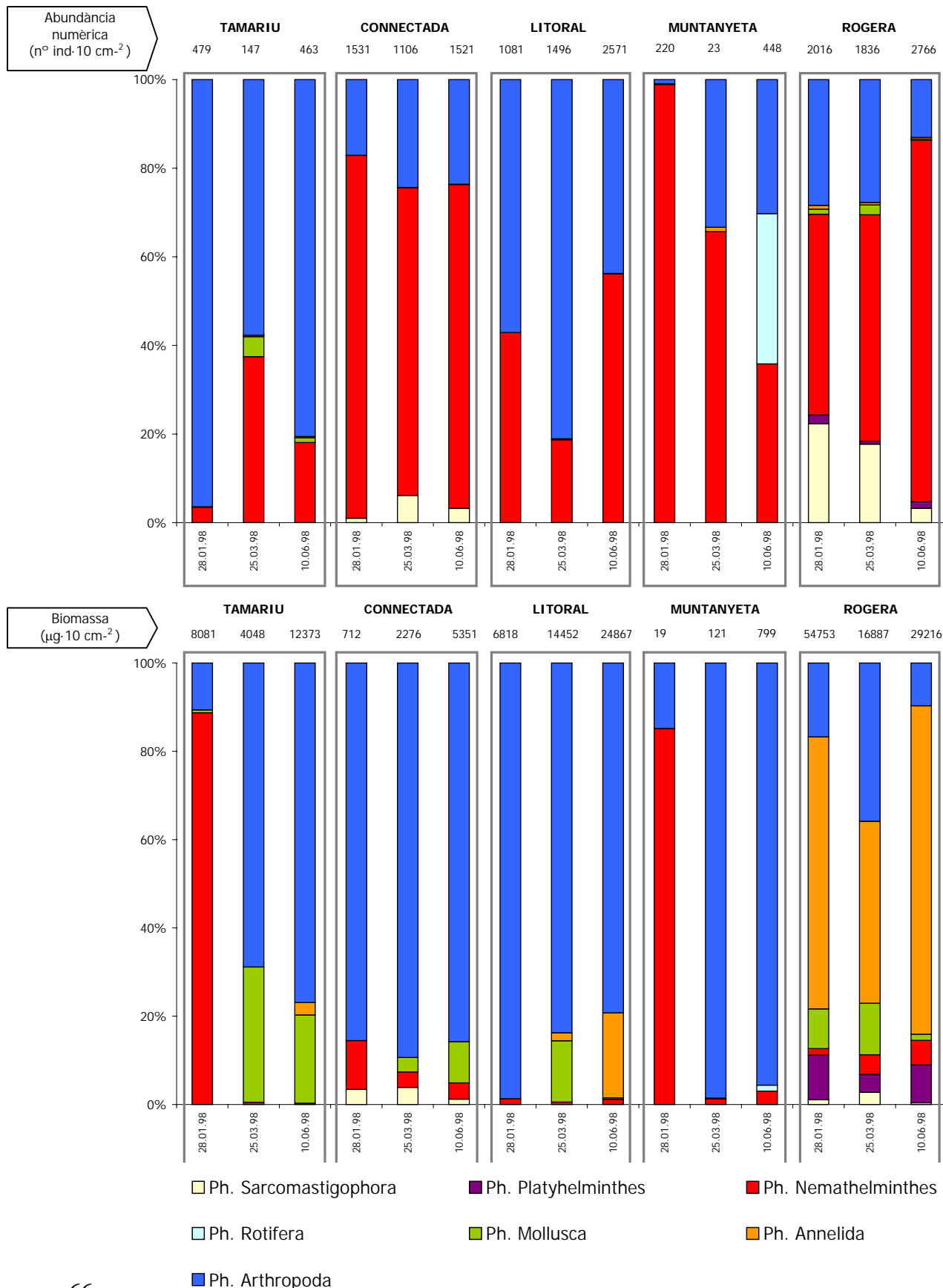


Figura 4.1.3: Importància relativa, en nombre d'individus (a l'esquerra) i en biomassa (a la dreta) de diferents tàxons d'artròpodes (a dalt) i nematodes (a baix), en les diferents situacions estudiades per cada llacuna: inundació (28.01.98), estabilitat (25.03.98) i assecatge (10.06.98).

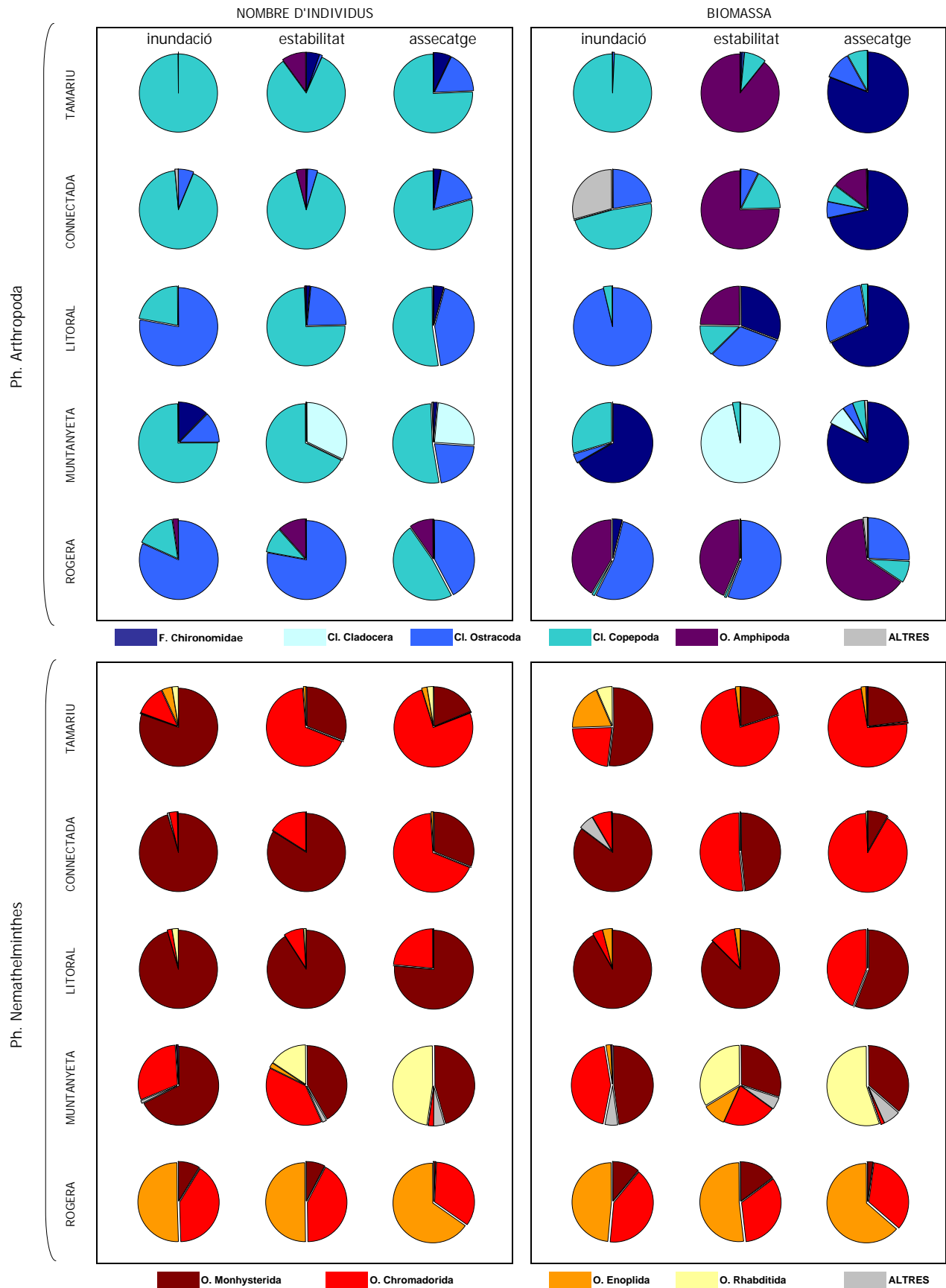


Figura 4.1.4: Importància relativa en nombre de tàxons (a dalt), nombre d'individus (al mig) i biomassa (a baix) dels grups d'organismes, en funció de la seva estratègia biològica en ambients temporanis, presents a cada llacuna en les diferents situacions analitzades (inundació, estabilitat i assecatge, respectivament).

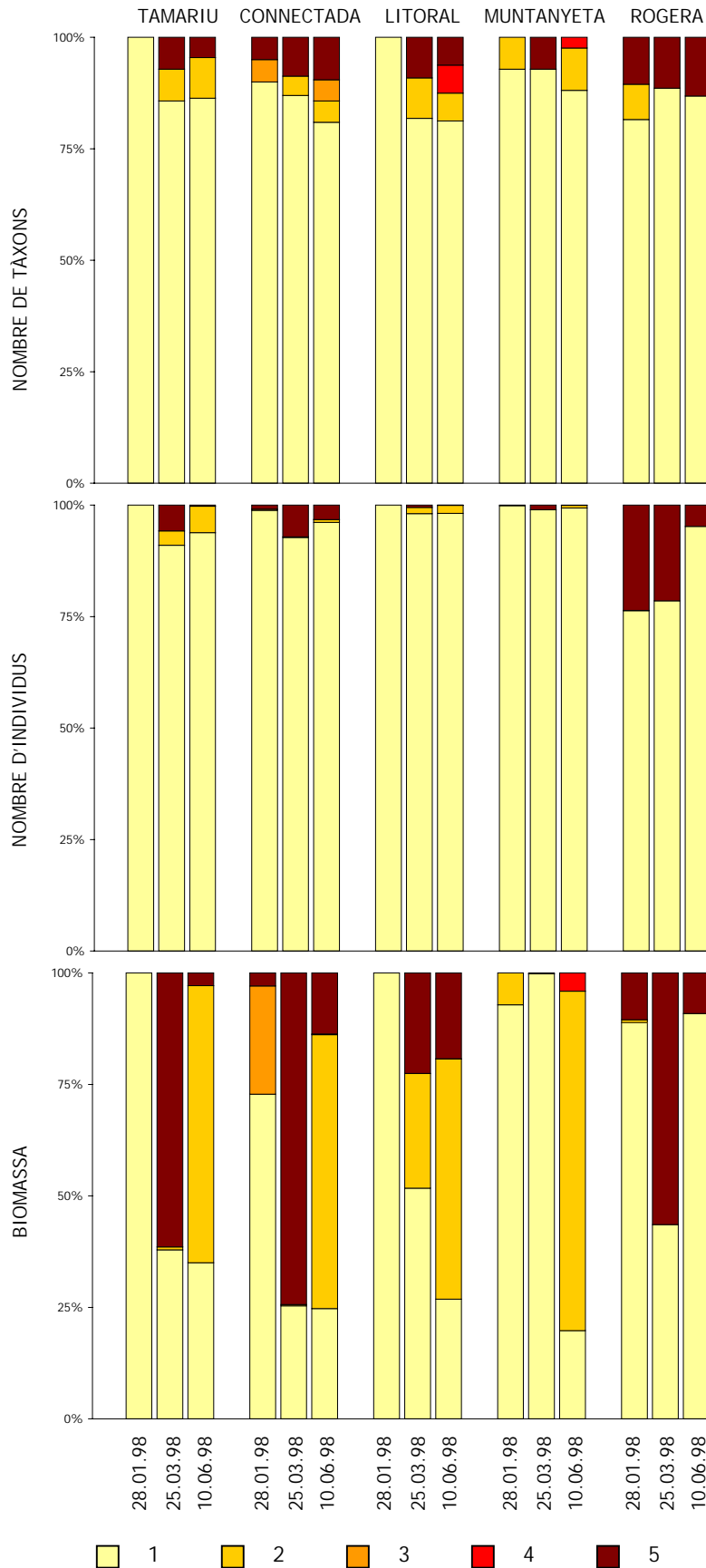
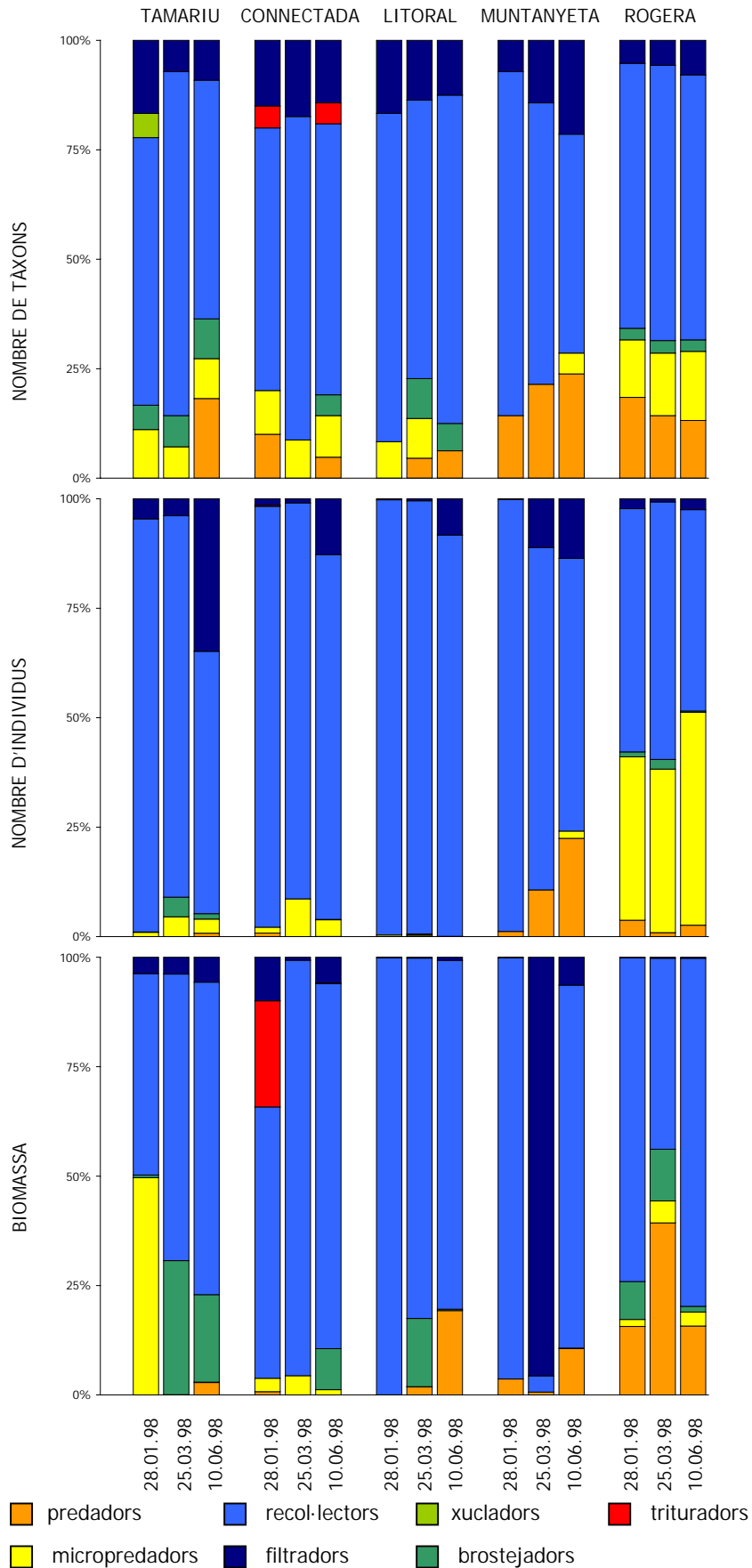


Figura 4.1.5: Importància relativa en nombre de tàxons (a dalt), nombre d'individus (al mig) i biomassa (a baix) dels grups d'organismes en funció de la forma d'alimentació, presents a cada llacuna en les diferents situacions analitzades (inundació, estabilitat i assecatge, respectivament).



DISCUSSIÓ

Composició de les comunitats bentòniques en diferents sistemes aquàtics

La baixa riquesa específica, l'elevada dominància i en conseqüència la baixa diversitat de l'estructura de la comunitat bentònica de les llacunes de la maresma dels aiguamolls de l'Empordà són similars a les descrites per altres llacunes costaneres mediterrànies (Arias & Drake 1994, Victor & Victor 1997, Tagliapietra *et al.* 1998, Kevrekidis *et al.* 2000, Mistri *et al.* 2000 i 2001). A la maresma dels aiguamolls de l'Empordà únicament 7 tàxons s'han trobat en totes les llacunes estudiades. Aquests tàxons es caracteritzen per ser eurihalins, per la seva capacitat d'adaptació davant condicions fluctuants i per la tolerància a condicions adverses, com les situacions d'anòxia (Wieser 1956, Dussart 1967, Zullini 1982, Nicholas 1984, Jacobs 1986, Langton 1991, Barnes 1994, Vopel *et al.* 1996, Warwick *et al.* 1998, Kevrekidis *et al.* 2000, Ravera 2000).

Si es comparen diferents ecosistemes bentònics els artròpodes són majoritàriament el grup més ben representat (taula 4.1.2). Els anèl·lids i mol·luscs també presenten una riquesa específica considerable (Dexter 1992, Calvário 1995, Mistri *et al.* 2000 i 2001), mentre que la resta de grups tenen una baixa riquesa específica en els sistemes aquàtics comparats. No s'ha considerat els nematodes ja que no es disposa de dades, per aquest grup, en els ecosistemes comparats. D'altra banda, en aquests sistemes, els dípters representen un terç i en molts casos la meitat de la riquesa dels insectes. Pel que fa als aiguamolls de l'Empordà cal destacar la presència de cinc tàxons de turbel·laris. Aquest grup segurament es troba subestimat a molts estudis, incloent el present, ja que són organismes extremadament fràgils i que necessiten d'una fixació molt acurada (Calvo 1994).

El grup d'artròpodes dominant varia entre els sistemes aquàtics considerats en funció de si es veuen més influïts per aportos marins o continentals (taula 4.1.2). Així, els malacostracis presenten major nombre de tàxons en ambients amb influència marina (sistemes costaners, mar o ries). En canvi els insectes es troben més ben representats en ambients d'elevada influència continental (embassaments i llacs). Sistemes on existeix influència marina i continental, com estuaris i llacunes costaneres, mostren situacions intermèdies en aquest gradient: en estuaris els insectes segueixen presentant major nombre de tàxons, si bé ja hi ha casos en que es veuen superats pels malacostracis; mentre que en llacunes costaneres els malacostracis presenten major nombre de tàxons en la meitat dels casos estudiats.

Els ordres de nematodes més ben representats, en els diferents sistemes aquàtics dels quals es disposa d'informació, són els monistèrides, els cromadòrides i els enòplides (taula 4.1.3), i són generalment els cromadòrides els que presenten major nombre de tàxons. Als aiguamolls de l'Empordà, aquests tres ordres presenten el mateix nombre de gèneres. Cal destacar la presència de dorilàimides i secernentis en ambients continentals o amb influència continental. Ja que la majoria de nematodes de vida lliure d'aquests dos grups són terrestres o d'aigua dolça (Platt & Warwick 1983, Mas-Coma *et al.* 1991), es pot considerar la seva presència com indicadora d'influència continental o terrestre en el sistema. Això estaria d'acord amb el fet que en aquest estudi la llacuna amb més tàxons de dorilàimides i secernentis és Muntanyeta, que és la que presenta la salinitat més baixa.

Estructura de les comunitats bentòniques de la maresma dels aiguamolls de l'Empordà

Les diferents aproximacions realitzades (taxonòmica, d'abundància i grups funcionals) mostren l'existència de tres comunitats bentòniques diferents en funció del tipus de llacuna. A la comunitat de la llacuna permanent (Rogera), les condicions ambientals menys fluctuants han propiciat l'existència d'una comunitat bentònica amb una elevada homogeneïtat en la seva estructura. A més, la major durada del cicle d'inundació propicia una major biomassa en aquesta llacuna i presumiblement una major producció, tal com ja s'ha observat en altres ambients (White 1985). El major nombre de tàxons sense adaptacions per passar situacions adverses (grup 5) estaria d'acord amb la major estabilitat de les condicions ambientals de la llacuna permanent. Si bé aquesta llacuna no presenta un nombre d'individus predadors superior a la resta, sí que la biomassa dels predadors és més elevada. Això concorda amb el fet que els ambients permanents estan sotmesos a una major pressió de predació (Wellborn *et al.* 1996).

A la llacuna temporània d'aigua dolça (Muntanyeta), la menor salinitat, deguda a les seves particularitats hídriques (vegeu capítols 2 i 3), permet el desenvolupament de tàxons que no habiten a les altres llacunes més salobroses, cosa que queda reflectida en l'elevada singularitat taxonòmica de la seva comunitat bentònica. Així, els cladòcers trobats en aquesta llacuna pertanyen a tàxons que colonitzen ambients d'aigua dolça (Armengol 1978, Alonso 1996 i 1989, Boronat *et al.* 2001). L'elevada riquesa d'insectes també es pot explicar per la salinitat, ja que en altres ambients s'ha relacionat menor salinitat amb major riquesa d'insectes (Timms 1993). Aquesta explicació no seria vàlida ni per als rotífers ni per als copèpodes, ja que es té constància de la presència de *Brachionus*, *Hexartha*, *Notholca*, *Synchaeta*, *Testudinella*, *Acanthocyclops robustus*, *Diacyclops bicuspidatus odessanus* i *Thermocyclops dybowskii* en el plàncton de llacunes més salobroses d'aquesta mateixa maresma (Quintana 1995a, Quintana *et al.* 1998b, Bruçet 2003). L'elevada heterogeneïtat temporal de la comunitat bentònica vindria determinada per la variabilitat en el tipus d'inundació (temporals de mar o aportacions d'aigua dolça) que presenta aquesta llacuna.

A la comunitat de llacunes temporànies salobroses (Connectada, Litoral i Tamariu), els tàxons amb majors abundàncies (en nombre d'individus i biomassa) presenten adaptacions a les condicions fluctuants del medi. Per exemple, tant el *Chironomus salinarius* (tàxon dominant pel que fa a la biomassa) com el *Cletocamptus confluens* (tàxon dominant en nombre d'individus) toleren situacions d'anòxia (Vopel *et al.* 1996, Ravera 2000). La menor riquesa de les comunitats de llacunes temporànies davant de llacunes permanents, com és el cas, ja s'ha descrit en altres ambients mediterranis (Bazzanti *et al.* 2000), i possiblement està determinada per les condicions ambientals, més restrictives, de les llacunes temporànies. Tot i així, hi ha tàxons, com els coleòpters, caracteritzats perquè presenten un nombre important d'espècies en ambients temporanis (Boix *et al.* 2001b, Boix & Sala 2002), que estan més ben representats en aquestes llacunes que en la permanent.

La maresma dels aiguamolls de l'Empordà està sotmesa a una elevada fluctuació de les condicions ambientals (vegeu capítol 3), per la qual cosa la dominància (nombre de tàxons i d'individus) d'organismes del grup 1 (estratègia biològica en ambients temporanis) vindria determinada per les estructures de resistència que permeten superar situacions adverses (Wiggins *et al.* 1980). La dominància d'aquests organismes en ambients similars ja ha estat descrita amb anterioritat (Galindo *et al.* 1994). Les estructures de resistència del grup 1 (p.e. microcrustacis i nematodes) permeten que aquests organismes restin a les llacunes durant la fase seca. D'aquesta manera les poblacions poden desenvolupar-se ràpidament

quan les llacunes s'inunden, per això no és estrany que dominin en situacions inicials (situació d'inundació). En la part central del cicle (situació d'estabilitat), domina el grup 5 (bàsicament amfípodes). Aquest grup no domina en situacions inicials ja que són organismes de dispersió passiva i això retarda la colonització de l'ambient, mentre que la manca d'adaptacions a condicions adverses provoca la seva disminució en la part final del cicle d'inundació (situació d'assecatge). En aquesta part del cicle la dispersió activa, com la que presenten els organismes del grup 2 (majoritàriament quironòmids), és més avantatjosa, ja que resten a les llacunes fins a l'assecatge complet. El fet que les condicions ambientals esdevinguin adverses durant l'assecatge afavoreix que els individus del grup 1 restin en forma de resistència.

La llacuna permanent és la que presenta menys variabilitat dels grups tròfics en les tres situacions estudiades, que semblaria propiciada per la major estabilitat d'aquesta llacuna. A diferència d'altres ambients (planes al·luvials, Gladden & Smock 1990, o en una llacuna temporània, Boix 2000), a les llacunes temporànies d'aquest estudi no es dona una disminució en la biomassa de recol·lectors en la part central del cicle d'inundació (25.03.98). Tampoc és coincident amb altres estudis (Higgins & Merrit 1999) el major nombre de filtradors observada en la part final del cicle d'inundació de les llacunes temporànies (10.06.98). Aquest increment de filtradors és el resultat de l'augment de larves *nauplii* i de *Canuella perplexa*, pel que semblaria més una qüestió poblacional, que el fet que aquesta estratègia tròfica sigui especialment eficient en aquestes condicions.

Taula 4.1.2: Composició faunística, en nombre d'espècies de cada tàxon, de diversos sistemes aquàtics. Nombre d'espècies de cada tàxon. Llegendada: * Dexter (1992) es tracta d'un treball de síntesi en que es recopila informació de diversos ambients costaners: estuaris, llacunes i rïes; + presència del tàxon (nombre d'espècies desconegut) i - organismes no considerats en el treball.

Ambient	Llacunes costaneres		Llacs		Embassaments		Estuaris						
	Present estuari	Rieradell 1991	Casper & Knight 1985	Reel & Pratt 1991	Talley & Levin 1999	Bosch 1973	CDM Federal Participación & Corpeación & Gator 2001	Estació et. 1999	riu Colostau (Luisiana)	riu Bohorques (Algarab)	riu Colostau (Luisiana)	riu Colostau (Luisiana)	
Referència													
Part d'el mosaic	Maresma dels "Aguamolls de l'Empordà"	Llac castric (Banyoles)	Rios Barnett (Massachussetts)	87 Embassaments espanyols	Llacuna natural McCoy (Tijuna)	Beam Field (Tijuna)	Badia de Newport	Badia de San Diego	Badia de Anaheim	Badia de Mission	Hampton Roads (Virgínia)	riu Colostau (Luisiana)	riu Bohorques (Algarab)
Localització geogràfica	Catalunya	Catalunya	EUA	Espanya	EUA	EUA	EUA	EUA	EUA	EUA	EUA	EUA	Espanya
Mètode de mostreig (superfície)	Draga Ekman (21,24 cm²) i core (400 cm²)	Draga Ekman (400 cm²)	Draga Ekman (2800 cm²)	Draga van Veen (40 cm²) i (400 cm²)	Core (72,4cm²)	Core (72,4cm²)	Core (72,4cm²)	Core (72,4cm²)	Draga Foerst-Petersen (600cm²) i Dragas van Veen (700 cm²)	Draga Foerst-Petersen (600cm²) i Dragas van Veen (700 cm²)	Draga Ekman (529 cm²)	Draga Ekman (529 cm²)	Draga van Veen (500 cm²)
Tamís utilitzat	0.1 mm	0.25 mm	1 mm	0.25 mm	0.3 mm	0.3 mm	0.3 mm	0.3 mm	1 mm	1 mm	0.5 mm	0.5 mm	0.5 mm
Ph. Cnidària	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0
Ph. Plathelmintha (Cl. Turbellària)	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Ph. Nematina	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Ph. Priapulà	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	1	0
Ph. Mollusca	2	4	8	2	2	2	2	2	2	2	42	17	57
Cl. Polyplacophora	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cl. Gastropoda	1	0	0	1	2	2	2	2	2	2	24	2	18
Cl. Bivalvia	1	4	8	1	0	0	0	0	0	0	18	9	39
Cl. Scaphopoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ph. Echiura	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ph. Sipuncula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ph. Annelida	≥7	≥11	3	≥11	≥7	≥5	≥7	≥6	≥6	≥6	57	≥25	47
Cl. Polychaeta	3	0	0	3	3	2	3	2	2	2	56	19	46
Cl. Oligochaeta	≥4	≥11	3	≥11	≥4	≥3	≥4	≥4	≥4	≥4	1	≥6	1
Ph. Artropoda	≥36	37	76	≥33	≥10	≥9	≥9	≥11	≥12	≥8	92	≥22	64
Cl. Arachnida	+	4	0	0	+	+	+	+	+	+	0	1	0
Cl. Pantopoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
Cl. Thecostraca (subcl. Cirripedia)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Cl. Malacostraca	8	7	0	0	2	7	0	2	2	7	44	74	32
O. Mysidacea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	1
O. Leptostraca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
O. Amphipoda	6	1	0	0	1	0	0	1	2	1	23	6	15
O. Isopoda	1	0	0	0	1	1	0	≥1	≥1	0	4	1	6
O. Cumacea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	5
O. Tanaidacea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
O. Decapoda	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	3	4
Cl. Collembola	0	0	0	0	≥1	≥1	≥2	≥1	≥1	0	0	0	0
Cl. Euentomata	28	26	8	≥33	≥6	≥6	≥6	≥7	≥6	≥6	0	≥6	0
O. Odonata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0
O. Ephemeroptera	0	1	1	≥1	0	0	0	0	0	0	0	+	0
O. Hemiptera	1	0	0	≥1	≥1	≥1	≥1	≥1	≥2	≥1	0	0	0
O. Coleoptera	9	0	0	0	1	≥2	≥4	≥4	≥3	≥4	0	≥3	0
O. Diptera	18	25	7	≥31	≥4	≥3	≥4	≥4	≥3	≥4	0	≥3	0
O. Trichoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ph. Bryozoa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ph. Phoronida	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Ph. Echinodermata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	2
Ph. Urochorda	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	1	+	0
Ph. Hemichordata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Ph. Chordata (Cl. Osteichthyes)	2	-	0	-	0	0	0	0	0	0	4	0	1

Taula 4.1.2: (cont.) Composició faunística, en nombre d'espècies de cada tàxon, de diversos sistemes aquàtics. Nombre d'espècies de cada tàxon. Llegenda: * Dexter (1992) es tracta d'un treball de síntesi en que es recopila informació de diversos ambients costaners: estuaris, llacunes i rïes; + presència del tàxon (nombre d'espècies desconegut) i - organismes no considerats en el treball.

Ambient	sistemes costaners				Ria	Mar	Llacunes costaneres						
	Dexter 1992*	Weston 1990	Calvario 1995	Kroon <i>et al.</i> 1985			Berry A. Vitor & Associates, Inc. 1997	Mistri <i>et al.</i> 2000	Mistri <i>et al.</i> 2001	Alías & Drake 1994	Kerekes <i>et al.</i> 2000	Aracena <i>et al.</i> 2000	Britton & Johnson 1987
Referència	Dexter 1992*	Weston 1990	Calvario 1995	Kroon <i>et al.</i> 1985	Berry A. Vitor & Associates, Inc. 1997	Mistri <i>et al.</i> 2000	Mistri <i>et al.</i> 2001	Alías & Drake 1994	Kerekes <i>et al.</i> 2000	Aracena <i>et al.</i> 2000	Britton & Johnson 1987		
Punt de mostreig	Ries, rïes, llacunes i costa Portugal	Puget Sound (Washington) EUA	Ria Formosa (Faro-Olhal) Portugal	Mar de Wadden Holanda	Sabine (Texas) EUA	Valli di Comacchio Italia	Sacca di Goro Italia	Badia de Cadix Espanya	Derna (Dolta de l'Evros) Grècia	Rochea Uruguay	Salfes de Ciudad (Camagüey) França		
Localització geogràfica	Draga	Core (600 cm ²)	Draga van Veen (500 cm ²)	Core (707 cm ²)	Draga Young (400 cm ²)	Draga van Veen (600 cm ²)	Draga van Veen (600 cm ²)	Draga Eiman (225 cm ²)	Draga van Veen (400 cm ²)	Core (113 cm ²)	Core (201 cm ²)		
Mètode de mostreig (superfície)	-	0.5 mm	1 mm	1 mm	0.5 mm	0.5 mm	0.5 mm	0.3 mm	0.5 mm	0.5 mm	0.5 mm		
Tamís utilitzat	-	0.5 mm	1 mm	1 mm	0.5 mm	0.5 mm	0.5 mm	0.3 mm	0.5 mm	0.5 mm	0.5 mm		
Ph. Cnidaria	37	0	4	2	0	+	+	0	0	0	0		
Ph. Plathelmintha (Cl. Turbellaria)	2	0	1	0	0	+	+	0	0	0	2		
Ph. Nemertina	+	0	5	1	0	0	0	1	0	0	0		
Ph. Priapulida	-	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0		
Ph. Mollusca	238	2	103	8	4	5	13	8	2	7	3		
Cl. Polyplacophora	6	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0		
Cl. Gastropoda	87	0	42	6	2	1	5	6	1	0	1		
Cl. Bivalvia	142	2	54	2	2	4	8	2	1	1	2		
Cl. Scaphopoda	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0		
Ph. Echiura	+	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0		
Ph. Sipuncula	12	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0		
Ph. Annelida	335	≥15	117	15	11	≥14	≥14	4	5	5	3		
Cl. Polychaeta	308	≥14	112	9	9	≥13	13	4	5	3	2		
Cl. Oligochaeta	27	+	5	6	2	+	+	0	0	2	1		
Ph. Arthropoda	658	18	≥95	82	≥8	≥12	≥10	30	8	≥27	≥8		
Cl. Arachnida	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Cl. Pantopoda	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0		
Cl. Thecostraca (subcl. Cirripedia)	8	0	0	0	0	≥1	≥1	0	0	0	0		
Cl. Malacostraca	372	9	≥92	75	≥4	≥7	≥7	9	4	4	4		
O. Mysidacea	17	0	≥3	2	0	0	0	2	1	0	0		
O. Leptostraca	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
O. Amphipoda	145	5	≥49	6	≥4	6	4	2	2	1	2		
O. Isopoda	35	1	13	4	0	≥2	1	3	0	1	0		
O. Cumacea	19	1	2	0	0	0	0	1	0	0	0		
O. Tanaidacea	4	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0		
O. Decapoda	92	1	23	3	0	2	3	1	1	1	2		
Cl. Collembola	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0		
Cl. Eudromiata	77	0	7	26	4	7	7	6	0	≥23	70		
O. Odonata	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0		
O. Ephemeroptera	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
O. Hemiptera	2	0	0	6	1	0	0	0	0	≥1	0		
O. Coleoptera	5	0	0	4	0	0	0	3	0	0	1		
O. Diptera	-	0	1	14	3	1	1	0	0	≥20	6		
O. Trichoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0		
Ph. Bryozoa	49	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0		
Ph. Phoronida	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0		
Ph. Echinodermata	54	≥1	9	0	0	0	0	0	0	0	0		
Ph. Urochorda	8	0	2	0	0	+	0	0	0	0	0		
Ph. Hemichordata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Ph. Chordata (Cl. Osteichthyes)	-	0	3	9	0	-	-	0	0	0	0		

Taula 4.1.3: Associacions de nematodes, en nombre de gèneres de cada tàxon, de diversos sistemes aquàtics. Llegenda: - no es disposa d'informació del mètode o tamís utilitzat.

Ambient	Llacunes costaneres	Diferents ambients (algues continentals)	Llacs		Platges	Estuaris				Maresmes atlàntiques		
			Wu & Liang 1999	Rieradevall 1991		Gadsea 1960	Bouwman 1983	Austen & Warwick 1989	Tieijlen 1969		Gorbault & Renaud-Mornant 1985	Gyedu-Ababio et al. 1999
Referència	Present estudi	Heyns 2002	Abebe et al. 2001									Bongers et al. 1998
Punt de mostreig	Maresma dels Aiguamolls de l'Empordà	-	Tana	Llac Blandiantang	Llac càrsic (Banyoles)	Golf de Roses	riu Ems	riu Tamar	riu Niantic /riu Pettaquamscutt	La Rance	riu Swartkops	Verdronken land van Saeftinghe
Localització	Catalunya	Sud-àfrica Botswana i Namíbia	Etiòpia	Xina	Catalunya	Catalunya	Holanda	Anglaterra	EUA	França	Sud-àfrica	Holanda
Mètode de mostreig (superfície)	Core (21,24 cm ²)	llista d'espècies	Core (10 cm ²)	Draga Petersen (625 cm ²)	Draga Ekman (400 cm ²)	"raspat" (-)	Core (18,06 cm ²)	Core (0,15 cm ²)	Core (10 cm ²)	Draga Orange peel (710 cm ²)	Core (10 cm ²)	Core (-)
Tamís utilitzat	0,1 mm	-	-	-	0,25 mm	-	-	0,063 mm	0,074 mm	0,040 mm	-	0,045 mm
Cl. Adenophorea	29	51	24	34	4	14	58	47	58	63	47	47
O. Monysterida	9	4	3	4	1	2	17	15	15	13	18	8
O. Chromadorida	9	6	10	8	0	5	32	23	29	40	18	23
O. Enoplida	9	10	6	8	2	7	17	9	14	10	11	11
O. Trefusida	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
O. Dorylaimida	2	31	5	14	1	0	0	0	0	0	0	5
Cl. Secernentea	7	15	≥1	8	0	0	3	1	0	1	0	15
O. Rhabditida	4	11	1	2	0	0	2	1	0	1	0	5
O. Tylenchida	2	3	+	6	0	0	1	0	0	0	0	9
O. Aphelenchida	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

4.2. FACTORS QUE CONTROLLEN LA COMUNITAT

RESULTATS

El CCA, per establir la relació entre la comunitat bentònica i les variables ambientals, s'ha realitzat amb 95 tàxons (vegeu "Material i mètodes" del capítol 4) i quatre variables (percentatge de sorres, salinitat, fòsfor total del sediment i carboni orgànic total de l'aigua). Els factors d'inflació (*inflation factor*) per aquestes quatre variables són inferiors al valor crític de 20, per sota del qual s'accepta que no existeix colinealitat entre elles (taula 4.2.1).

Els dos primers eixos expliquen el 46.1% de la variància total i d'aquesta, el 79.8% s'explica per les quatre variables considerades en l'anàlisi (taula 4.2.1). Els tests de significació dels eixos canònics donen un resultat significatiu, tant per al primer eix canònic com per al conjunt d'eixos canònics (taula 4.2.1).

El primer factor que determina la comunitat bentònica està relacionat amb la salinitat (figura 4.2.1). Es pot observar que les mostres de la llacuna menys salina (Muntanyeta) queden en un extrem del diagrama, mentre que la resta de mostres se situen en coordenades pròximes al 0 pel primer eix canònic. Les correlacions significatives obtingudes per aquest eix amb el pH i el percentatge de saturació d'oxigen (taula 4.2.2) indicarien bàsicament les diferències ambientals existents entre la llacuna Muntanyeta i la resta de llacunes mostrejades.

El segon factor està relacionat amb la composició granulomètrica del substrat i el fòsfor total del sediment i en menor mesura amb el carboni orgànic de l'aigua (figura 4.2.1). En l'anàlisi s'observa que les mostres de les llacunes llimoses i argiloses, amb un contingut superior de fòsfor en el sediment, se situen en coordenades més positives que les mostres de la llacuna sorrenca, amb menys concentració de fòsfor en el sediment (vegeu capítol 3). Aquest segon eix es relaciona positivament (taula 4.2.2) amb el contingut de nutrients i la relació N:P, del sediment. D'altra banda, s'observen correlacions negatives amb la riquesa específica, la diversitat i la constant de Motomura (taula 4.2.2), totes variables indicadores de l'estructura de la comunitat.

Dels 95 tàxons de l'anàlisi, 25 presenten un pes superior a l'1%. A partir d'aquests 25 tàxons es poden diferenciar tres grups d'organismes (taula 4.2.3). El primer grup (grup I) està format per tàxons que estan en coordenades positives pel segon eix (figura 4.2.1) i presenten les màximes abundàncies en llacunes temporànies i semipermanents d'inundació pulsativa (Connectada, Tamariu i Litoral). Aquestes llacunes es caracteritzen perquè estan més aïllades que la resta i perquè estan més confinades (vegeu capítols 2 i 3). En aquest grup hi ha principalment tàxons típics d'ambients salobres com *Chironomus salinarius*, *Cletocamptus confluens*, *Canuella perplexa*, *Ptycholaimellus*, *Halicyclops rotundipes*, *Theristus* i *Monhystrella*. Gairebé tots els tàxons estan adaptats a patir situacions d'anòxia i fins i tot, en alguns casos com *Cletocamptus confluens*, a tolerar la presència de sulfhídric en el sediment (taula 4.2.3). El segon grup (grup II) se situa en coordenades negatives pel segon eix (figura 4.2.1) i presenta les màximes abundàncies a l'única llacuna sorrenca i permanent (Rogera). En aquest grup hi ha majoritàriament tàxons d'ambients marins com *Anoplostoma*, *Viscosia*, *Leptolaimus*, *Paracanthochus*, *Tripyloides* i *Corophium orientale*. No s'ha descrit tolerància a l'anòxia ni a la presència de sulfhídric per a cap dels tàxons d'aquest grup. Fins i tot una espècie propera a *Corophium orientale*, *C. volutator*, és sensible a la hipòxia i a la presència de sulfhídric en el sediment (Gamenick *et al.* 1996). El darrer grup (grup III) està format per tàxons que presenten abundàncies elevades en més d'una

tipologia de llacuna i que estan en coordenades pròximes al 0 pel segon eix (figura 4.2.1). Aquest grup presenta tàxons que poden colonitzar diferents ambients. Així, per exemple, *Cyprideis torosa* i *Dichromadora* són tàxons típics d'ambients salobrosos, mentre que *Terschellingia*, *Sphaerolaimus*, *Calomicrolaimus* i *Daptonema* s'han descrit més en ambients marins, i com a representant d'un taxó típic d'ambients d'aigua dolça hi ha *Eumonhystera* (taula 4.2.3). S'ha descrit tolerància a l'anòxia per a alguns d'aquest tàxons, com *Cyprideis torosa*, *Terschellingia* i *Daptonema*. Les majors abundàncies d'aquests tres tàxons es registren a les llacunes temporànies i semipermanents d'inundació pulsàtil, on, com ja s'ha comentat, abunden els organismes que presenten aquestes adaptacions (taula 4.2.3).

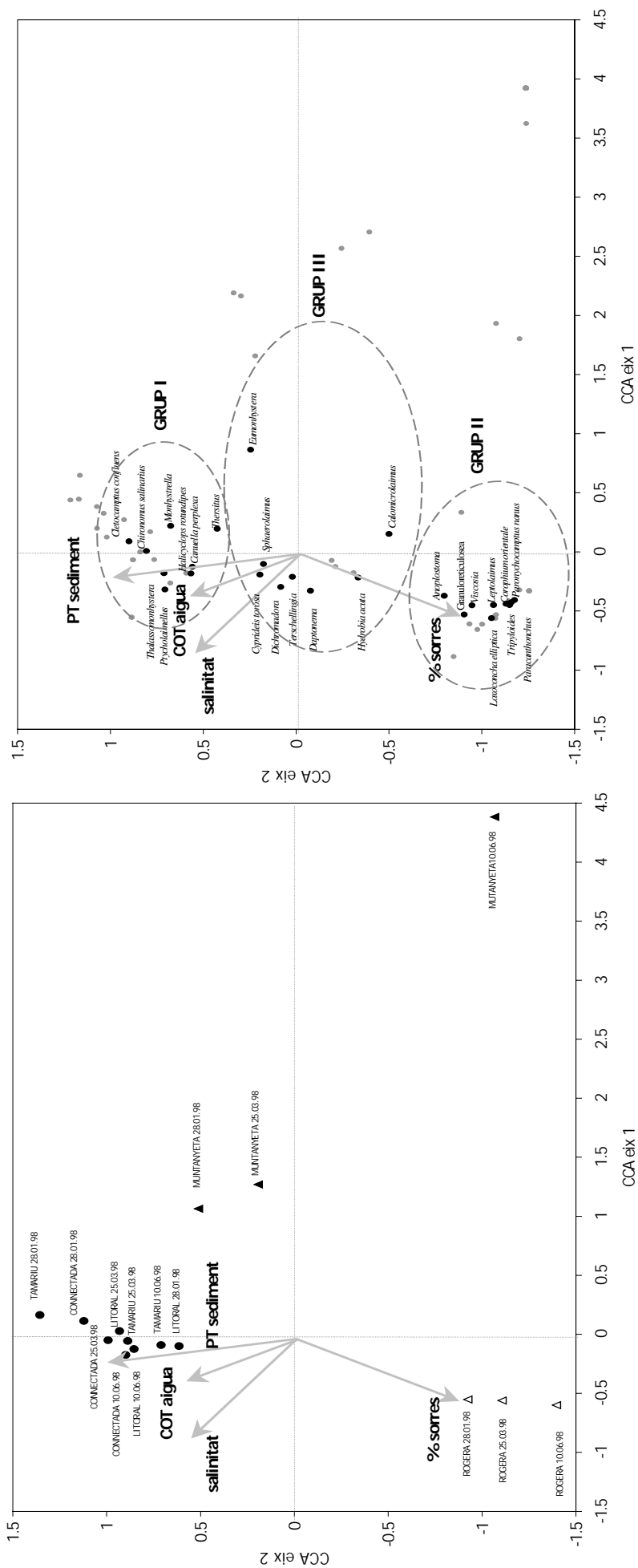
Taula 4.2.1: Resultat de l'Anàlisi Canònic de Correspondències (CCA) per les variables seleccionades.

Variables seleccionades per l'anàlisi					
	factor d'inflació				
salinitat	5.76				
% sorres	7.51				
COT aigua	1.86				
PT sediment	13.79				
Eixos Canònics	1	2	3	4	Inèrcia Total
Valors propis	0.602	0.572	0.158	0.140	2.547
Correlacions entre tàxons i variables :	0.952	0.975	0.869	0.864	
Percentatge acumulat de la variància					
pels tàxons:	23.6	46.1	52.3	57.8	
per la relació entre tàxons i variables:	40.9	79.8	90.5	100.0	
Suma de valors propis de l'anàlisi no constrenyida (CA)					2.547
Suma de valors propis de l'anàlisi canònica (CCA)					1.472
Relació CCA/CA					0.578
Tests de significació dels eixos canònics (199 permutacions sota model reduït)					
	valor propi	F-ratio	p valor		
Pel primer eix canònic:	0.602	3.094	0.015		
Pel conjunt d'eixos canònics:	1.472	3.421	0.005		

Taula 4.2.2: Coeficients de correlació de Pearson, entre diferents paràmetres (ambientals i de la comunitat) i els eixos canònics, per un nivell de significació inferior a 0.01. El carboni orgànic total (COT) i el nitrogen total (NT) del sediment, així com el percentatge de saturació d'oxigen, han estat transformats logarítmicament per fer les correlacions.

	Eixos Canònics	
	1	2
PARÀMETRES AMBIENTALS		
pH n = 15	-0.811	
% saturació d'oxigen n = 15	-0.718	
COT Sediment n = 14		0.863
NT Sediment n = 14		0.884
N:P Sediment n = 14		0.706
PARÀMETRES DE LA COMUNITAT		
Diversitat n = 15		-0.735
Riquesa específica n = 15		-0.841
Constant de Motomura (m) n = 15		-0.671

Figura 4.2.1: A l'esquerra hi ha representada la posició de les diferents mostres i les variables ambientals en l'espai format pels dos primers eixos canònics. Els símbols plens pertanyen a llacunes limoses i argiloses i els buits, a sorrenques, a llacunes del sector sud i els cercles, a llacunes del sector nord. A la dreta es mostra la posició dels tàxons i les variables ambientals. S'ha representat els tàxons amb un pes, en l'anàlisi, superior a l'1%. Estan encerclats els grups de tàxons descrits a la taula 4.2.3.



Sistema bentònic dels aiguamolls de l'Empordà

Taula 4.2.3:

Abundàncies numèriques relatives dels tàxons amb un pes en l'anàlisi (CCA) superior a l'1%. S'observen les abundàncies relatives (%) de cada tàxon en les cinc llacunes estudiades, així com l'ambient on se sol trobar, i si tolera situacions d'anòxia o de sulfhídric en el sediment (+), o bé és sensible a aquestes situacions (-).

TÀXON	abundància del tàxon (%)									Ecologia			Referència	
	Llacunes temporànies d'inundació continuada			Llacunes permanents			Llacunes temporànies i semipermanents d'inundació pulsativa			Ambient : S = salobre M = marí D = aigua dolça	Tolerància			
	MUNTANYETA			ROGERA			CONNECTADA	LITORAL			TAMARIU	Anòxia		Sulfhídric en el sediment
	28.01.98	25.03.98	10.06.98	28.01.98	25.03.98	10.06.98	28.01.98	25.03.98	10.06.98		28.01.98			
GRUP I	<i>Chironomus salinaris</i>									S	+		Ravera 2000, Langton 1991	
	<i>Cletocamptus confluentis</i>									S, D	+	+	Dussart 1967, Vopeli et al. 1996	
	<i>Canuella perplexa</i>									S			Dussart 1967, Buffan-Dubau et al. 1996	
	<i>Thalassomonhystera</i>									M	+		Wieser 1956	
	<i>Ptycholaimellus</i>									S			Bouman 1983, Warwick et al. 1998	
	<i>Halicyclops rotundipes</i>									S, D			Dussart 1967, Heip 1975	
	<i>Theristus</i>									S, M	+		Nicholas 1984, Warwick et al. 1998, Zullini 1982	
	<i>Monhystrella</i>									S, M, D	+		Jacobs 1986, Nicholas 1984	
GRUP II	<i>Anoplostoma</i>									M			Platt & Warwick 1983	
	<i>Viscosia</i>									M			Platt & Warwick 1983	
	<i>Leptolaimus</i>									M			Warwick et al. 1998	
	<i>Paracanthochus</i>									M			Platt & Warwick 1988	
	<i>Tripyloides</i>									M			Warwick et al. 1998	
	<i>Paronychocamptus nanus</i>									S			Dussart 1967	
	<i>Loxoconcha elliptica</i>									S			Athersuch et al. 1989	
	<i>Corophium orientale</i>									S, M	-	-	Bellan-Santini et al. 1982, Gamenick et al. 1996, Kevrekidis et al. 2000	
	<i>Granuloreticulosea indeterminat</i>									S, M				

Taula 4.2.3:

(cont.) Abundàncies numèriques relatives dels tàxons amb un pes en l'anàlisi (CCA) superior a l'1%. S'observen les abundàncies relatives (%) de cada tàxon en les cinc llacunes estudiades, així com l'ambient on se sol trobar, i si tolera situacions d'anòxia o de sulfhídric en el sediment (+), o bé és sensible a aquestes situacions (-).

TAXÓ	abundància del tàxon (%)												Ecologia			Referència
	Llacunes temporànies d'inundació continuada			Llacunes permanents			Llacunes temporànies i semipermanents d'inundació pulsativa						Ambient : S = salobre M = marí D = aigua dolça	Tolerància		
	MUNTANYETA			ROGERA			CONNECTADA		LITORAL		TAMARIU			Anòxia	Sulfhídric en el sediment	
	28.01.98	25.03.98	10.06.98	28.01.98	25.03.98	10.06.98	28.01.98	25.03.98	10.06.98	28.01.98	25.03.98	10.06.98				
GRUP I II	<i>Cyprideis torosa</i>						S	+	+	Athersuch et al. 1989, Jahn et al. 1996						
	<i>Dichromadora</i>						S			Bouwman 1983, Warwick et al. 1998						
	<i>Terschellingia</i>						M	+		Warwick et al. 1998, Bongers & Haar 1990						
	<i>Hydrobia acuta</i>						S, M			Koutsoubas et al. 2000						
	<i>Sphaerolaimus</i>						M			Warwick et al. 1998						
	<i>Daptonema</i>						M	+		Warwick et al. 1998						
	<i>Calomicrolaimus</i>						M			Warwick et al. 1998						
	<i>Eumonhystra</i>						D			Traunspurger 2002, Bongers & Haar 1990						

DISCUSSIÓ

A la maresma dels aiguamolls de l'Empordà les abundàncies (nombre d'individus) dels tàxons bentònics estan influenciades principalment per la salinitat, el percentatge de sorres, el fòsfor total del sediment i el carboni orgànic total de l'aigua.

El fet que les comunitats d'ambients sotmesos a canvis constants de salinitat estiguin dominades per tàxons eurihalins, fa que el factor salinitat no expliqui les diferències de fauna bentònica d'aquests ambients (Arias & Drake, 1994, Castel *et al.* 1990). Als aiguamolls de l'Empordà ja s'havia pogut constatar aquest fet en el plàncton (Quintana 1995a) i el perifiton (Trobajo 2003), i ara també es verifica en el bentos. Ara bé, a les llacunes on els canvis de salinitat són puntuals (Rogera i Muntanyeta), a causa principalment dels temporals de llevant, es poden diferenciar les comunitats per la seva composició en funció de la salinitat, ja que estan formades per tàxons menys eurihalins. Per exemple, en el cas de Muntanyeta, quan la salinitat augmenta pel temporal de llevant, s'observa la presència de tàxons amb afinitats per aigües salades (p.e. *Calomicroloaimus*), i després, quan la salinitat s'estabilitza per sota del 2‰, s'observa l'establiment de tàxons amb afinitats per ambients d'aigua dolça (p.e. *Eumonyhystera*). Així doncs, i tal com s'ha descrit en altres treballs, la salinitat tindria un paper important sobre la comunitat bentònica quan el gradient existeix en l'espai i no en el temps (Bongers & Haar 1990, Castel *et al.* 1990, González-Oreja & Saiz-Salinas 1998, Würdig *et al.* 1998, Coles & McCain 1990, McArthur *et al.* 2000).

Ja s'ha vist la importància de la granulometria a l'hora de determinar el contingut en nutrients del sediment de les llacunes estudiades (vegeu capítol 3). De fet, aquesta relació també es posa de manifest en aquesta anàlisi, ja que la posició i direcció del vector del fòsfor total és contrària a la del percentatge de sorres, i indica que a més percentatge de sorres menys contingut en fòsfor. No és estrany, doncs, que la granulometria també resulti determinant per als organismes, sigui de manera directa (mida de les partícules) o bé indirecta (nutrients). La granulometria és un dels principals factors considerats en estudis de comunitats bentòniques (Ivester, 1980, Bongers & Haar 1990, González-Oreja & Saiz-Salinas 1998, Würdig *et al.* 1998, Arias & Drake 1994, Smol *et al.* 1994). Les llacunes llimoses i argiloses (Muntanyeta, Connectada, Tamariu i Litoral) es diferencien de la llacuna sorrenca (Rogera) per la composició de la comunitat animal i presenten organismes del grup I, mentre que la llacuna sorrenca presenta organismes del grup II. Aquests resultats coincideixen amb allò que s'ha observat en el capítol 4.1, ja que la comunitat de la llacuna sorrenca es caracteritza per una major riquesa i major abundància (tant en nombre d'individus com en biomassa), i perquè presenta una comunitat característica (vegeu figura 4.1.1). Cal remarcar, però, que aquesta llacuna és l'única llacuna permanent de l'estudi, per tant, és impossible discriminar quin factor (granulometria del substrat o la permanència de l'aigua) és el principal a l'hora de determinar la comunitat. Possiblement ambdós factors determinen l'estructura de la comunitat ja que en altres estudis ja s'ha constatat la influència d'ambdós factors (Phillips & Fleeger 1985, Smol *et al.* 1994, Schneider & Frost 1996, Wellborn *et al.* 1996, Würdig *et al.* 1998, Boix *et al.* 2001a).

La màxima freqüència de tàxons tolerants a l'anòxia (grup I) coincideix amb un major contingut de carboni orgànic total en l'aigua i de fòsfor total en el sediment. Aquests tàxons són especialment abundants en llacunes del sector nord més aïllades (Litoral, Connectada i Tamariu), on les condicions d'acumulació de matèria orgànica poden portar a situacions d'anòxia (vegeu capítol 3). La presència d'aquests tàxons a les llacunes més confinades distingeix dos ambients diferents en funció del confinament (vegeu capítol 3). Així doncs, i

d'acord amb altres autors, el grau de confinament de les llacunes provoca diferències en la composició de la comunitat bentònica (Kroon *et al.* 1985, Escaravage & Castel 1989, Castel *et al.* 1990, Guelorget *et al.* 1994, McArthur *et al.* 2000).

4.3. RESPOSTA DE L'ESTRUCTURA DE LA COMUNITAT A DIFERENTS SITUACIONS D'ESTABILITAT HÍDRICA

RESULTATS

Per analitzar els canvis en l'estructura de les comunitats bentòniques en tres situacions d'estabilitat hídrica (inundació, estabilitat i assecatge) s'han comparat els paràmetres de la comunitat, del model d'abundància d'espècies (Motomura) i de l'espectre de mida-biomassa (Pareto).

A la llacuna permanent (Rogera), respecte de les llacunes temporànies (Muntanyeta, Litoral, Tamarü i Connectada), s'observen valors significativament superiors de diversitat (ANOVA: $p=0.032$), de riquesa específica (ANOVA: $p=0.003$), de biomassa total (ANOVA $p=0.001$) i de constant de Motomura (ANOVA: $p=0.027$). Pel que fa a l'equitativitat, no existeixen diferències significatives entre llacunes. També s'observen diferències en l'evolució dels paràmetres en les tres situacions estudiades. Així, mentre que a la llacuna permanent els tres paràmetres són molt similars (taula 4.3.1), a les temporànies això no passa. En aquestes llacunes els valors de diversitat són significativament més elevats en la situació d'assecatge que en la d'inundació (Bonferroni $p=0.019$). Pel que fa a l'abundància d'organismes, s'observa com també varia en les diferents situacions, i experimenta un augment en la situació d'assecatge, excepte en el cas de la llacuna permanent, on, igual que amb els paràmetres anteriors, les diferències entre situacions són mínimes (figura 4.3.1).

En tots els casos s'observa un bon ajustament al model de Motomura (0.68-0.99). Mitjançant aquest model es tornen a observar diferències entre la llacuna permanent i les temporànies. Així, la llacuna permanent presenta valors per la constant m significativament superiors (ANOVA $p=0.027$) als obtinguts per les llacunes temporànies. Pel que fa a les situacions estudiades, mitjançant aquesta aproximació, a cap de les llacunes s'observen diferències significatives entre les situacions d'inundació, estabilitat i assecatge (taula 4.3.1).

A diferència de les altres aproximacions que distingeixen la llacuna permanent de la resta, els espectres de biomassa permeten diferenciar entre la llacuna temporània d'inundació continuada i la resta. En aquesta llacuna (Muntanyeta), els espectres s'ajusten millor a Pareto I, mentre que a la resta els espectres presenten millor ajustament a Pareto II. Cal comentar que s'aconsegueix un millor ajustament al model de Pareto (model I a Muntanyeta i II a la resta) en situació d'estabilitat (taula 4.3.1). Aquests dos grups de llacunes també es diferencien quan s'analitza en quines classes de mida se situa el màxim de l'abundància. Així, a les llacunes temporànies d'inundació pulsativa i a la permanent el pic d'abundància s'ha situat en les classes de -1 i 0 , mentre que a la llacuna temporània d'inundació continuada ha presentat un màxim en classes inferiors a la de -1 (figura 4.3.1).

Pel que fa al rang de mida dels organismes bentònics, s'observa com a les llacunes temporànies el rang de les classes de mida varia en les tres situacions estudiades, mentre que a la permanent no s'observen aquestes diferències. La llacuna permanent ha presentat una comunitat amb un rang de mides ampli, entre -10 i 10 , i similar en les tres situacions (figura 4.3.1). Pel que fa a les llacunes temporànies, les situacions d'inundació es caracteritzen perquè la comunitat està majoritàriament representada per classes de mida petita (de -10 a 5 per les llacunes temporànies d'inundació pulsativa i de -5 a 0 per la

d'inundació continuada). Les situacions d'estabilitat i d'assecatge d'aquestes llacunes, en canvi, es caracteritzen perquè presenten un augment dels organismes en classes de mida més grans (superiors a 5 per les llacunes temporànies i superiors a 0 per la d'inundació continuada).

Taula 4.3.1: Diferents paràmetres de la comunitat, del model d'abundància d'espècies i dels espectres de mida-biomassa per les diferents llacunes i situacions estudiades.

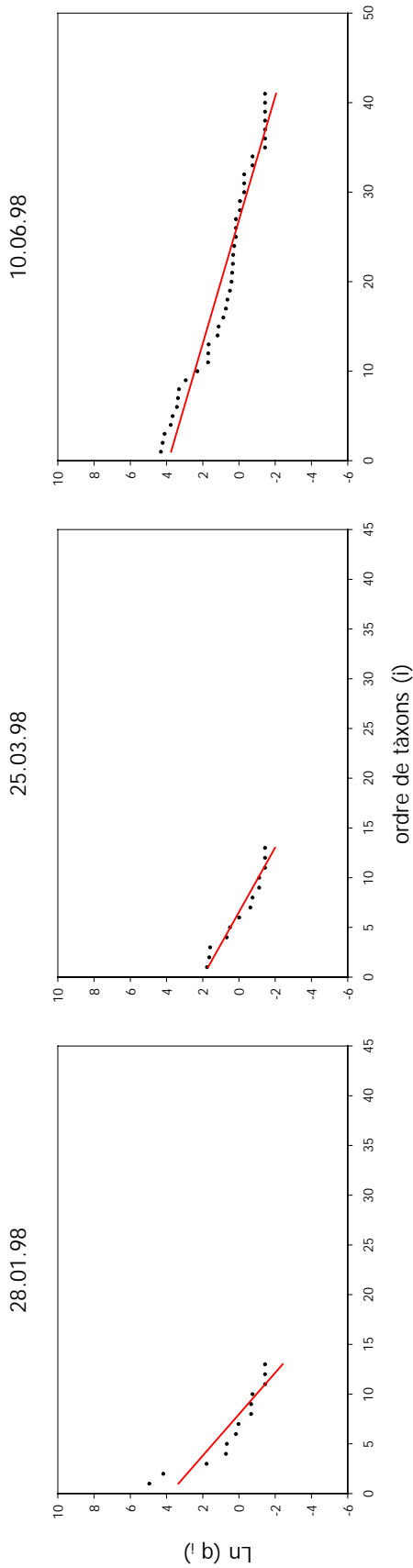
	LLACUNES PERMANENTS			LLACUNES TEMPORÀNIES D'INUNDACIÓ CONTINUADA			LLACUNES TEMPORÀNIES I SEMIPERMANENTS D'INUNDACIÓ PULSATIVA								
	ROGERA			MUNTANYETA			LITORAL		TAMARIU		CONNECTADA				
	28-1-98	25-3-98	10-6-98	28-1-98	25-3-98	10-6-98	28-1-98	25-3-98	28-1-98	25-3-98	28-1-98	25-3-98	10-6-98		
PARÀMETRES DE LA COMUNITAT															
RIQUESA ESPECÍFICA	37	34	37	13	13	41	11	21	15	17	14	21	19	22	20
DIVERSITAT DE SHANNON-WIENER	3.68	3.73	3.36	1.36	2.86	3.76	2.19	1.87	2.96	0.62	2.55	2.79	2.22	2.91	2.75
EQUITATIVITAT	0.71	0.73	0.64	0.37	0.77	0.70	0.63	0.43	0.76	0.15	0.67	0.64	0.52	0.65	0.64
BIOMASSA ($\mu\text{g} \cdot 10 \text{ cm}^{-2}$)	54753	16887	29216	19	121	799	6818	14452	24867	8081	4048	12373	712	2276	5351
PARÀMETRES DEL MODEL D'ABUNDÀNCIA D'ESPÈCIES (MOTOMURA)															
ORDENADA A L'ORIGEN	5.85	5.88	6.13	3.82	2.02	3.90	7.09	5.46	8.20	2.89	3.89	4.75	5.91	6.17	6.60
CONSTANT DE MOTOMURA (m)	0.84	0.83	0.82	0.62	0.73	0.87	0.50	0.71	0.50	0.71	0.71	0.72	0.71	0.70	0.68
AJUSTAMENT AL MODEL (r^2)	0.92	0.97	0.97	0.82	0.94	0.94	0.98	0.90	0.88	0.68	0.92	0.89	0.90	0.99	0.96
PARÀMETRES DEL MODEL D'ESPECTRES DE MIDA-BIOMASSA (PARETO)															
MODEL DE PARETO I															
AJUSTAMENT AL MODEL (r^2)	0.90	0.91	0.95	0.96	0.98	0.95	0.90	0.92	0.95	0.83	0.94	0.91	0.89	0.93	0.97
MODEL DE PARETO II															
AJUSTAMENT AL MODEL (r^2)	0.99	0.99	0.99	-	-	-	0.91	0.98	0.97	0.95	0.97	0.94	0.98	0.98	0.98

Figura 4.3.1: A les pàgines següents hi ha la representació gràfica del model d'abundància d'espècies, dels espectres de mida-biomassa i de la distribució de mides per les diferents llacunes i situacions estudiades.

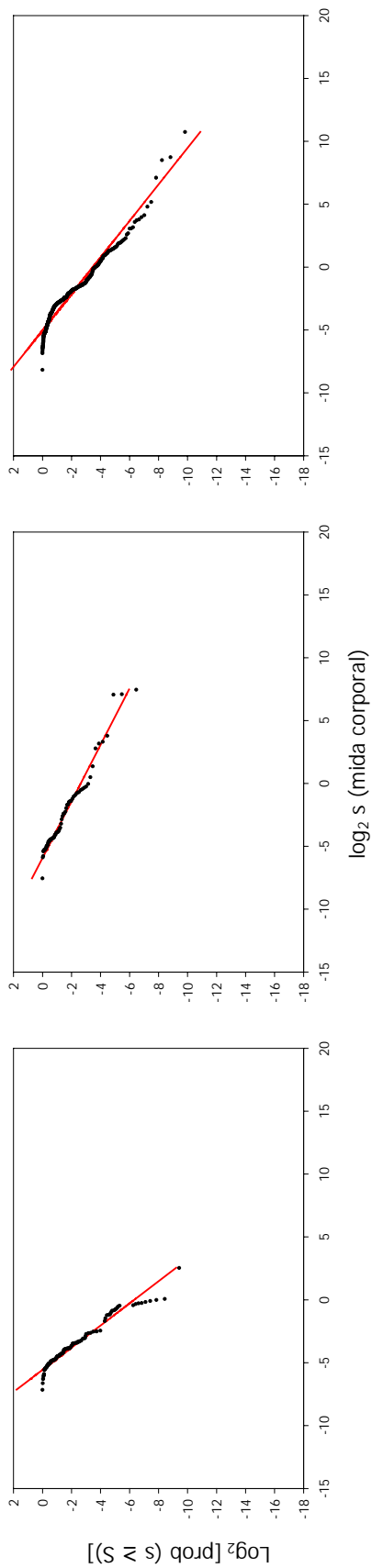
 Foraminífers	 Nematodes	 Gasteròpodes	 Àcars	 Ostracodes	 Amfípodes	 Dípters
 Turbellaris	 Rotífers	 Anèl·lids	 Cladòcers	 Copèpodes	 Isòpodes	

MUNTANYETA

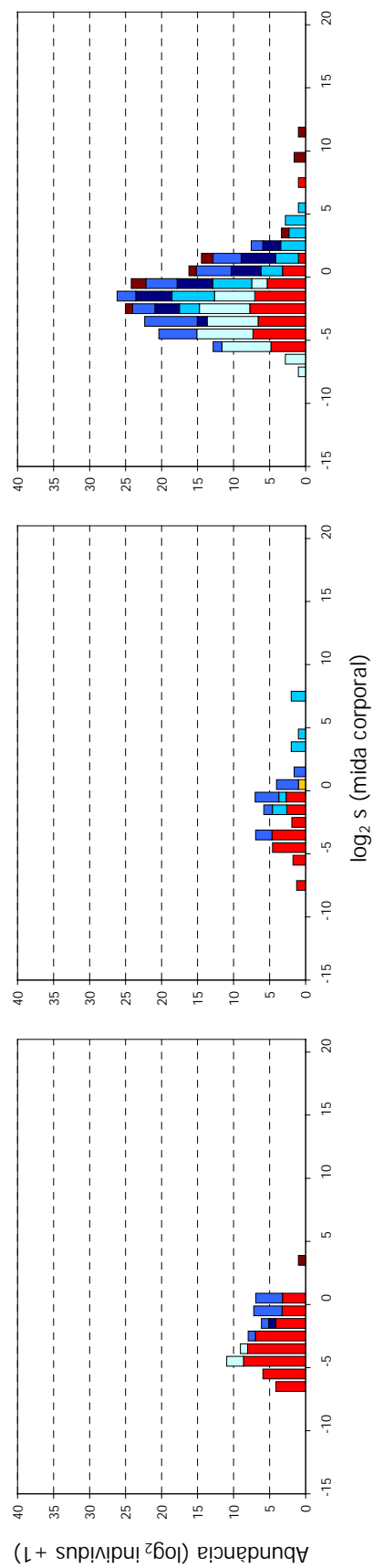
Model d'abundància d'espècies (Motomura)



Espectres de mida-biomassa (Pareto I)



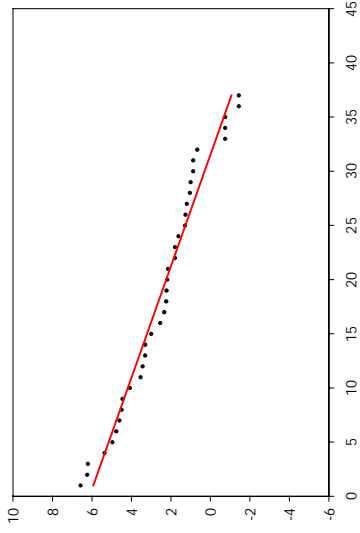
Distribució de mides



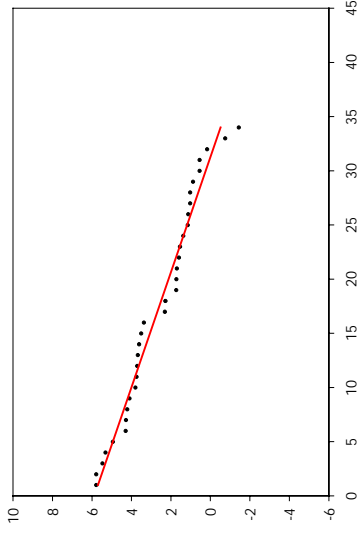
ROGERA

Model
d'abundància
d'especies
(Motomura)

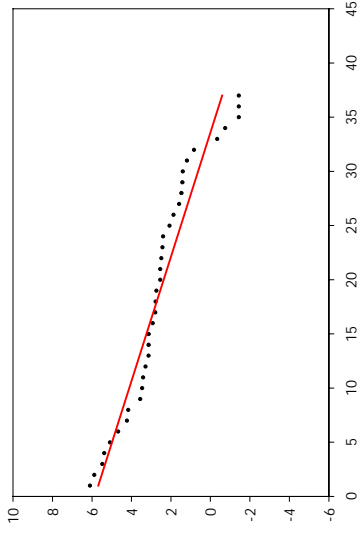
10.06.98



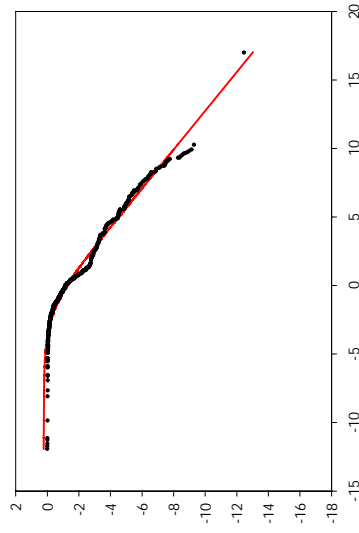
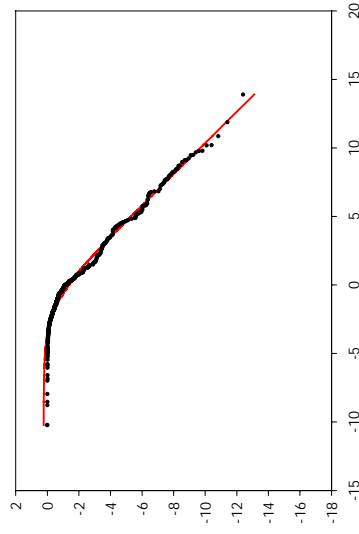
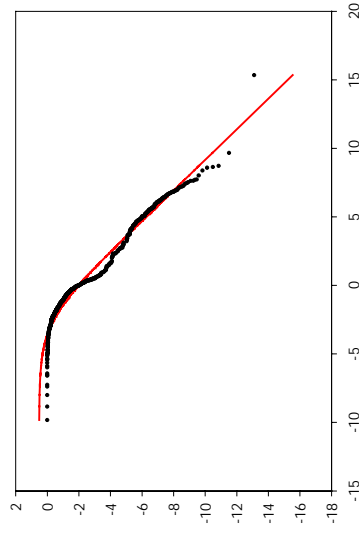
25.03.98



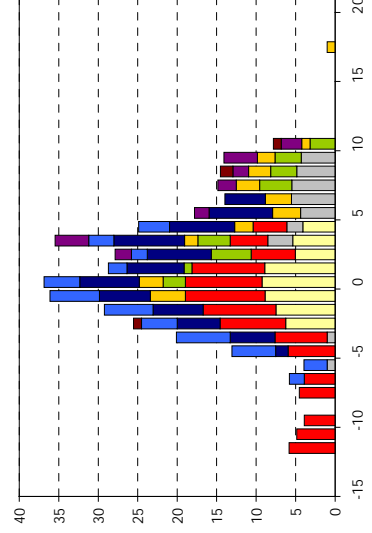
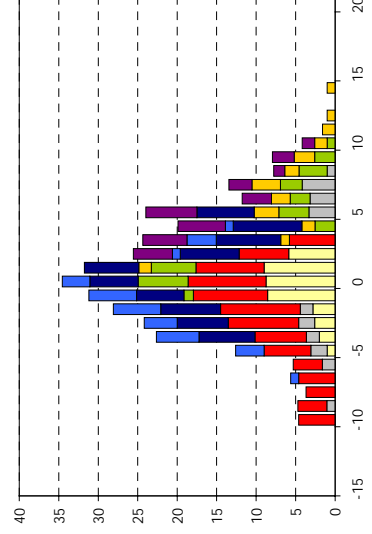
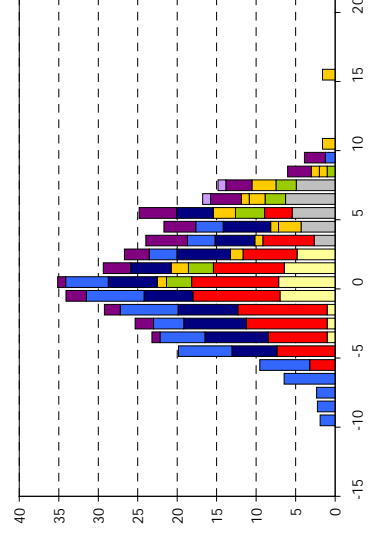
28.01.98



Espectres de
mida-biomassa
(Pareto II)



Distribució de
mides



Sistema bentònic dels aiguamolls de l'Empordà

CONNECTADA

90

Model d'abundància d'espècies (Motomura)

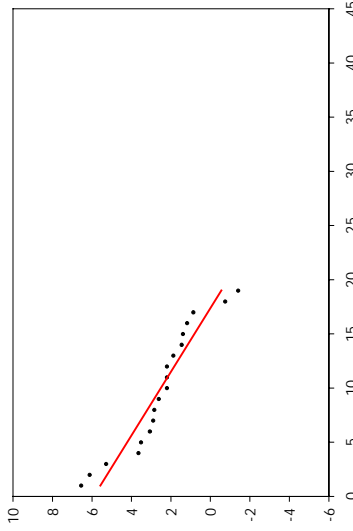
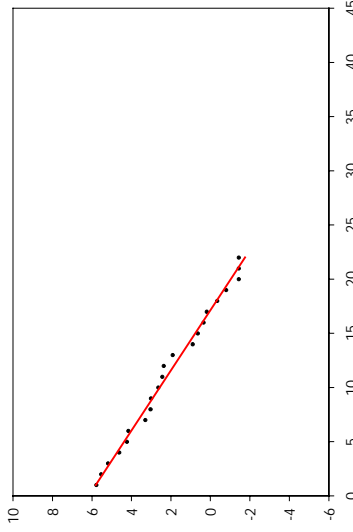
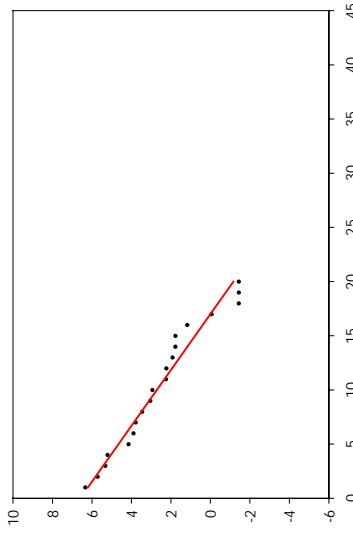
Espectres de mida-biomassa (Pareto II)

Distribució de mides

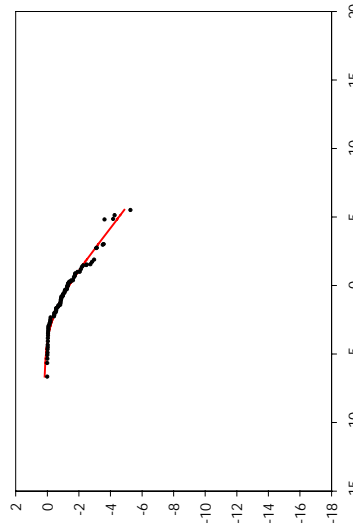
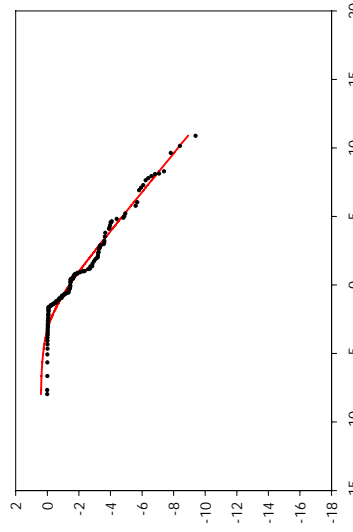
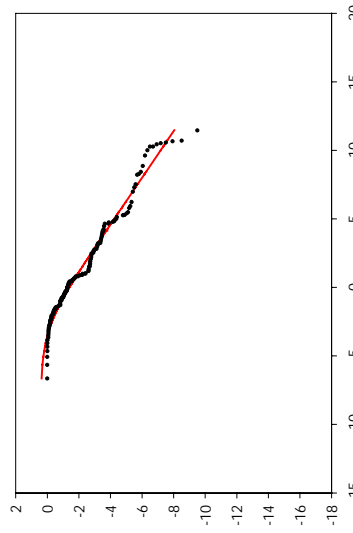
10.06.98

25.03.98

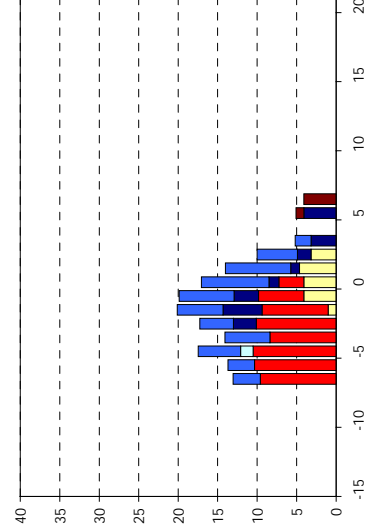
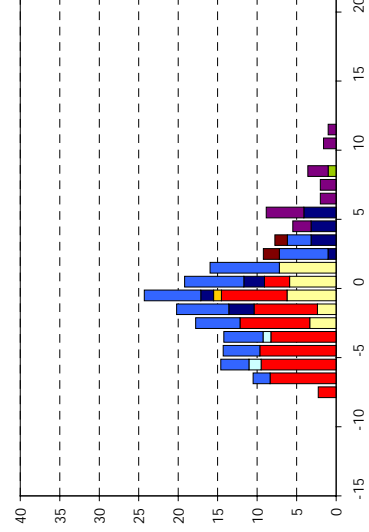
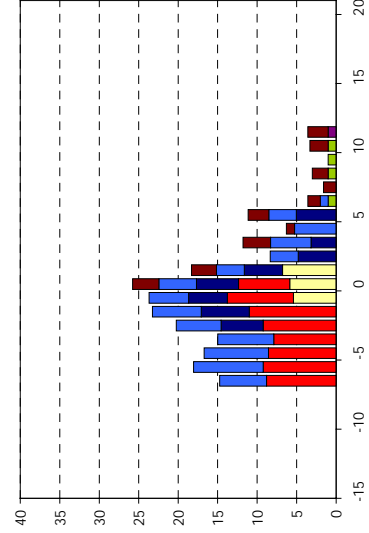
28.01.98



ordre de tàxons (i)



$\log_2 s$ (mida corporal)



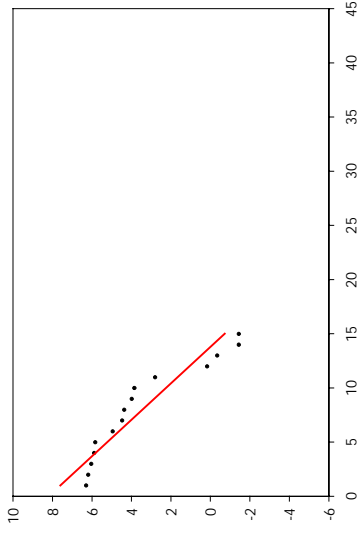
$\log_2 s$ (mida corporal)

Abundància (\log_2 Individus + 1)

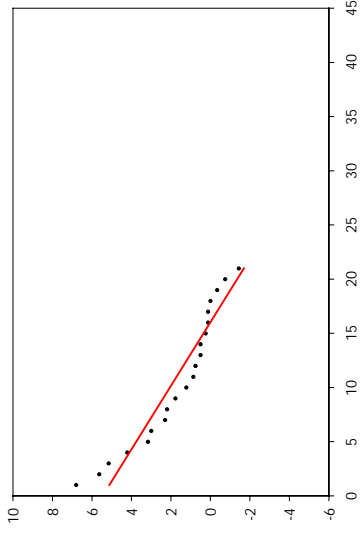
LITORAL

Model d'abundància d'especies (Motomura)

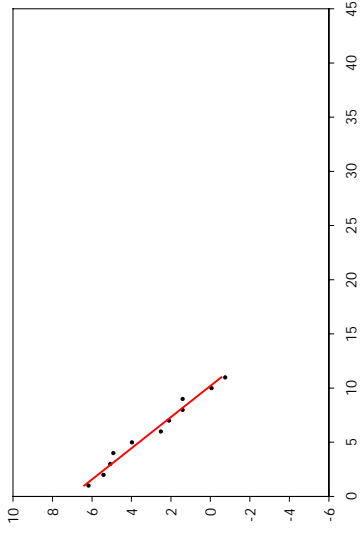
10.06.98



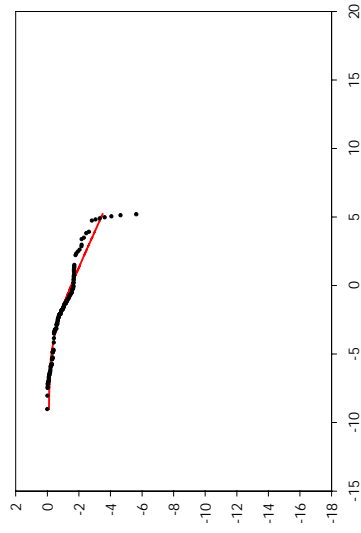
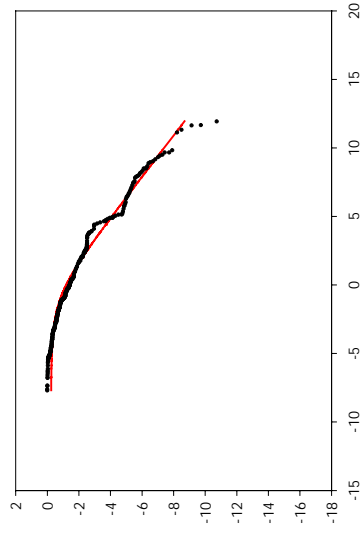
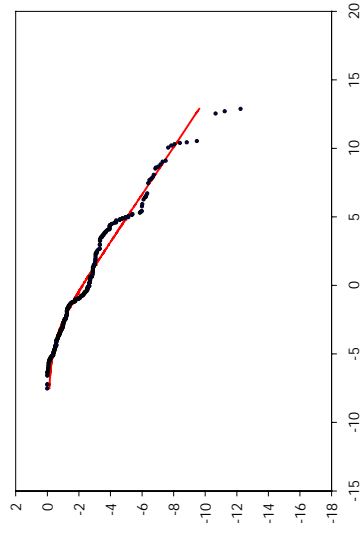
25.03.98



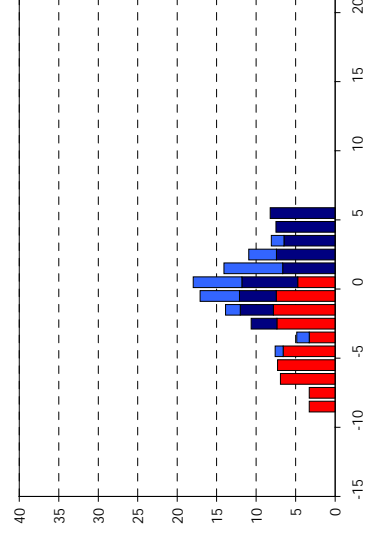
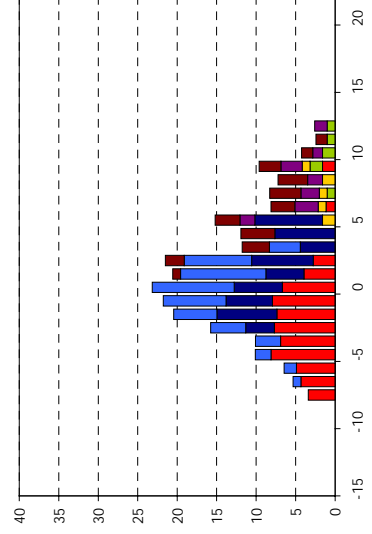
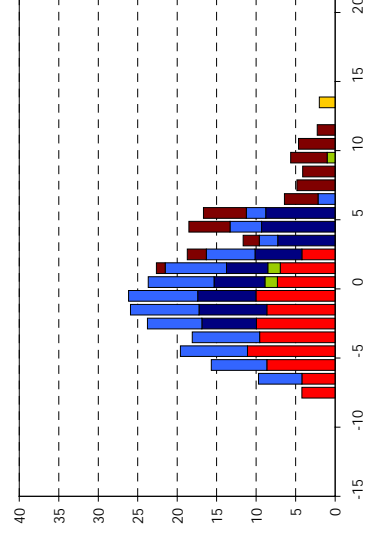
28.01.98



Espectres de mida-biomassa (Pareto II)

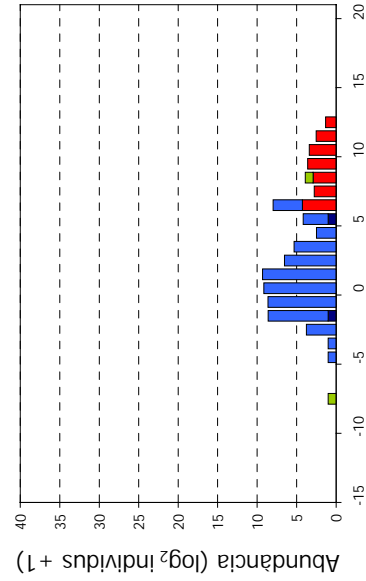
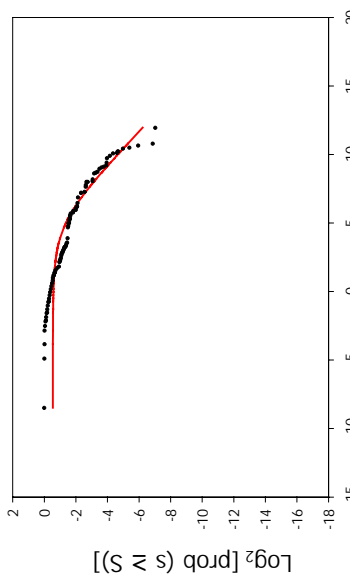
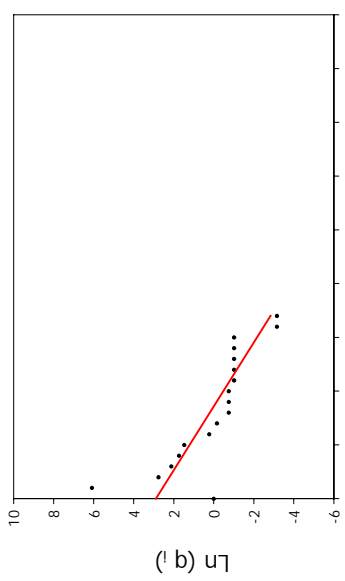


Distribució de mides



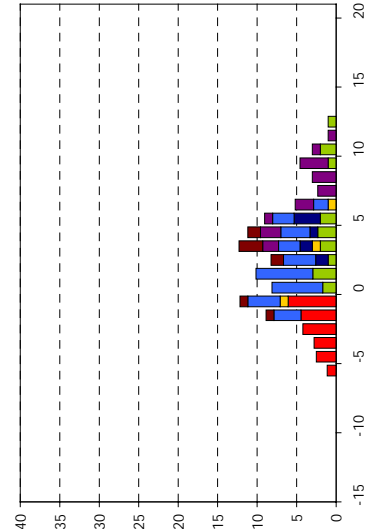
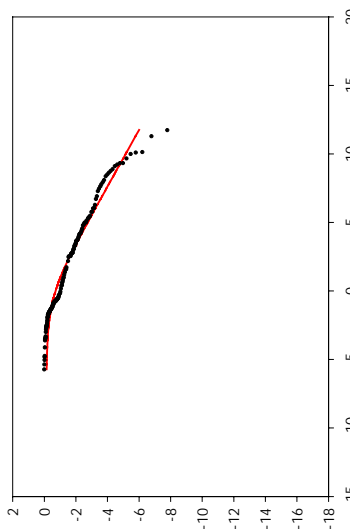
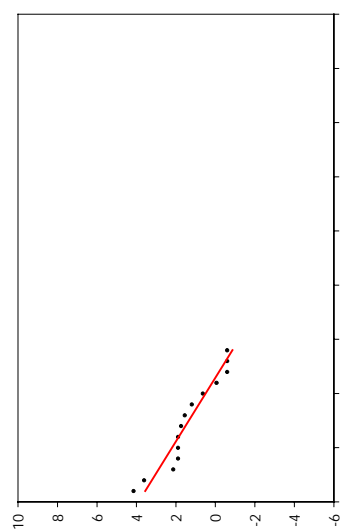
TAMARIU

Model d'abundància d'espècies (Motomura)



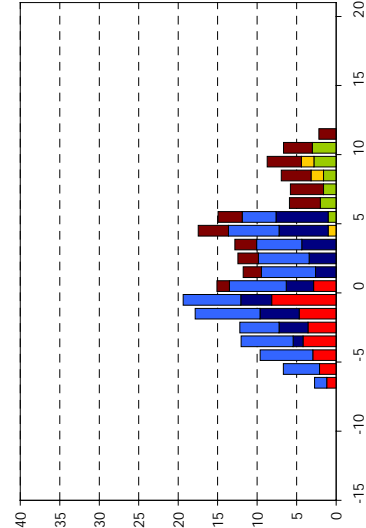
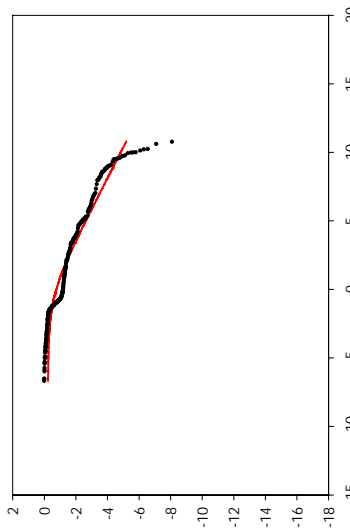
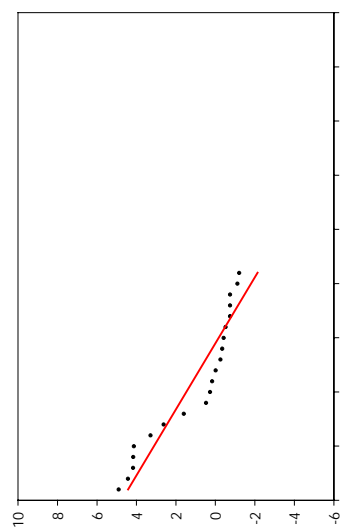
28.01.98

Model d'abundància d'espècies (Motomura)



25.03.98

Model d'abundància d'espècies (Motomura)



10.06.98

DISCUSSIÓ

Els espectres de biomassa dels organismes bentònics de les llacunes estudiades són majoritàriament unimodals. Aquest tipus d'espectres també s'han observat en el bentos de rius (Morin & Nadon 1991, Bourassa & Morin 1995, Morin *et al.* 1995, Ramsay *et al.* 1997) i llacs (Strayer 1991), mentre que en sistemes marins són principalment multimodals (Schwinghamer 1981, Gerlach *et al.* 1985, Drgas *et al.* 1998, Duplisea 2000, Raffaelli *et al.* 2000). Tot i així, cal comentar que, tal com es posa de manifest a Boix (2000), el nombre de pics dels espectres de biomassa no és una característica intrínseca de l'ecosistema on s'ha realitzat l'estudi. Així, en sistemes continentals s'ha pogut comprovar l'existència de comunitats bentòniques amb més d'una moda (Poff *et al.* 1993, Rasmussen 1993, Rodríguez & Magnan 1993), i en sistemes marins s'han descrit comunitats amb una única moda (Duplisea & Drgas 1999).

En la comunitat planctònica dels aiguamolls de l'Empordà s'han observat canvis en la forma de l'espectre de biomassa en funció de les condicions ambientals (Brucet 2003). Així, se sap que en sistemes fluctuants la baixa competència existent comporta una relació al·lomètrica entre el nombre i la mida dels individus de la comunitat zooplanctònica i això es tradueix en espectres lineals (Pareto I). En canvi, en sistemes més estables la competència guanya importància a favor dels individus més grans. Això provoca un canvi en la forma de l'espectre, que passa a ser no lineal (Pareto II). En la comunitat bentònica també es pot relacionar la forma de l'espectre amb el grau de fluctuació del sistema. Així, a la llacuna més fluctuant, la que rep aportacions continuades d'aigua i presenta major grau de pertorbació (vegeu capítol 5), els espectres de biomassa s'ajusten a un model lineal. En canvi, els espectres de biomassa de la resta de llacunes, més estables ja que les pertorbacions són més esporàdiques (p.e. temporals de llevant), s'ajusten millor al model no lineal.

Tal com s'ha anat veient en l'apartat 4.1 i el 4.2, la major estabilitat de les condicions ambientals de la llacuna permanent comporta un major grau d'estructuració de la comunitat, que, en aquest cas, queda palès en els valors elevats de riquesa específica, diversitat, constant de Motomura (m) i biomassa total. La permanència de l'aigua, alhora, permet l'establiment de poblacions de peixos, fet que pot explicar la major abundància d'organismes de mida petita, possiblement per un efecte de predació per part dels peixos. De fet, aquest efecte de la predació en la distribució de mides ja ha estat descrit experimentalment tant pel plàncton (Brokks & Dodson 1965, Mazumder *et al.* 1988) com pel bentos (Raffaelli *et al.* 2000). Cal dir que també s'ha pogut detectar un augment en el nombre d'organismes de mida petita respecte als de mida gran en el plàncton d'aquesta mateixa llacuna (Brucet 2003). Aquest model, però, no és generalitzable, ja que altres autors detecten un canvi en la biomassa total de la comunitat, i no en la distribució de mides, davant de fenòmens de predació (Zimmer *et al.* 2001). Cal comentar que les diferències observades en els espectres de biomassa no vindrien determinades per diferències en la granulometria, ja que no existeix relació entre la forma de l'espectre i el percentatge de sorres, llims i argiles. Això estaria d'acord amb les observacions realitzades per altres autors (Drgas *et al.* 1998, Duplisea & Drgas 1999, Duplisea 2000), que posen de manifest la independència dels espectres de biomassa respecte a la granulometria.

Igual que en el plàncton (Quintana 2002a, Brucet 2003), en el bentos els espectres de biomassa de totes les llacunes s'ajusten millor al model de Pareto (model I Muntanyeta i model II la resta) en les situacions d'estabilitat i pitjor en les situacions d'inundació i assecatge. La poca variabilitat en el temps dels espectres de biomassa en la llacuna

permanent coincideix amb el que han descrit altres autors en ambients estables (llacs: Rodríguez & Magnan 1993; mar: Drgas *et al.* 1998). En canvi, en ambients fluctuants (rius, llacunes temporànies i litoral fluctuant de llacs) s'han observat diferències en l'espectre de biomassa en funció de les condicions ambientals (Hanson *et al.* 1989, Morin *et al.* 1995, Boix 2000, Brucet 2000). A les llacunes més fluctuants dels aiguamolls de l'Empordà, les temporànies, s'observen canvis en l'estructura de la comunitat bentònica davant situacions d'inundació, estabilitat i assecatge. Així, en situacions d'inundació s'obtenen els valors més baixos de m , coincidint amb el que s'ha descrit en altres comunitats litorals on m és menor quan la comunitat tot just s'estableix (Calvário 1995). La major diversitat en situacions d'assecatge posa de manifest els canvis en l'estructura de la comunitat que es donen en les diferents situacions d'estabilitat hídrica. De manera que és en situacions d'assecatge quan la comunitat bentònica d'aquestes llacunes està més ben estructurada. Això concorda amb l'increment de biomassa i l'augment de diversitat al llarg de la successió (Margalef 1989). La major estructuració de la comunitat bentònica en situacions d'assecatge també s'observa mitjançant els espectres de biomassa. Si bé no existeixen canvis significatius en la forma lineal o no lineal de l'espectre del bentos per les situacions d'inundació, estabilitat i assecatge, sí que s'observa una biomassa significativament major en situació d'assecatge, respecte a la situació d'inundació, i un augment en el temps d'organismes en les classes de mida gran. Això estaria d'acord amb el que han descrit experimentalment Baca & Threlkeld (2000). Aquests autors, amb l'addició de nutrients, detecten canvis significatius en la distribució de mides dels organismes i en la biomassa de la comunitat bentònica, però no en la forma lineal o no de l'espectre de biomassa.

Així doncs, i a diferència del que s'observa a la llacuna més estable (llacuna permanent), a la resta (llacunes temporànies) l'estructura de la comunitat bentònica canvia en funció de la situació ambiental (inundació, estabilitat i assecatge). Cal remarcar, però, que aquests canvis en l'estructura de la comunitat bentònica es detecten en els paràmetres de la comunitat i de la biomassa total, però no amb la forma de l'espectre de mida-biomassa, que no experimenta canvis significatius. La forma de l'espectre, però, ens indica el grau d'estabilitat a la qual està sotmès el sistema bentònic. Així, sistemes més fluctuants presenten espectres de mida-biomassa que s'ajusten millor al model lineal, mentre que sistemes amb més grau d'estabilitat s'ajusten millor al model no lineal.

-5-

**RESPOSTA DE LES ASSOCIACIONS DE
NEMATODES A LES PERTORBACIONS EN
LLACUNES COSTANERES**

5. RESPOSTA DE LES ASSOCIACIONS DE NEMATODES A LES PERTORBACIONS EN LLACUNES COSTANERES

INTRODUCCIÓ

Els nematodes són un dels grups més importants de la meiofauna, tant marina com d'aigua dolça (Traunspurger 2002). Aquest grup ha estat objecte de multitud d'estudis, la majoria dels quals se centren en els tàxons perjudicials dins l'àmbit agrícola i sanitari. Si bé actualment els estudis sobre els nematodes aquàtics de vida lliure estan guanyant importància, als Països Catalans existeixen pocs treballs centrats en l'estudi de la biologia i ecologia d'aquestes espècies (p.e. Gadea 1952, 1960, Palacín 1984, 1985, 1993).

Aquests organismes presenten un conjunt de característiques que els fa especialment adequats com a indicadors de la qualitat del sediment on estan. Se solen donar en grans nombres i amb una elevada diversitat. Tant la seva recollida com la seva identificació a nivell de gènere són relativament senzills. Aquest nivell de resolució sembla prou representatiu de l'estructura de la comunitat. A causa de la seva cutícula permeable, estan en contacte directe amb l'aigua i el sediment, per això són sensibles als canvis del seu entorn. Formen un grup tròficament molt heterogeni: des de paràsits fins a carnívors, passant per detritívors, herbívors i bacteriòfags. Els nematodes són un grup d'organismes amb tàxons que varien molt en la seva biologia, i poden viure des d'un parell de dies fins a un parell d'anys. A més, el ràpid temps de generació els dona una gran capacitat de reacció davant de les pertorbacions del medi (Jensen 1987, Heip *et al.* 1988, Bongers 1990, Platt & Warwick 1983, 1988, Warwick *et al.* 1998, Bouwman 1983, Traunspurger 2002).

En aquest sentit, Bongers (1990) va desenvolupar l'índex de maduresa (*Maturity Index*; MI) a partir de les característiques ecològiques dels diferents tàxons de nematodes. Aquest autor proposa l'índex com una mesura de la pertorbació del sistema i li atorga capacitat per detectar canvis en l'estat tròfic del sistema. En un treball posterior (Bongers *et al.* 1991) es posa de manifest la sensibilitat de l'índex davant diferents tipus de pertorbacions: eutrofització, contaminació per hidrocarburs, presència de metalls pesants i augments en les taxes de sedimentació. A partir d'aquí, ha estat utilitzat en diversos tipus d'ambients: sòls forestals i agrícoles (Popovici 1992, Korthals *et al.* 1996), llacs interiors (Abebe *et al.* 2001), estuaris (Essink & Romeyn 1994, Essink & Keidel 1998, Gyedu-Ababio *et al.* 1999) i en ambients marins (Nielson *et al.* 1996, Boyd *et al.* 2000). Tot i el seu ús generalitzat, no es té constància de la utilització d'aquest índex en llacunes costaneres.

La maresma dels aiguamolls de l'Empordà es veu afectada per pertorbacions que poden ser tant de tipus continuat però de baixa intensitat, com les aportacions continuades d'aigua dolça, com d'elevada intensitat però de baixa freqüència, com els temporals de llevant (Quintana 2002b, Quintana *et al.* 1998a). En aquest ambient s'han utilitzat organismes zooplànctònics per avaluar el grau de pertorbació del sistema (Quintana 2002a), però fins ara no s'ha dut a terme res similar amb organismes bentònics. L'ampli rang de situacions ambientals, tant en l'estat tròfic com en l'estat hídric pels quals passa aquest sistema, el fa idoni per avaluar el comportament de l'MI en llacunes costaneres altament fluctuants. Així, en aquest capítol es plantegen dos objectius: (1) establir si els factors tròfics (p.e. concentració de nutrients) o abiòtics (p.e. granulometria) tenen influència sobre les

associacions de nematodes, (2) analitzar si l'MI respon a perturbacions físiques o a canvis en l'estat tròfic del sistema i avaluar la seva idoneïtat com a mesurador de perturbacions i/o de l'estat tròfic en llacunes costaneres.

MATERIAL I MÈTODES

Tant el disseny mostral com l'extracció i el processament de les mostres, així com l'estimació de l'abundància d'organismes, s'han dut a terme seguint el que s'ha descrit en l'apartat de "Material i mètodes" del capítol 4.

DETERMINACIÓ TAXONÒMICA

Per a cada mostra s'extreien a l'atzar 120 nematodes; si la densitat de nematodes era inferior llavors s'extreien tots els nematodes. Les preparacions per a la identificació es realitzaven incloent els nematodes en líquid de muntatge (5% glicerina: 5% etanol pur: 90% aigua dolça) i lacant la preparació. Els nematodes eren identificats a nivell de gènere utilitzant la bibliografia citada a la taula 4.2.

L'ÍNDEX DE MADURESA

L'índex de maduresa (*Maturity Index*, MI) ha estat desenvolupat com a indicador de qualitat de biotops terrestres, d'aigua dolça i, posteriorment, marins i salobrosos (Bongers 1990, Bongers *et al.* 1991). Aquest índex es basa en les característiques ecològiques dels tàxons de nematodes per determinar l'estat del sistema. Així, a cada tàxon s'assigna un valor d'1 a 5 d'acord amb la seva estratègia biològica i es coneix com a valor c-p (colonitzadors–persistents). De manera que els tàxons colonitzadors tenen valors c-p baixos i els tàxons persistents els tenen alts. Els valors assignats a cada tàxon s'han obtingut de la literatura, i per als tàxons en què no s'ha trobat un valor c-p en la literatura es va consultar la seva assignació amb l'autor de l'índex (taula 5.1). L'MI es calcula seguint la fórmula següent:

$$MI = \sum_{i=1}^n v_i f_i$$

On v_i és el valor c-p del tàxon i , i f_i és la freqüència relativa d'aquest tàxon.

DETERMINACIÓ DE L'ESTAT TRÒFIC

S'ha determinat l'estat tròfic (*Trophic State Index*, TSI) amb tres estimadors diferents (Carlson 1977) a partir del contingut de nitrogen total, del contingut en fòsfor total i del contingut en clorofil·la a de l'aigua. El grau d'eutròfia de cada llacuna s'ha calculat, pels tres estimadors, realitzant la mitjana del TSI.

Taula 5.1: Valors c-p utilitzats per al càlcul de l'índex de maduresa (MI): 1 oportunistes per enriquiments, 2 oportunistes, 3-5 persistents i pp paràsits de plantes. * valors c-p consultats amb l'autor de l'MI.

	valor c-p		valor c-p
Cl. Adenophorea		Cl. Secernentea	
O. Monystherida		O. Rhabditida	
F. Monhysteridae		F. Rhabditidae	
<i>Diplolaimella</i>	2	<i>Rhabditis</i>	1*
<i>Eumonhystera</i>	2*	F. Cephalobidae	
<i>Monhystera</i>	2	<i>Acrobeloides</i>	2
<i>Monhystrella</i>	2	F. Diplogasteridae	
<i>Thalassomonhystera</i>	2*	<i>Diplogaster</i>	1*
F. Xyalidae		F. Neologasteridae	
<i>Daptonema</i>	2	<i>Fictor</i>	1*
<i>Theristus</i>	2	O. Tylenchida	
F. Sphaerolaimidae		F. Dolichodoridae	
<i>Sphaerolaimus</i>	3	Dolichodoridae indeterminat	pp*
F. Linhomoeidae		F. Meloiodogynidae	
<i>Terschellingia</i>	3	<i>Meloiodogyne</i>	pp*
O. Chromadorida		O. Aphelenchida	
F. Leptolaimidae		F. Aphelenchoididae	
<i>Camacolaimus</i>	3	<i>Seinura</i>	2
<i>Leptolaimus</i>	2		
F. Plectidae			
<i>Plectus</i>	2		
F. Haliplectidae			
<i>Haliplectus</i>	3		
F. Chromadoridae			
<i>Dichromadora</i>	2		
<i>Ptycholaimellus</i>	3		
<i>Spilophorella</i>	2		
F. Cyatholaimidae			
<i>Paracanthochus</i>	2		
F. Microlaimidae			
<i>Calomicrolaimus</i>	2		
O. Enoplida			
F. Anoplostomidae			
<i>Anoplostoma</i>	2		
F. Oxystominidae			
<i>Halalaimus</i>	4		
<i>Litinium</i>	4*		
<i>Oxystomina</i>	4		
F. Oncholaimidae			
<i>Adoncholaimus</i>	4		
<i>Viscosia</i>	3		
<i>Oncholaimus</i>	4		
F. Tripyloididae			
<i>Tripyloides</i>	2		
F. Tripylidae			
<i>Tripyla</i>	4		
O. Dorylaimida			
F. Mononchidae			
Mononchidae indeterminat	4*		
F. Dorylaimidae			
Dorylaimidae indeterminat	5*		

ESTIMADORS DE PERTORBACIÓ

Per determinar el grau de pertorbació de cada llacuna s'han considerat diferents estimadors:

- Els canvis de salinitat provocats per temporals de llevant, com a indicador de pertorbacions d'elevada intensitat.
- El coeficient de variació de la salinitat, per obtenir un estimador de la variabilitat.
- El nombre de pics de nitrat superiors a 5 μM , com a estimador del nombre d'entrades d'aigua i nutrients dissolts en el sistema. El nitrat ha estat relacionat amb les entrades d'aigua en aquests ecosistemes (Quintana *et al.* 1999, Trobajo *et al.* 2002). L'amoni o el fòsfor reactiu soluble no són útils per detectar aquestes entrades d'elevada freqüència, ja que es poden trobar en abundància com a resultat de processos interns de mineralització de la matèria orgànica i de reciclatge de nutrients. El valor de 5 μM és un valor arbitrari i únicament es pretenia discriminar les entrades de certa importància de petites variacions de concentració que podrien no ser degudes a noves entrades.
- Si la llacuna és temporània o permanent.

Si bé en algunes llacunes el canvi en l'alçada de la columna d'aigua permet mesurar amb precisió les entrades d'aigua i, per tant, les pertorbacions hídriques, això no és generalitzable per a totes les llacunes ni per a tots els tipus d'inundacions. Algunes llacunes tenen sortides d'aigua superficial de manera que l'entrada no necessàriament resulta en un canvi del nivell de l'aigua. També existeixen entrades i sortides per via subterrània, com les pèrdues per infiltració, que són diferents per cada llacuna depenent de la composició del substrat, molt diferent entre llacunes (vegeu capítol 3). Per tot això, no s'ha utilitzat el canvi en l'alçada de la columna d'aigua com a mesura de pertorbació.

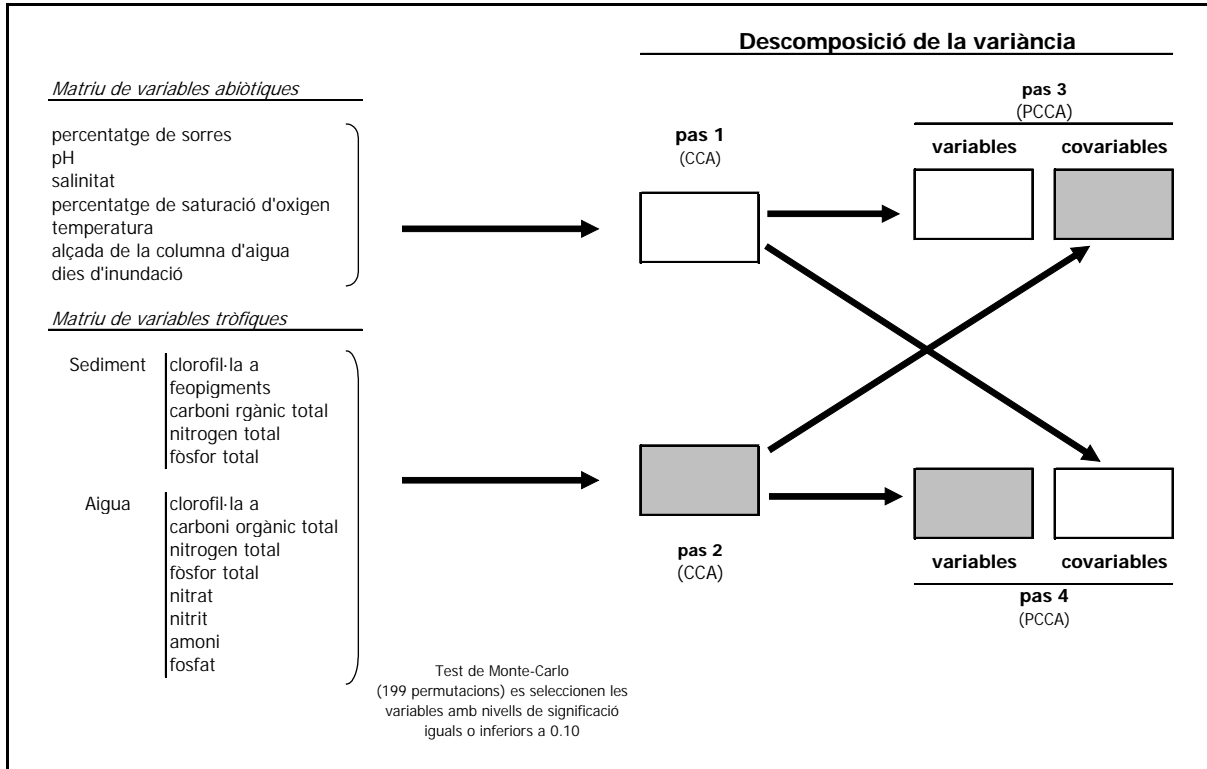
ANÀLISIS ESTADÍSTIQUES

Per discriminar quins paràmetres (tròfics o abiòtics) tenen un paper més important per a la comunitat de nematodes s'ha realitzat una descomposició de la variància seguint Ter Braak & Šmilauer (1998) i s'ha utilitzat en altres ecosistemes (Aguar *et al.* 2002). S'ha treballat en dues matrius de variables ambientals diferents: matriu de variables abiòtiques i matriu de variables tròfiques. Les variables incloses en cada una d'aquestes matrius de dades estan enumerades a la figura 5.1. S'ha seguit el mateix mètode utilitzat en el CCA realitzat pel global de la comunitat bentònica, per a la transformació de variables, tant ambientals (tròfiques i abiòtiques) com pels tàxons de nematodes. En aquest últim cas també s'ha fet la ponderació per tàxons rars (vegeu "Material i mètodes" del capítol 4).

La descomposició de la variància s'ha realitzat seguint quatre passos (figura 5.1). En el primer i segon es porten a terme anàlisis de correspondències canòniques (CCA), seleccionant les variables mitjançant permutacions (vegeu "Material i mètodes" del capítol 4). En el primer pas s'han utilitzat les variables seleccionades de la matriu de variables abiòtiques, i el segon s'ha realitzat amb les variables seleccionades per la matriu de variables tròfiques de l'aigua i del sediment (figura 5.1). En el tercer i quart pas es porten a terme anàlisis de correspondències canòniques parcials (PCCA). En la tercera anàlisi s'han utilitzat les variables seleccionades de la matriu de variables abiòtiques i s'han tingut en compte com a covariables les variables seleccionades de la matriu de variables tròfiques. De manera que amb aquesta anàlisi s'obté la variància que expliquen les variables abiòtiques després de treure la influència que puguin tenir les variables tròfiques. Per acabar, en la quarta anàlisi, com a variables s'han utilitzat les seleccionades de la matriu de variables tròfiques i com a covariables les variables seleccionades de la matriu de variables abiòtiques, així s'obté la

variància fruit de les variables tròfiques un cop treta la influència de les variables abiòtiques (figura 5.1). El càlcul de la descomposició de la variància està descrit a la taula 5.2.

Figura 5.1: Procediment seguit per a la realització de la descomposició de la variància.



Taula 5.2: Càlculs duts a terme per a l'obtenció de la descomposició de la variància

Descomposició de la variància	
a) variància explicada per les variables abiòtiques (%)	(valor propi del pas 1 / inèrcia total)·100
b) variància explicada per les variables tròfiques (%)	(valor propi del pas 2 / inèrcia total)·100
c) variància total explicada (%)	$\left\{ \begin{array}{l} \text{[(valor propi del pas 1 + valor propi del pas 4) / inèrcia total]·100} \\ \text{[(valor propi del pas 2 + valor propi del pas 3) / inèrcia total]·100} \end{array} \right.$
d) variància només explicada per les variables abiòtiques (%)	(valor propi del pas 3 / inèrcia total)·100
e) variància només explicada per les variables tròfiques (%)	(valor propi del pas 4 / inèrcia total)·100
f) variància compartida (%)	$\left\{ \begin{array}{l} \text{[(valor propi del pas 1 - valor propi del pas 3) / inèrcia total]·100} \\ \text{[(valor propi del pas 2 - valor propi del pas 4) / inèrcia total]·100} \end{array} \right.$
g) variància no explicada (%)	100-(resultat de l'apartat d + resultat de l'apartat e + resultat de l'apartat f)

S'han fet comparacions *a posteriori* mitjançant el test de Bonferroni. Aquest test és altament conservatiu quan es realitza un nombre elevat de comparacions (Altman 1999), per això s'ha optat per incrementar el nivell de significació a 0.1. Per avaluar l'ús de l'MI com a mesurador de la pertorbació del sistema s'han agrupat les llacunes en funció del grau de pertorbació. S'ha comparat mitjançant un contrast *a priori* de l'ANOVA les llacunes amb un grau major de pertorbació respecte a les altres.

Les anàlisis canòniques de correspondències i les diferents anàlisis de significació pels eixos canònics s'han dut a terme utilitzant el paquet estadístic CANOCO 4; la resta d'anàlisis estadístiques s'han dut a terme amb l'SPSS versió 10.1 per a Windows.

RESULTATS

Només la salinitat i el percentatge de sorres compleixen el criteri d'entrada (vegeu "Material i mètodes" del capítol 4) per a la matriu de variables abiòtiques considerades en les anàlisis realitzades per discriminar la importància dels paràmetres tròfics i dels abiòtics sobre la comunitat de nematodes en la descomposició de la variància. D'altra banda, per la matriu de variables tròfiques només el compleix el nitrogen total del sediment. Dels 35 tàxons inicials, la ponderació per tàxons rars ha seleccionat 33 tàxons.

Pel que fa a la descomposició de la variància, la variància total explicada per l'anàlisi és del 42.3%. La variància compartida per les dues matrius de variables (abiòtiques i tròfiques) és del 20.5%. La variància explicada només per les variables abiòtiques (sorres i salinitat) és del 18.2%, mentre que la variància explicada només per la variable tròfica (nitrogen total del sediment) és del 3.4%. La variància no explicada per aquesta anàlisi és del 57.9% (taula 5.3). Cal remarcar que el resultat del test de significació pel conjunt d'eixos canònics, sota un model reduït, no és significatiu en el PCCA que té com a covariables la salinitat i el percentatge de sorres (pas 4). Aquesta manca de significació de les variables tròfiques indicaria que les variables abiòtiques són suficients per explicar les diferències observades de les associacions de nematodes.

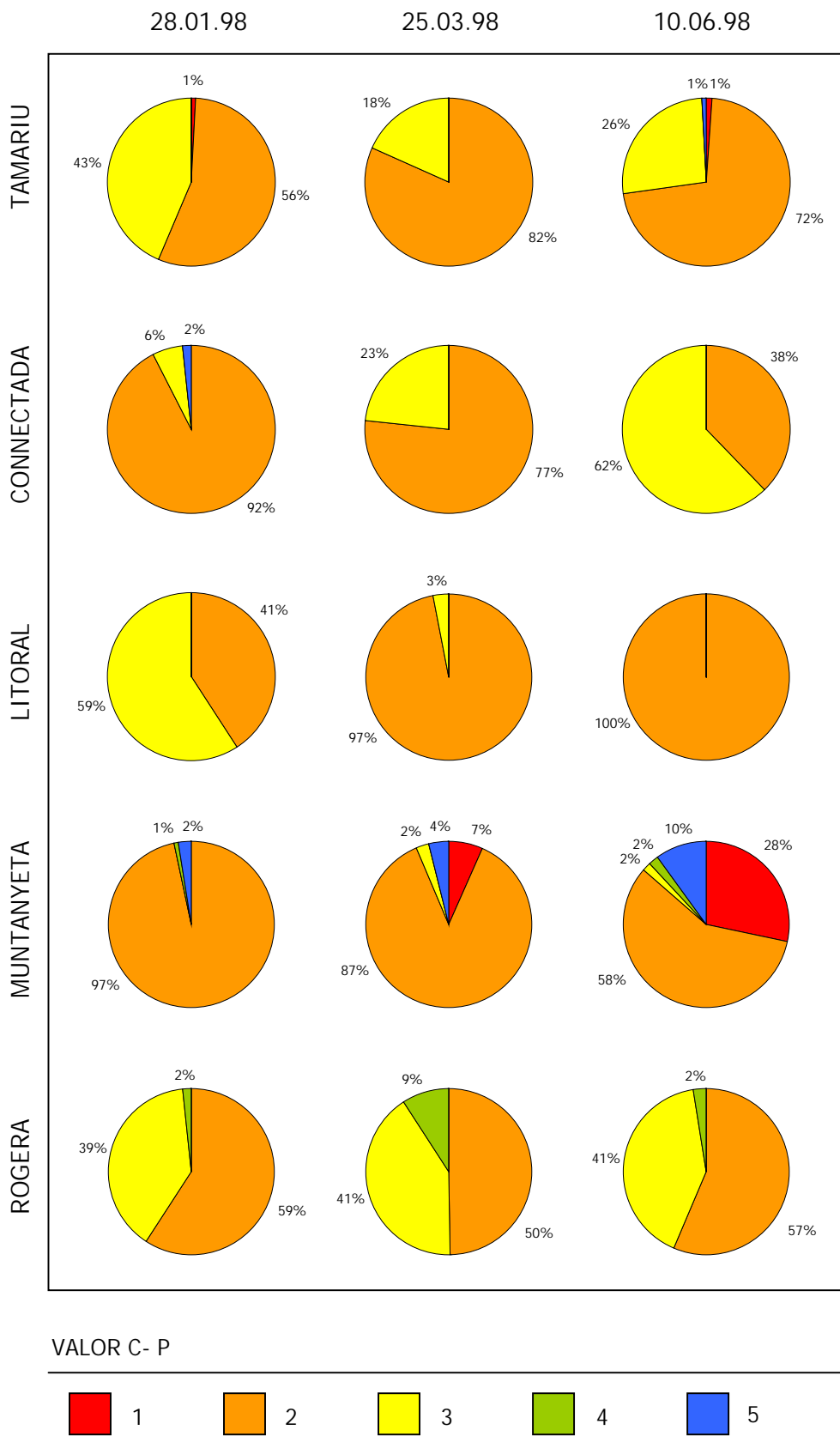
Les proporcions d'individus agrupats en funció dels valors c-p (colonitzadors-persistentes) mostren que la maresma dels aiguamolls de l'Empordà, generalment, està dominada per nematodes oportunistes (grup c-p 2). Els segons en importància són els persistentes (grups c-p 3 a 5), i els oportunistes per enriquiment (grup c-p 1) són molt poc representats. Muntanyeta té el percentatge més elevat de c-p 1, mentre que Rogera és la llacuna amb més nematodes del grup c-p 4 (2-9%). La resta de llacunes presenten quasi exclusivament nematodes dels grups 2 i 3 (figura 5.2).

A Litoral, Tamariu i Muntanyeta s'observa certa tendència a la disminució del valor de l'MI des de la situació inicial (inundació) a la final (assecatge), a causa de l'augment del nombre de nematodes del grup c-p 1 i 2. En canvi, a Connectada l'índex augmenta des de la situació d'inundació a la d'assecatge a causa de l'augment del grup c-p 3 (taula 5.4, figura 5.2). Cal remarcar que Rogera, llacuna permanent, és la que presenta el valor de l'MI més elevat en la part central del cicle d'inundació (major estabilitat), provocat per un augment en el percentatge de nematodes del grup c-p 4 (taula 5.4, figura 5.2). Pel que fa a la resta de llacunes, totes temporànies, no s'ha observat un valor màxim de l'MI (menor pertorbació) en la situació de major estabilitat del sistema. No s'ha trobat relació entre el TSI (estimador de l'estat tròfic) obtingut per cada llacuna en les diferents situacions (inundació, estabilitat i assecatge) i els valors obtinguts per l'MI en aquestes mateixes condicions (taula 5.5).

Taula 5.3: Resultats de la descomposició de la variància.

Variables seleccionades per l'anàlisi	
<i>Matriu de variables abiòtiques</i>	factor d'inflació
Salinitat	1.010
Percentatge de sorres	1.010
<i>Matriu de variables tròfiques</i>	factor d'inflació
NT del sediment	1.000
Anàlisis	
Anàlisis sense covariables (CCA)	valor propi
<i>Matriu de variables abiòtiques</i> (pas 1)	0.769
<i>Matriu de variables tròfiques</i> (pas 2)	0.476
Inèrcia Total	1.980
Anàlisis considerant covariables (PCCA)	
<i>Matriu de variables abiòtiques</i> (pas 3)	0.362
<i>Matriu de variables tròfiques</i> (pas 4)	0.069
Descomposició de la variància	
	%
a) variància explicada per les variables abiòtiques	38.8
b) variància explicada per les variables tròfiques	24.0
c) variància total explicada	42.3
d) variància només explicada per les variables abiòtiques	18.2
e) variància només explicada per les variables tròfiques	3.4
f) variància compartida	20.5
g) variància no explicada	57.9

Figura 5.2: Percentatges d'individus de cada grup c-p per cada llacuna i dia.



Taula 5.4: Valors de l'índex de maduresa (MI) pels diferents dies i llacunes. En negreta la mitjana per cada llacuna i entre parèntesis el coeficient de variació.

	Llacunes temporànies i semipermanents d'inundació pulsativa			Llacunes temporànies d'inundació continuada	Llacunes permanents
	TAMARIU	CONNECTADA	LITORAL	MUNTANYETA	ROGERA
28.01.98	2.31	2.06	2.49	2.04	2.32
25.03.98	2.13	2.17	2.02	1.93	2.45
10.06.98	2.18	2.52	2.00	1.66	2.35
	2.21 (4.21)	2.25 (10.66)	2.17 (12.78)	1.88 (10.42)	2.37 (2.87)

Si es comparen els valors mitjans entre llacunes, únicament el TSI basat en nutrients (nitrogen total i fòsfor total de l'aigua) mostra diferències significatives (ANOVA d'un factor; fòsfor total $p=0.008$ i nitrogen total $p=0.029$). Les comparacions *a posteriori* mitjançant el test de Bonferroni pel TSI calculat a partir del fòsfor total, indiquen que es poden diferenciar dues llacunes, Rogera i Litoral ($p=0.003$); Rogera estaria dins el rang de llacunes eutròfiques, mentre que Litoral seria hipertròfica. En canvi, pel nitrogen total es pot diferenciar Rogera de Connectada ($p=0.068$) i Rogera de Tamariu ($p=0.094$), en aquest cas, però, totes estan dins el rang de llacunes eutròfiques. Per tant, es poden discriminar diferents graus d'eutròfia a la maresma. L'ordenació de les llacunes, en funció del seu estat tròfic, no és coincident amb la que s'arriba a partir dels valors de l'MI (taula 5.5). Si bé la llacuna amb valors més baixos de TSI és també la que té un MI més elevat (Rogera), no passa el mateix per la llacuna amb un valor de l'MI més baix (Muntanyeta), que presenta valors intermedis pel TSI. Així, els valors baixos d'MI observats en aquesta llacuna no semblen coincidir amb un estat tròfic alt (taula 5.5).

Els diferents estimadors de pertorbació mostren com Muntanyeta és la llacuna que presenta el màxim per tots ells. Es tracta d'una llacuna temporània sotmesa a grans fluctuacions de salinitat, que arriba a augmentar, en una setmana (temporal de llevant), 56 vegades la seva salinitat (de $0.34^{0}/_{00}$ a $19.19^{0}/_{00}$). Donada la seva hidrologia (vegeu capítol 2) rep aportacions freqüents de nutrients dissolts (5 pics de nitrat), i a més presenta el coeficient de variació de salinitat més elevat (123.49%). Així doncs, Muntanyeta presenta un grau de pertorbació superior, tant en intensitat com en freqüència, al de la resta de llacunes d'aquest estudi (taula 5.5). L'MI sembla respondre a aquest major grau de pertorbació de Muntanyeta, ja que el contrast *a priori* de l'ANOVA mostra com aquesta llacuna presenta valors, per l'MI, significativament inferiors ($p=0.013$) als que s'observen a la resta de llacunes (Rogera, Litoral, Tamariu i Connectada).

Taula 5.5: Diferents indicadors de l'estat tròfic i del grau de pertorbació (intensitat i freqüència), per les llacunes estudiades. Entre parèntesis el coeficient de variació. Les llacunes estan ordenades, de menor a major, en funció del seu valor mitjà d'MI.

			MUNTANYETA	LITORAL	TAMARIU	CONNECTADA	ROGERA
Estat Tròfic	nombre de casos		14	12	14	14	15
	biomassa algal	Índex d'estat tròfic (Clorofil-la a)	54 (23)	53 (19)	60 (16)	54 (18)	53 (12)
		nutrients	Índex d'estat tròfic (Nitrogen total)	61 (11)	66 (19)	67 (11)	70 (13)
	Índex d'estat tròfic (Fòsfor total)		77 (15)	95 (14)	78 (17)	83 (17)	70 (16)
Pertorbació	d'elevada intensitat	Temporani/Permanent	T	T	T	T	P
		Diferència de salinitat abans i després del temporal de llevant	18.85	5.73	6.33	10.00	18.59
	d'elevada freqüència	Nombre de pics de nitrat superiors a 5 mM	5	2	2	2	3
		Salinitat	5.79 (123.49)	17.58 (30.15)	19.6 (21.73)	18.31 (29.60)	11.64 (42.53)
		nombre de casos	34	33	35	34	33

DISCUSSIÓ

Els resultats del CCA mostren que la composició de nematodes del meiobentos a la maresma dels aiguamolls de l'Empordà és més dependent dels factors abiòtics (salinitat o granulometria) que dels factors tròfics (composició de nutrients del sediment). El baix percentatge de variació només explicada per les variables tròfiques (3.4%) remarca la poca importància de l'estat tròfic sobre les associacions de nematodes. Els nostres resultats coincideixen amb el que s'ha descrit per a les associacions de nematodes en altres sistemes fluctuants (estuaris: Austen & Warwick 1989, Bongers & Haar 1990, Gyedu-Ababio *et al.* 1999; llacs interiors: Abebe *et al.* 2001).

Els sistemes altament fluctuants són idonis per a l'aparició i proliferació d'organismes oportunistes (Margalef 1983), cosa que es reflecteix en la dominància observada d'aquests organismes (c-p 2 són oportunistes) a la maresma dels aiguamolls de l'Empordà. Tot i així, la composició en grups c-p no segueix el mateix patró en el temps a totes les llacunes. Tant en època d'inundació (28.01.98) com en situacions d'assecatge (10.06.98), la composició en grups c-p varia en funció de la llacuna sense que s'observi un patró general. Aquesta manca de patró queda també reflectit en els valors de l'MI, i per tant, aquest índex no discrimina les condicions d'estrès a la maresma provocades per situacions d'inundació i assecatge. Tampoc existeix relació entre l'MI i el TSI, i això està d'acord amb el fet que en aquests sistemes l'MI no discrimina entre situacions de diferent estat tròfic.

La poca viabilitat de la utilització de l'MI com a indicador del grau d'eutròfia de les diferents llacunes també es fa patent quan es comparen els valors mitjans d'MI de cada llacuna amb els valors mitjans de TSI. Així, Muntanyeta, la llacuna amb un MI inferior (1.88), no presenta les majors concentracions de nutrients de les llacunes estudiades. La falta de relació entre l'MI i el grau d'eutròfia coincideix amb el poc pes que exerceixen les variables tròfiques sobre les associacions de nematodes.

Segons Bongers (1990), una disminució en el valor de l'MI indica una perturbació del sistema. Si bé manca una escala a partir de la qual poder establir el nivell de perturbació a la qual està sotmès el sistema, en general, els valors entre 1.78 i 2.25 se solen donar sota situacions d'estrès provocades per diferents tipus de perturbacions. D'altra banda, els valors entre 2.09 i 2.93 s'obtenen en les situacions naturals de no-perturbació (Bongers *et al.* 1991, Essink & Romeyn 1994, Essink & Keidel 1998, Gyedu-Ababio *et al.* 1999). A les llacunes estudiades, els valors més baixos de l'MI es troben a Muntanyeta, la llacuna amb més grau de perturbació, tant en intensitat com en freqüència, resultat d'un augment de l'abundància de nematodes oportunistes per enriquiment (c-p 1). Els valors de l'MI indicarien que es tracta d'una llacuna sota estrès. En contraposició, Rogera, l'única llacuna permanent, és també l'única que presenta nematodes persistents (c-p 4). Això es pot atribuir a una major estabilitat del sistema on les aigües són permanents. Tamariu, Connectada i Litoral estan en una situació intermèdia i gairebé no presenten oportunistes per enriquiment, però tampoc persistents del grup c-p 4. D'aquestes tres llacunes l'increment al llarg del cicle dels persistents del grup c-p 3, observat a Connectada, és degut al creixement de la població de *Ptycholaimellus*, nematode que únicament es troba en aquesta llacuna. Aquesta llacuna no es diferencia de les altres dues ni per cap de les variables mesurades en el sediment ni per la temperatura de l'aigua ni pel nivell d'anòxia (les darreres dues variables s'han relacionat amb densitats d'aquest taxó; Eskin & Hopper 1985).

Així, l'MI als aiguamolls de l'Empordà es pot relacionar amb el grau de perturbació al qual estan sotmeses aquestes llacunes, més que en les diferències en el seu estat tròfic. La major significació de les variables abiòtiques a l'hora d'explicar les variacions en les associacions de nematodes d'aiguamolls de l'Empordà també està d'acord amb el fet que el grau de perturbació té més incidència que l'estat tròfic en la composició de la comunitat. Abebe *et al.* (2001) ja apuntaven la possibilitat que les diferències en els valors de l'MI no estiguessin relacionades amb canvis en l'estat tròfic sinó amb la fluctuació hídrica dels seus sistemes (llacs interiors).

Així, es pot concloure que en ambients on la perturbació és de tipus tròfic, els valors de l'MI semblen relacionar-se amb l'estat tròfic (p.e. Essink & Romeyn 1994, Bongers & Bongers 1998). En canvi, en sistemes on la principal perturbació és d'una altra naturalesa, com ara contaminació per metalls pesants o fluctuació hídrica (Popovici 1992, Abebe *et al.* 2001, aquest estudi), l'MI no reflecteix l'estat tròfic del sistema, però sí el grau de perturbació del sistema.

-6-

**DISTRIBUCIÓ ESPACIOTEMPORAL DE LA
COMUNITAT MACROBENTÒNICA**

6. DISTRIBUCIÓ ESPACIOTEMPORAL DE LA COMUNITAT MACROBENTÒNICA

INTRODUCCIÓ

Les comunitats bentòniques d'ambients soms estan influenciades, principalment, per factors físics (Parsons *et al.* 1995). Un d'aquests factors determinants per als organismes és la permanència de l'aigua. Així, s'ha descrit l'existència de diferències en la composició i l'estructura de les comunitats bentòniques d'ambients permanents i temporanis (p.e. Kenk 1949, Collinson *et al.* 1995, Hillman & Quinn 2002). En llacunes costaneres, els processos d'emplenament per precipitacions i temporals de mar i els processos de buidatge per evaporació provoquen una elevada fluctuació de la salinitat al llarg del cicle d'inundació (Comin 1989, Quintana 2002b). Conseqüentment la majoria dels organismes que estan en aquests ambients són eurihalins (Parker 1969, Barnes 1994). De manera que, més que la mitjana, és el màxim i el mínim de salinitat el que determina la presència o no d'organismes en ambients salobrosos (Hartog 1964a a Kroon *et al.* 1985). En llacunes costaneres s'ha proposat la teoria del confinament com un model per explicar la zonació de les associacions bentòniques. Aquesta teoria refusa la salinitat com a factor determinant per als gradients biològics i proposa el confinament com a principal factor en l'estructuració de la comunitat (Kroon *et al.* 1985, Escaravage & Castel 1989, Castel *et al.* 1990, Arias & Drake 1994, Guelorget *et al.* 1994, Quintana 1998a, Mistri *et al.* 2001).

D'altra banda, els treballs referents a dinàmiques temporals de la comunitat bentònica de llacunes són rars, ja que la majoria de treballs no estudien les variacions en el temps de l'estructura de la comunitat. A més, els pocs treballs existents solen centrar-se en una única tipologia de llacuna. Així, la dinàmica temporal de comunitats de macroinvertebrats d'ambients temporanis interiors ha estat estudiada per diversos autors (p.e. Terzian 1979, Lake *et al.* 1989, Bazzanti *et al.* 1996, Alcorlo 1999, Boix 2000). Ara bé, a la zona costanera els estudis existents s'han realitzat principalment en ambients permanents (p.e. Castel 1985, Arias & Drake 1994, Sardá *et al.* 1995, Tagliapietra *et al.* 1998, Mistri *et al.* 2001) i els pocs estudis de dinàmica de la comunitat en ambients temporanis costaners fan referència al plàncton (p.e. Galindo *et al.* 1994, Quintana *et al.* 1998b, Brucet 2003). Per tant, existeix un buit de coneixements pel que fa a la dinàmica temporal del bentos de llacunes temporànies costaneres. Una altra mancança són els estudis comparatius de la dinàmica temporal de la comunitat bentònica entre llacunes temporànies i permanents, ja que si bé existeix algun treball en llacunes interiors (p.e. Wissinger & Gallagher 1999, Hillman & Quinn 2002), no es disposa d'informació en ambients costaners.

La maresma dels aiguamolls de l'Empordà amb la seva varietat d'ambients (llacunes temporànies i permanents) i la influència marina que presenta (Quintana 2002b), resulta un sistema adequat per a la realització d'un estudi de la dinàmica temporal de la comunitat bentònica de llacunes costaneres amb diferent grau de permanència de l'aigua. Així, en aquest capítol: (1) s'estudia els factors que determinen la variabilitat espaciotemporal de les comunitats macrobentòniques de llacunes costaneres, (2) es compara la dinàmica en el temps i l'espai de comunitats macrobentòniques de llacunes permanents i temporànies i (3) s'analitza la variabilitat interanual de les comunitats macrobentòniques.

MATERIAL I MÈTODES

MOSTREIG I PROCESSAMENT DE LES MOSTRES

Es van mostrejar set llacunes de la maresma dels aiguamolls de l'Empordà: Litoral, Connectada, Tamariu, Túrries, Rogera, Riereta i Muntanyeta. Aquestes llacunes representen un ampli ventall de condicions ambientals (vegeu capítol 3), des de llacunes permanents amb un baix contingut en nutrients i de granulometria sorrenca (Rogera) fins a llacunes temporànies de fons llimós i argilós i amb més contingut de nutrients (p.e. Litoral). A cada llacuna es va establir un punt de mostreig del qual s'extreien dues rèpliques a les llacunes de menys superfície (Litoral, Muntanyeta i Tamariu) i quatre a la resta (Rogera, Riereta, Connectada i Túrries). Les mostres s'extreien del llit de la llacuna en un punt pròxim a la part central, menys a Rogera, ja que el difícil accés no ho feia possible. En aquesta llacuna el punt de mostreig es va situar uns 10 metres del litoral.

Per analitzar la variabilitat interanual es van prendre mostres mensualment durant dos cicles d'inundació, 1997-1998 i 1998-1999. Les característiques hídriques de cada cicle d'inundació ens permeten discriminar un primer cicle humit, amb precipitació total de 458.8 mm i un segon cicle sec amb una precipitació total de 306.9 mm (vegeu capítol 2). Les mostres es van extreure mitjançant una draga Ekman de 225 cm² de superfície, eren emmagatzemades en bosses de plàstic negres i es transportaven fins al laboratori, on eren conservades en fred fins al seu processament.

El processament de les mostres es duia a terme la setmana següent a la seva recol·lecció, mitjançant un tamís d'1 mm. Tots els organismes que hi quedaven retinguts es recollien en viu i es fixaven amb formaldehid al 4%. Posteriorment, la totalitat dels individus recollits en la mostra eren comptats i determinats fins al màxim nivell de resolució taxonòmica possible. El mateix dia del mostreig també s'obtenien mesures dels paràmetres físics, químics i de pigments de l'aigua i el sediment, tal com es descriu al capítol 3.

ESTIMACIÓ DE L'ABUNDÀNCIA I CÀLCULS DELS PARÀMETRES DE LA COMUNITAT

El nombre d'individus es va obtenir recomptant la totalitat d'individus de cada rèplica. La biomassa es va calcular a partir de les mesures realitzades en, com a mínim, 25 individus de cada tàxon (vegeu capítol 4). Totes les mesures d'abundància (nombre d'individus i biomassa) estan expressades per una mateixa unitat de superfície (10 cm²).

A partir de l'abundància numèrica es va calcular la diversitat de Shannon-Weaver i la riquesa específica tal com es descriu en el capítol 4. També s'ha calculat l'índex de dominància i de successió:

Dominància de Berger-Parker:

$$d = \frac{N_{m\grave{a}x}}{N}$$

On N és el nombre total d'individus, $N_{m\grave{a}x}$ és el nombre d'individus del tàxon més abundant.

Successió d'Armstrong:

$$S_{ab} = \left[\sum_{i=1}^n \left(\frac{f_{ib} - f_{ia}}{b-a} \right)^2 \right]^{1/2}; \quad f_{ia} = \frac{\frac{x_{ia}}{X_a} \log \frac{x_{ia}}{X_a}}{H_a}$$

On S_{ab} és la taxa diària de canvi de la comunitat ponderant la contribució de les espècies al canvi de la diversitat, $(b-a)$ és l'interval de temps en dies, f_{ia} i f_{ib} són les contribucions de l'espècie i a la diversitat de la comunitat dels dies a i b respectivament, x_{ia} és l'abundància de l'espècie i el dia a , X_a és l'abundància de tota la comunitat el dia a , H_a és la diversitat de la comunitat el dia a .

Successió de Jassby-Goldman:

$$S_j = \left[\sum_i \left(\frac{C_{ia} - C_{ib}}{a-b} \right)^2 \right]^{1/2}; \quad C_{ia} = \frac{b_{ia}}{\left[\sum_i (b_{ia})^2 \right]^{1/2}}$$

On S_j és la taxa diària de canvi de la comunitat, $(a-b)$ és l'interval de temps en dies, C_{ia} i C_{ib} són les contribucions de l'espècie i en l'abundància de la comunitat dels dies a i b respectivament, b_{ia} és l'abundància de l'espècie i el dia a .

ANÀLISIS ESTADÍSTIQUES

S'ha utilitzat l'anàlisi de correspondències (CA) per posar de manifest els canvis de l'estructura de la comunitat macrobentònica en el temps, tant en nombre d'individus com en biomassa. Només s'han utilitzat els tàxons estrictament aquàtics i amb una ocurrència superior o igual al 5% (*Chironomus* gr. *halophilus*, *Chironomus salinarius*, *Halocladius varians*, Chloropidae indet. i *Culicoides* sp., *Corophium orientale*, *Gammarus aequicauda*, *Lekanesphaera hookeri*, *Paranais* sp., *Nereis diversicolor*, *Streblospio shrubsolii*, *Hydrobia* sp. i *Hydroporus planus*). Així doncs, la matriu de dades per a les dues anàlisis (biomassa i nombre d'individus) consta de 94 casos i 13 tàxons. Per interpretar les dimensions s'han dut a termes correlacions de Pearson entre les dimensions resultants i els paràmetres físics i químics de l'aigua i el sediment i els de la comunitat de macroinvertebrats bentònics. Els paràmetres físics i químics, exceptuant el pH, han estat prèviament transformats logarítmicament com a $\log_{10}(\text{var}+1)$.

Per posar de manifest les variacions interanuals, es va utilitzar uns tests no paramètrics (U de Mann-Whitney), ja que no es complien els supòsits per aplicar estadística paramètrica (una distribució normal de les dades i homogeneïtat de variàncies). Les anàlisis de correspondències i la resta d'anàlisis estadístiques s'han dut a terme amb l'SPSS versió 10.1 per a Windows.

RESULTATS

Patrons temporals de l'estructura de la comunitat

A la llacuna semipermanent i a les temporànies el nombre d'individus augmenta generalment en els mesos primaverals. En canvi, a la llacuna permanent (Rogera), també s'observa un nombre elevat d'individus al principi del primer cicle d'inundació, el cicle humit. L'abundància expressada en termes de biomassa segueix un patró similar al que s'ha descrit per l'abundància numèrica (figura 6.1).

Igual que el que s'ha descrit per l'abundància, amb la diversitat també s'observen diferències entre la llacuna permanent i la resta de llacunes amb menor grau de permanència de l'aigua. Així, tant les llacunes temporànies com la semipermanent (Tamariu, Litoral, Connectada, Túrries i Muntanyeta) presenten un mateix patró temporal de diversitat pels dos cicles estudiats (1997-98 i 1998-99), amb valors elevats just abans d'iniciar-se l'assecatge. En canvi, per la llacuna permanent i la temporània, que està sota la seva influència (Rogera i Riereta, respectivament), no es pot extreure una mateixa dinàmica de la diversitat pels dos cicles estudiats. Pel que fa a la riquesa, també s'observa patrons diferents en funció de la permanència de l'aigua de les llacunes. Ni la llacuna permanent ni la que hi està connectada presenten una evolució de la riquesa específica generalitzable per als dos cicles. La resta de llacunes presenten una tendència a augmentar la riquesa específica a mesura que avança el cicle d'inundació (figura 6.2).

L'evolució temporal de l'índex de successió d'Armstrong és diferent en funció del cicle i la llacuna estudiada. Per tant, mitjançant aquest índex, no es pot extrapolar un moment de màxim canvi de la comunitat, comú a totes les llacunes de la maresma. Una situació similar s'observa amb l'altre índex de successió, el de Jassby-Goldman, ja que aquesta aproximació tampoc mostra un patró generalitzable. Per tant, no sembla que existeixi un patró temporal generalitzable en el procés de successió (figura 6.3).

Si ens centrem en la variabilitat interanual, s'observen diferències significatives per la diversitat i la dominància entre els dos cicles estudiats. Així, l'augment significatiu de la diversitat, en el segon cicle, vindria determinat per la baixada, també significativa, de la dominància (taula 6.1), tot i que en algun cas en concret (Muntanyeta) aquest augment de diversitat també es podria relacionar amb un augment significatiu de la riquesa específica. D'altra banda, en alguna llacuna (Litoral) s'observa un canvi en el temps de l'estructura de la comunitat (índex de successió) significativament major en el segon cicle, mentre que en la resta de llacunes el canvi és aproximadament el mateix per als dos cicles. Malgrat que la mitjana del nombre d'individus i de biomassa de totes les llacunes és menor en el cicle sec (1998-99) que en el cicle humit (1997-98), les diferències només són significatives a la llacuna permanent (figura 6.1).

Anàlisis multivariables

S'han considerat les tres primeres dimensions de les dues anàlisis de correspondències realitzades a partir de l'abundància numèrica (50.5% del total de la variància explicada) i de biomassa (50.3% del total de la variància explicada). Els resultats es recullen en la figura 6.4.

La primera dimensió de l'anàlisi en nombre d'individus (19% de la variabilitat explicada) separa les mostres en funció del grau de permanència de l'aigua de les llacunes. En valors positius per aquesta dimensió, hi ha les mostres de les llacunes temporànies i les espècies més adaptades a condicions fluctuants, per exemple *Chironomus salinarius* i *Gammarus aequicauda* (vegeu capítol 4). En valors negatius, les mostres de la llacuna permanent i la que hi està connectada (Rogera i Riereta, respectivament) i les espècies *Corophium orientale* i *Streblospio shrubsolii*, que han estat descrites com a poc tolerants a les fluctuacions (Gamenick *et al.* 1996, Kevrekidis *et al.* 2000, Wiggins *et al.* 1980, Murkin & Ross 1999). Les mostres de la llacuna semipermanent (Túries) es troben en coordenades intermèdies. Les correlacions obtingudes per aquesta dimensió amb el nitrogen total ($p < 0.001$; $r = 0.33$; $n = 85$), el fòsfor total ($p < 0.001$; $r = 0.29$; $n = 85$) de l'aigua i la riquesa específica ($p < 0.001$; $r = -0.36$; $n = 94$) són degudes a la major riquesa i menor contingut en nutrients de la llacuna permanent (vegeu capítols 3 i 4).

La segona dimensió per a aquesta anàlisi (17% de la variabilitat explicada) ens permet observar les diferències entre les mostres de la llacuna temporània amb aportacions continuades d'aigua dolça (Muntanyeta) i la resta. Així, totes les mostres d'aquesta llacuna queden agrupades en coordenades negatives i això explica la correlació significativament positiva d'aquesta dimensió amb la salinitat ($p < 0.001$; $r = 0.69$; $n = 91$). *C. salinarius*, que s'ha associat a ambients amb baixa renovació de l'aigua (Drake & Arias 1995), en aquesta llacuna és substituït per *Chironomus* grup *halophilus* gràcies a una major renovació de l'aigua en aquesta llacuna.

La tercera dimensió de l'anàlisi en nombre d'individus (15% de la variabilitat explicada) diferencia en valors positius majoritàriament mostres del cicle sec (1998-99) i tàxons amb major nombre d'individus en aquest segon cicle (p.e. *Paranaís* passa de 0.01 ind·10cm⁻² a 0.84 ind·10cm⁻² i *Chironomus* gr. *halophilus*, de 0.15 ind·10cm⁻² a 0.23 ind·10cm⁻²), mentre que en valors negatius hi ha les mostres del primer cicle i tàxons amb més abundància numèrica en el primer cicle (p.e. *Gammarus aequicauda* passa de 2.90 ind·10cm⁻² a 0.27 ind·10cm⁻²). A més, la major diversitat del cicle sec també queda reflectida en la correlació positiva d'aquesta dimensió amb la diversitat ($p < 0.001$; $r = 0.39$; $n = 94$).

La dimensió 1 de l'anàlisi realitzada a partir de la biomassa discrimina les mostres d'inici del cicle sec (1998-99) del sector nord de les d'inici del cicle sec del sector sud. Les del sector nord es caracteritzen per la dominància d'*Hydroporus planus* (coordenades negatives), mentre que al sector sud dominen *Chironomus* gr. *halophilus* i *Paranaís* (coordenades positives). En aquesta dimensió queden ordenades les mostres del cicle sec al llarg del temps, de manera que les mostres recollides a l'inici de cicle apareixen en coordenades negatives per la segona dimensió i amb el temps tendeixen cap al 0, on se situen les mostres de final de cicle. La dimensió 2 separa les mostres d'inici del cicle sec (coordenades negatives) de la resta (coordenades properes a 0).

La tercera dimensió d'aquesta anàlisi (16% de la variabilitat explicada) està relacionada amb la permanència de l'aigua i es correlaciona amb la primera dimensió del CA per nombre d'individus ($p < 0.001$; $r = 0.599$; $n = 94$). Per tant, en aquesta dimensió es tornen a separar en valors positius les mostres i els tàxons dominants, en termes de biomassa, com *Gammarus aequicauda* i *Chironomus* gr. *halophilus*, de les llacunes temporànies i de la semipermanent. En canvi, en valors negatius, es troben les mostres i els tàxons dominants (*Corophium orientale* i *Paranaís*) de la llacuna permanent i de la que hi està connectada.

Figura 6.1: Evolució temporal de l'abundància numèrica (a l'esquerra) i la biomassa (a la dreta) de les llacunes estudiades a la maresma dels aiguamolls de l'Empordà. A la part superior hi ha les llacunes del sector sud i a la part inferior, les del sector nord. Els símbols buits corresponen a llacunes temporàries que estan connectades a les llacunes amb el mateix símbol ple.

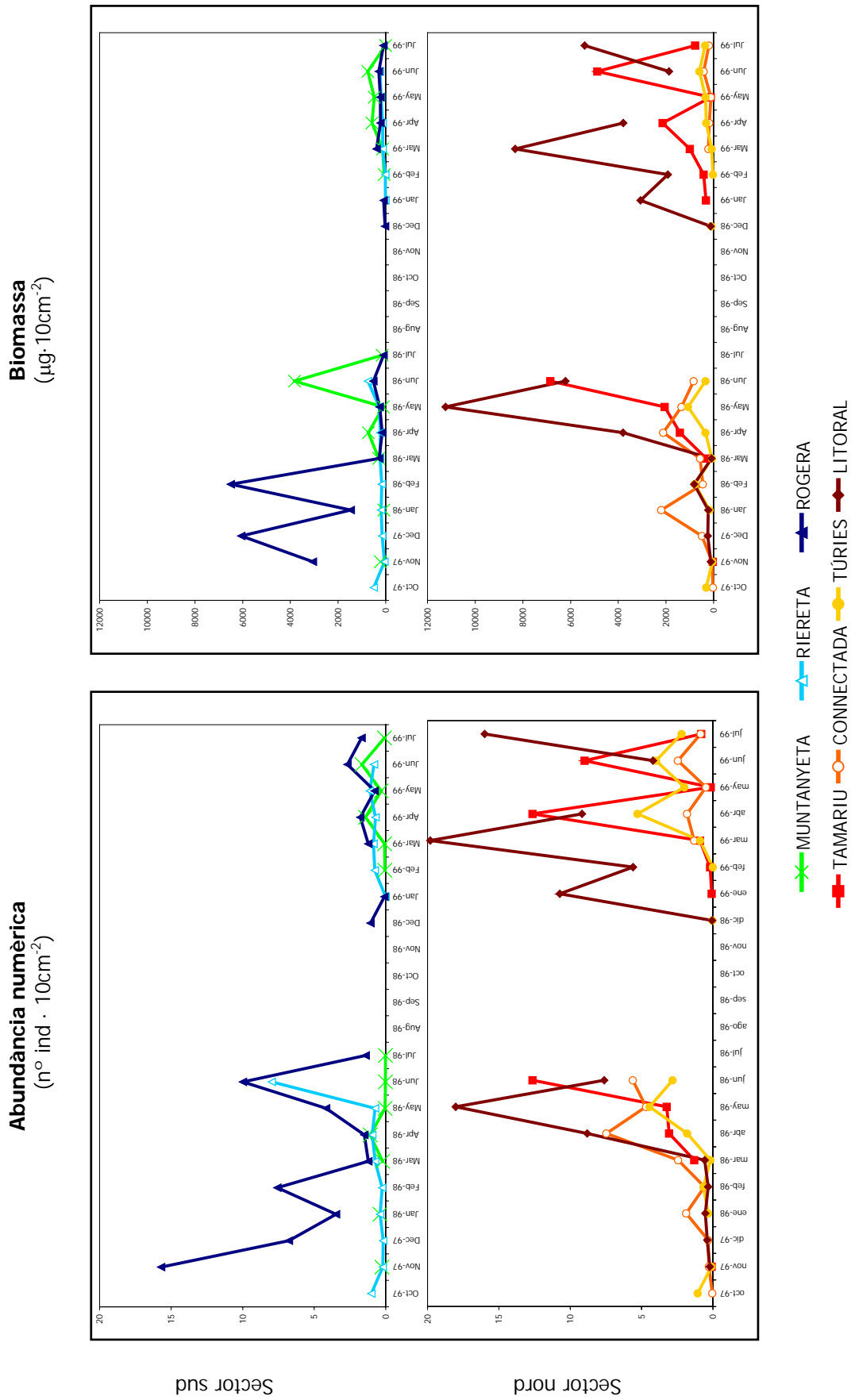


Figura 6.2: Evolució temporal de l'abundància numèrica (a l'esquerra) i la biomassa dels aiguamolls de l'Empordà. A la part superior hi ha les llacunes del sector sud i a la part inferior, les del sector nord. Els símbols buits corresponen a llacunes temporàries que estan connectades a les llacunes amb el mateix símbol ple.

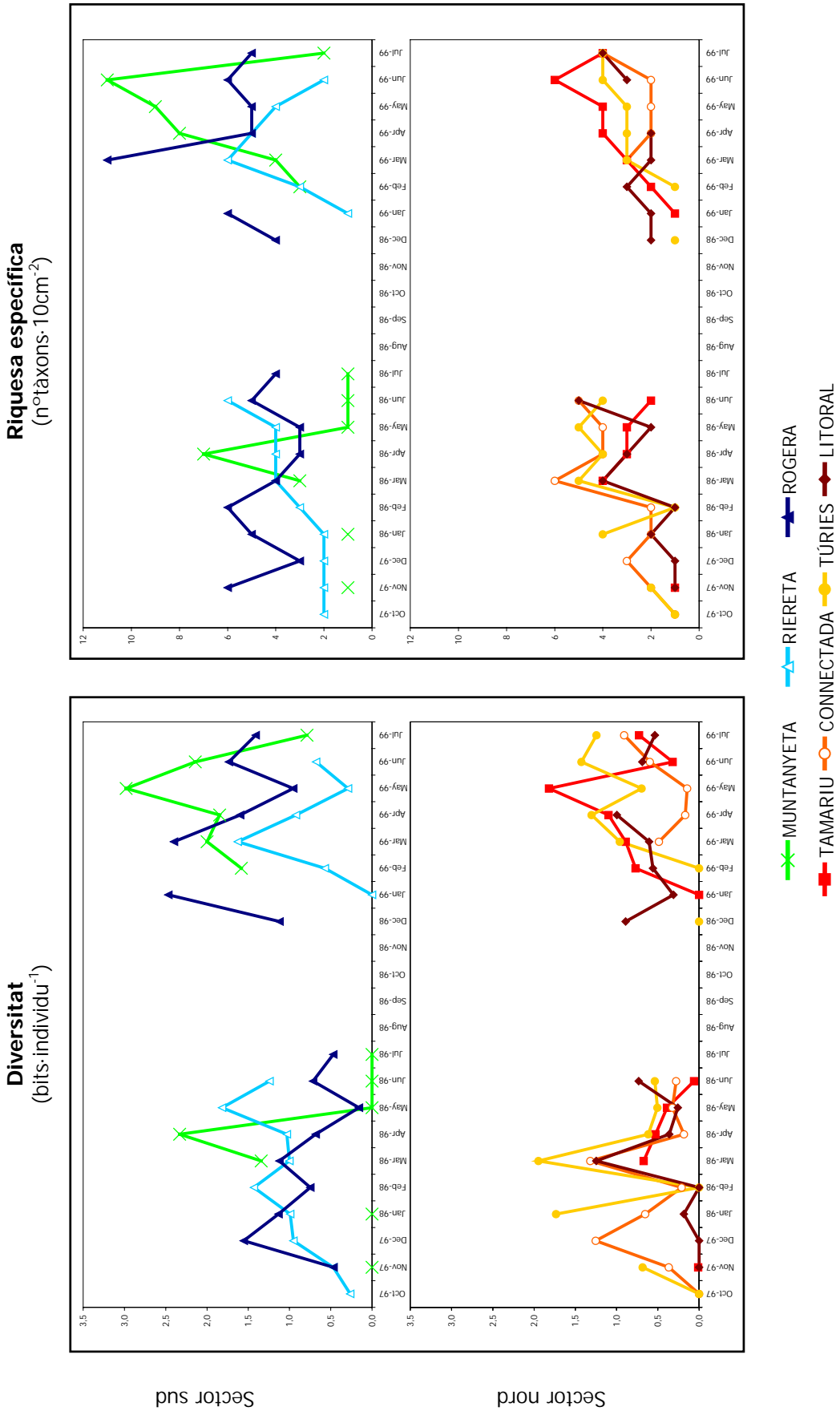
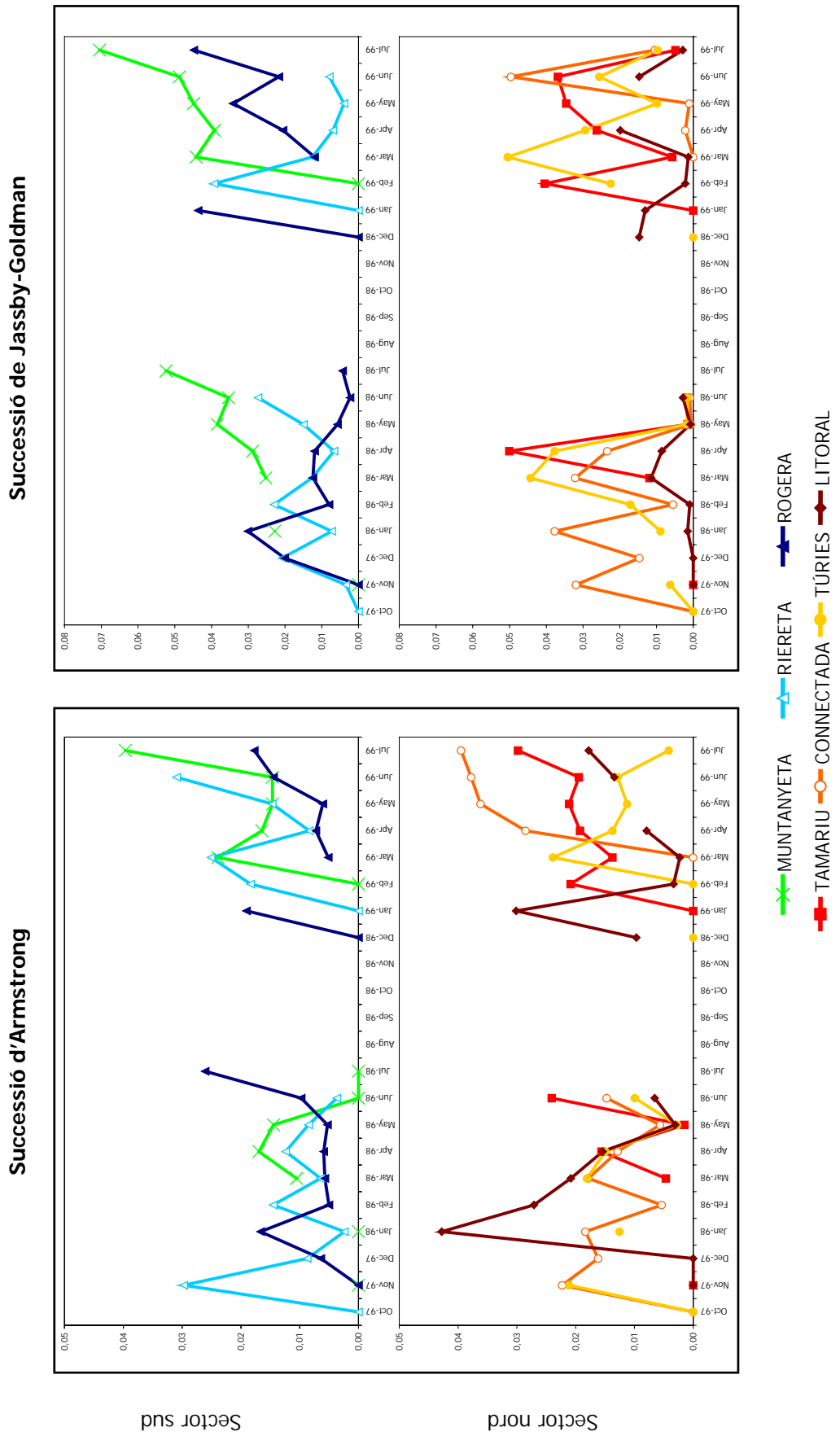


Figura 6.3: Evolució temporal de l'abundància numèrica (a l'esquerra) i la biomassa (a la dreta) de les llacunes estudiades a la maresma dels aiguamolls de l'Empordà. A la part superior hi ha les llacunes del sector sud i a la part inferior, les del sector nord. Els símbols buits corresponen a llacunes temporàries que estan connectades a les llacunes amb el mateix símbol ple.



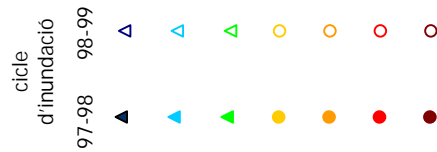
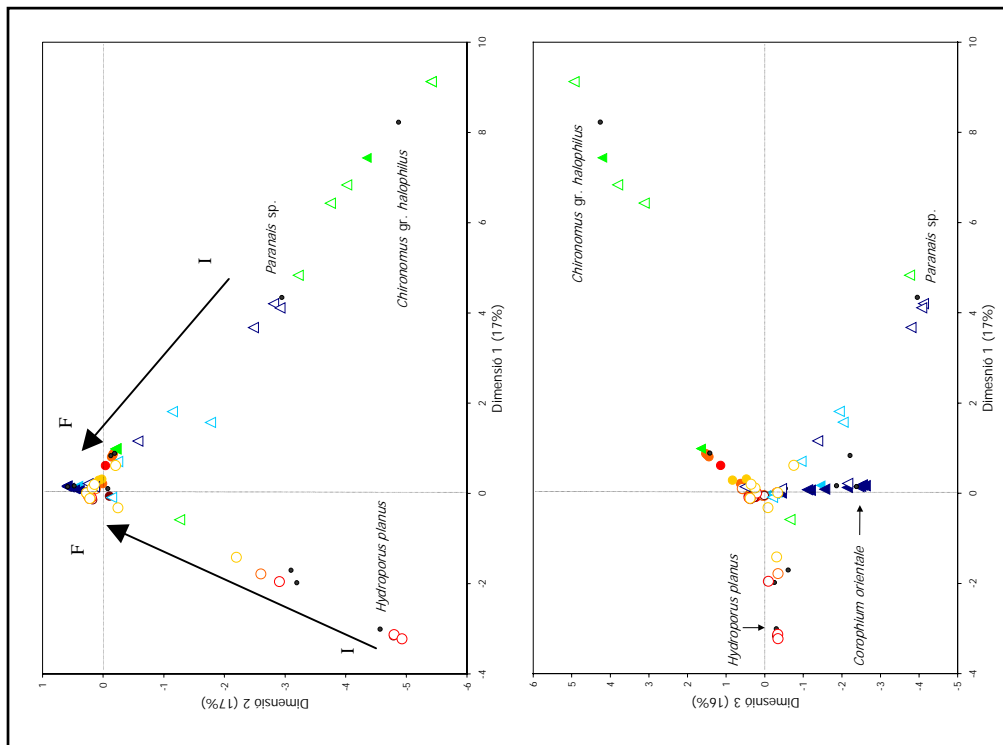
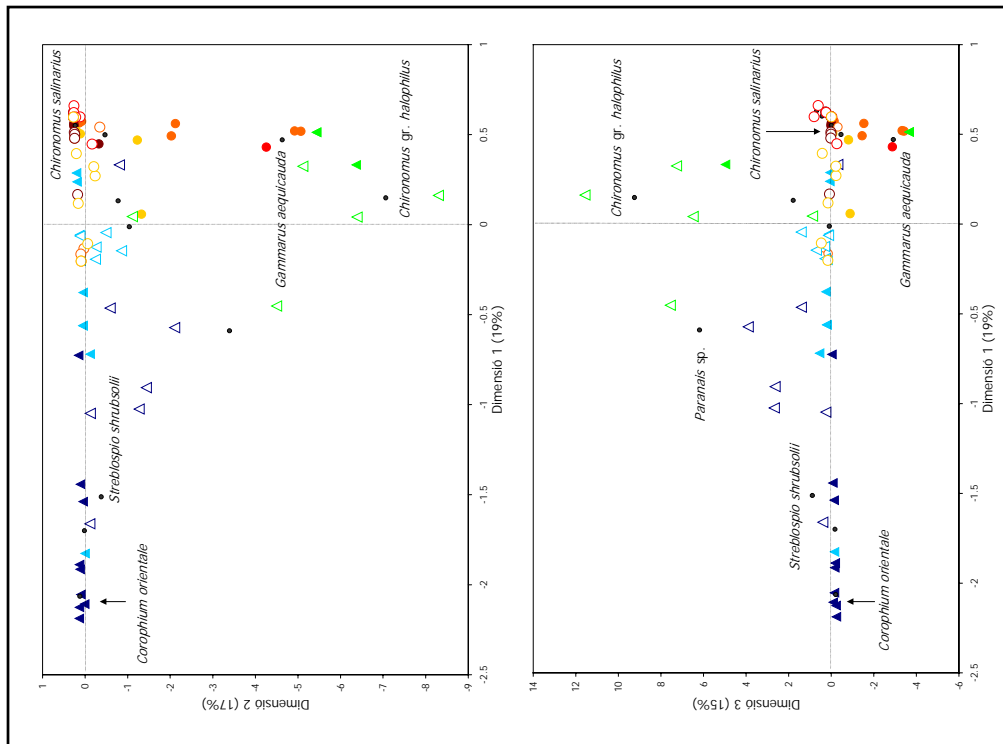
Taula 6.1: Mitjana per cada cicle d'inundació i nombre de casos (en cursiva) dels paràmetres de la comunitat, per cada llacuna i pel conjunt de la maresma. En negreta els resultats significativament diferents entre els dos cicles (U de Mann-Whitney ; $p \leq 0.05$).

	Diversitat (bits·ind ⁻¹)		Dominància		Successió de Jassby-Goldman		Riquesa específica (nº de tàxons)		Abundància numèrica (nº ind·10cm ⁻²)		Biomassa (µg·10cm ⁻²)	
	97-98	98-99	97-98	98-99	97-98	98-99	97-98	98-99	97-98	98-99	97-98	98-99
Rogera	0.78 <i>9</i>	1.67 <i>7</i>	0.78 <i>9</i>	0.53 <i>7</i>	0.011 <i>9</i>	0.025 <i>7</i>	4.33 <i>9</i>	6.00 <i>7</i>	5.75 <i>9</i>	1.33 <i>7</i>	2040.35 <i>9</i>	188.63 <i>7</i>
Túrries	0.86 <i>7</i>	0.80 <i>7</i>	0.78 <i>7</i>	0.75 <i>7</i>	0.014 <i>7</i>	0.021 <i>7</i>	3.57 <i>7</i>	2.71 <i>7</i>	1.54 <i>7</i>	2.06 <i>7</i>	337.78 <i>7</i>	255.76 <i>7</i>
Connectada	0.51 <i>9</i>	0.46 <i>5</i>	0.85 <i>9</i>	0.91 <i>5</i>	0.016 <i>9</i>	0.013 <i>5</i>	3.22 <i>9</i>	2.60 <i>5</i>	2.59 <i>9</i>	1.39 <i>5</i>	899.18 <i>9</i>	223.29 <i>5</i>
Litoral	0.31 <i>9</i>	0.66 <i>7</i>	0.93 <i>9</i>	0.81 <i>7</i>	0.003 <i>9</i>	0.010 <i>7</i>	2.22 <i>9</i>	2.57 <i>7</i>	4.06 <i>9</i>	9.37 <i>7</i>	2539.32 <i>9</i>	3499.13 <i>7</i>
Muntanyeta	0.52 <i>7</i>	1.89 <i>6</i>	0.84 <i>7</i>	0.45 <i>6</i>	0.029 <i>7</i>	0.041 <i>6</i>	2.14 <i>7</i>	6.17 <i>6</i>	0.29 <i>7</i>	0.60 <i>6</i>	769.63 <i>7</i>	333.93 <i>6</i>
Riereta	1.12 <i>8</i>	0.68 <i>6</i>	0.68 <i>8</i>	0.85 <i>6</i>	0.015 <i>8</i>	0.012 <i>6</i>	3.38 <i>8</i>	3.50 <i>6</i>	1.42 <i>8</i>	0.71 <i>6</i>	253.82 <i>8</i>	119.09 <i>6</i>
Tamariu	0.33 <i>5</i>	0.80 <i>7</i>	0.94 <i>5</i>	0.77 <i>7</i>	0.013 <i>5</i>	0.021 <i>7</i>	2.60 <i>5</i>	3.43 <i>7</i>	4.07 <i>5</i>	3.40 <i>7</i>	2130.50 <i>5</i>	1375.88 <i>7</i>
Maresma dels aiguamolls de l'Empordà	0.62 <i>56</i>	1.01 <i>45</i>	0.83 <i>56</i>	0.72 <i>45</i>	0.014 <i>56</i>	0.021 <i>45</i>	3.05 <i>56</i>	3.87 <i>45</i>	2.82 <i>56</i>	2.84 <i>45</i>	1268.38 <i>56</i>	912.67 <i>45</i>

Figura 6.4: Posició de les mostres (cada símbol correspon a una llacuna) i dels tàxons (punts) en l'espai format per les dimensions de correspondències (CA). A la dreta, el CA realitzat a partir de mesures de biomassa i a l'esquerra, el CA realitzat a partir de les abundàncies numèriques. Únicament s'han inclòs els noms dels tàxons amb inèrcia per les dimensions representades en cada cas. Les fletxes indiquen l'evolució temporal de les mostres: I, inici del cicle d'inundació i F, final de cicle. Entre parèntesis la variabilitat explicada per cada dimensió.

Abundància numèrica
(n° ind · 10cm⁻²)

Biomassa
(µg · 10cm⁻²)



DISCUSSIÓ

Factors que determinen la variabilitat espaciotemporal de les comunitats macrobentòniques

Diversos autors descriuen que una gran varietat de factors físics i biològics que intervenen a diferents escales d'espai i temps determina l'estructura de les comunitats macrobentòniques d'ambients somers (p.e. Boesch 1973, Parsons *et al.* 1995, Ellis *et al.* 2000). A més, la distribució dels organismes bentònics depèn en gran manera de la seva capacitat d'adaptació al medi (Wetzel 2001). Aquests factors, els processos amb els quals es relacionen i la capacitat d'adaptació dels organismes determinen l'existència de comunitats diferenciades per una composició característica. A la maresma dels aiguamolls de l'Empordà els principals factors que determinen la variabilitat de la comunitat macrobentònica estan lligats a l'espai. Aquests factors són el grau de renovació de l'aigua (sector nord, sector sud) i el grau de permanència de l'aigua (temporani, permanent). També s'observa factors relacionats amb el temps, com són les diferències observades en l'aspecte interanual.

En ambients confinats costaners s'observen comunitats diferents de les que es poden trobar en ambients on l'intercanvi d'aigua és més important (Kroon *et al.* 1985, Escaravage & Castel 1989, Arias & Drake 1994, Guelorget *et al.* 1994, Mistri *et al.* 2001). També a la maresma dels aiguamolls de l'Empordà, la renovació de l'aigua és un factor determinant i les llacunes més confinades del sector nord presenten tàxons característics diferents als de les llacunes del sector sud, on la renovació de l'aigua és més gran a causa d'una major aportació d'aigua dolça (Quintana *et al.* 1999).

La permanència de l'aigua també s'ha descrit com a determinant de la composició del bentos i s'han diferenciat les comunitats macrobentòniques d'ambients permanents de les d'ambients temporanis (Kenk 1949, Collinson *et al.* 1995, Corti *et al.* 1997, Bazzanti *et al.* 2000, Hillman & Quinn 2002). La variabilitat interanual de la comunitat macrobentònica es veu modulada per la permanència de l'aigua. Així, a les aigües permanents l'efecte d'un any sec es manifesta amb una baixada en l'abundància numèrica i en la biomassa, i amb una disminució de la dominància que comporta un augment en la diversitat. A les llacunes temporànies, en canvi, si bé s'observen diferències en la diversitat i la dominància, el nombre d'individus i la biomassa no canvien significativament entre cicles hidrològicament molt diferents. A més, s'ha observat que la composició de les comunitats d'ambients permanents varia de manera més important. Tot això estaria d'acord amb la menor adaptació a les fluctuacions hidrològiques dels tàxons presents en ambients permanents (Schneider 1999). Això concorda amb una major adaptació de la comunitat d'aigües temporànies a situacions d'estrès hídric.

La comparació de diversos estudis realitzats en ambients temporanis posa de manifest l'elevada variabilitat en la dinàmica temporal de l'estructura de la comunitat macrobentònica. Així, s'ha descrit des d'un augment de la diversitat en la part central del cicle d'inundació (Boix 2000) fins a un augment de la diversitat en la part final del cicle d'inundació (Lake *et al.* 1989, Bazzanti *et al.* 1996, Moorhead *et al.* 1998). En llacunes costaneres permanents, també s'ha observat una elevada variabilitat temporal de la diversitat (Mistri *et al.* 2001). Fins i tot diferents masses d'aigua temporànies, properes geogràficament, poden tenir comunitats amb una dinàmica temporal diferent (Terzian 1979), tal com succeeix a la maresma dels aiguamolls de l'Empordà. Diferències en l'estructura de la comunitat macrobentònica entre llacunes temporànies o permanents són també observables en altres

comunitats dels aiguamolls de l'Empordà, com la meiofauna (capítol 5 d'aquest estudi) o el zooplàncton (Bruçet 2003).

Pel que fa a la dinàmica temporal del canvi de la comunitat, mesurat mitjançant els índexs de successió, s'ha descrit tant que els canvis més importants en l'estructura de la comunitat macrobentònica es produeixen a l'inici del cicle d'inundació (Boix 2000), com que es donen quan el cicle d'inundació està més avançat (Lake *et al.* 1989). A la maresma dels aiguamolls de l'Empordà, no s'ha observat cap patró en aquest sentit, de manera que és difícil relacionar el moment de màxim canvi de les comunitats d'aquests aiguamolls amb el règim d'inundació. La manca d'un patró temporal repetible no es dona només a escala estacional sinó també a escala interanual. La manca de patró temporal en la composició i/o estructura de la comunitat s'ha fet palesa també en altres comunitats aquàtiques dels aiguamolls de l'Empordà (Quintana *et al.* 1998b, Gifre *et al.* 2002, Trobajo 2003) i és consistent amb la irregularitat hidrològica característica d'aquests aiguamolls (Quintana *et al.* 1998a, Quintana 2002b).

Comunitats característiques del macrobentos dels aiguamolls de l'Empordà

A la maresma dels aiguamolls de l'Empordà s'han diferenciat tres comunitats macrobentòniques en funció de la permanència de l'aigua i del règim hídric, que es caracteritzen per la diferent composició de tàxons dominants. La menor permanència de l'aigua de les llacunes temporànies implica que la comunitat estigui dominada, la major part del temps, per tàxons adaptats a condicions més fluctuants, típics d'ambients més confinats (vegeu capítol 4), com *Gammarus aequicauda* i *Chironomus salinarius* (Jansen *et al.* 1979, Kevrekidis & Koukouras 1988, Drake & Arias 1995). En canvi, a la llacuna permanent, on les condicions ambientals són més estables, poden dominar tàxons que no han d'estar adaptats a un nivell de fluctuació tan alt, com *Corophium orientale* (Wiggins *et al.* 1980, Murkin & Ross 1999). Així mateix, altres tàxons també semblen restringits als ambients permanents, com és el cas del poliquet *Streblospio shrubsolii*. La comunitat dominada per *C. orientale* és també la dominant a la llacuna temporània que està sotmesa a la influència de la permanent. El fet de compartir una mateixa làmina d'aigua amb la llacuna permanent durant gran part del cicle d'inundació comporta que la comunitat macrobentònica d'aquesta llacuna sigui més similar a la de la llacuna permanent que a la de les temporànies, possiblement per la major facilitat de colonització des de la llacuna permanent cap a la temporània, tal com ja s'ha descrit en altres ambients (Hillman & Quinn 2002).

A la llacuna amb un règim hídric caracteritzat per aportacions continuades d'aigua dolça (vegeu capítol 3) s'hi desenvolupa una comunitat macrobentònica amb una composició, estructura i dinàmica temporal diferent a la resta de llacunes. Així, *Chironomus* gr. *halophilus* únicament es troba en aquesta llacuna, possiblement perquè les aportacions continuades no permeten l'establiment de l'espècie típica de llocs molt més confinats i amb major salinitat, com és *C. salinarius* (Drake & Arias 1995).

A les comunitats característiques descrites a la maresma dels aiguamolls de l'Empordà apareixen tàxons típics de situacions d'inici de cicle d'inundació amb poc volum d'aigua, com són *Paranais* i *Hydroporus planus*. La presència d'aquests tàxons en situacions de poc volum d'aigua s'ha observat també en altres comunitats macrobentòniques (Ribera *et al.* 1994, Bazzanti *et al.* 1996, Boix 2000). En el sector menys confinat (el sud), *Paranais* presenta unes abundàncies elevades a l'inici del cicle sec, coincidint amb una baixa abundància numèrica del tàxon característic (*C. orientale*) que és sensible a la sequera (Murkin & Ross 1999). *Paranais* ha estat descrit com un organisme oportunista de ràpida colonització

(Barnes 1983, Margalef 1989, Gamenick *et al.* 1996, Talley & Levin 1999). La recuperació d'aquesta comunitat cap a la situació observada durant tot el primer cicle, en què la comunitat estava caracteritzada per la dominància de *C. orientale*, no es torna a donar fins al final del cicle. Aquest amfipode no té capacitat de dispersió activa i, per tant, recolonitzarà més lentament la llacuna que els tàxons de dispersió activa (Batzer & Sion 1999). Per la seva banda, a les comunitats de llacunes més confinades (sector nord) a l'inici del cicle sec, es detecta la presència de tàxons colonitzadors com *H. planus*, comú en ambients temporanis (Eyre *et al.* 1986, Ribera *et al.* 1994), que hi apareix en forma de larves abans no s'estableixi la comunitat característica d'aquestes llacunes. L'aparició en moments inicials d'*H. planus* no es pot explicar per una estratègia biològica davant de l'assecatge, més avantatjosa que la de *C. salinarius*. Tot dos tenen la capacitat de desenvolupar-se a partir de les formes de resistència dipositades en el cicle d'inundació anterior (Wiggins *et al.* 1980, Wissinger & Gallagher 1999), però la presència d'*H. planus* a l'inici del cicle sec podria ser conseqüència d'una major capacitat de dispersió (Barnes 1983). La comunitat característica d'ambients no permanents, dominada per *G. aequicauda*, apareix més tard del cicle sec. A l'inici d'aquest cicle no es produeix una inundació generalitzada de la maresma que sí que es produeix en anys humits i que és aprofitada per *G. aequicauda* per dispersar-se a les llacunes. En aquestes situacions, *C. salinarius* i *H. planus* es veuen afavorides ja que presenten formes de resistència a la sequera i tenen capacitat de dispersió activa (Wiggins *et al.* 1980, Batzer & Sion 1999). Així doncs, malgrat que en situacions de poc volum d'aigua les comunitats puguin estar dominades per tàxons diferents i caracteritzades per ser espècies amb una gran capacitat de dispersió, en avançar el cicle d'inundació les comunitats tendeixen cap a la comunitat característica, d'ambients permanents o bé d'ambients temporanis, posant de manifest l'elevada resiliència d'aquest sistema (Wissinger & Gallagher 1999).

-7-

**EFFECTE DE LES PERTORBACIONS SOBRE LA
DINÀMICA DEL ZOOPLÀNCTON I LA DEL
MACROZOOBENTOS**

7. EFECTE DE LES PERTORBACIONS SOBRE LA DINÀMICA DEL ZOOPLÀNCTON I LA DEL MACROZOOBENTOS

INTRODUCCIÓ

Les pertorbacions són successos discrets (físics, químics o biològics) que alteren o destrueixen el medi, i comporten un canvi, en l'estructura i en el funcionament de les comunitats, per un desplaçament o eliminació de tàxons (Pickett & White 1985). La pertorbació es pot mesurar com a magnitud del canvi físic, que es defineix com a intensitat, o com la magnitud de l'efecte que té sobre una determinada comunitat, que es defineix com a severitat (Sousa 1984, Turner *et al.* 1998). La severitat i la intensitat normalment estan relacionades atès que les pertorbacions més intenses són alhora les de més severitat (Turner *et al.* 1998, Sousa 2001). També hi ha relació entre la intensitat i la freqüència, de manera que les pertorbacions més intenses són també les menys freqüents (Freilich 1986 a Margalef 1991).

Diversos autors ja han posat de manifest la influència de les pertorbacions sobre les comunitats animals bentòniques. En aquests treballs, s'ha determinat l'efecte de les pertorbacions en l'estructura de les comunitats i la distribució espacial dels organismes (Pearson & Rosenberg 1978, Schwinghamer 1988, Warwick *et al.* 1988, Zajac *et al.* 1998, Biggs & Smith 2002), i com la tolerància dels organismes a les fluctuacions ambientals (p.e. contingut d'oxigen i sulfhídric) determina la capacitat de reacció davant les pertorbacions (Gamenick *et al.* 1996, Gray *et al.* 2002). En aquest sentit, en sistemes amb unes condicions ambientals molt fluctuants, els organismes sovint toleren millor les pertorbacions, ja que estan més adaptats als canvis de les condicions ambientals. Per contra, les poblacions que viuen en condicions ambientals més estables són més sensibles davant les pertorbacions, ja que els canvis morfològics o fisiològics derivats dels processos competitius les fan més vulnerables a les pertorbacions físiques (Sousa 2001).

Les comunitats que conviuen en un mateix ecosistema també poden tenir respostes diferents, és a dir, una severitat diferent, davant la mateixa intensitat de pertorbació (Pianka 1994, Sommer *et al.* 1993). A causa d'això, la utilització de mesures internes (canvis en les comunitats) per avaluar la intensitat de les pertorbacions té l'inconvenient de confondre l'efecte amb la causa de la pertorbació (Sommer *et al.* 1993). Per tant, es podria deduir erròniament que una pertorbació no ha succeït si no ha tingut cap efecte en la comunitat o en la fracció estudiada d'aquesta. Així doncs, per avaluar l'impacte d'una pertorbació determinada sobre l'ecosistema cal tenir present que l'efecte no és el mateix per les diferents associacions de l'ecosistema.

Malgrat que el sistema bentònic i el planctònic estan fortament acoblats en aigües somes, hi ha pocs treballs que els tractin simultàniament (p.e. Ferrari *et al.* 1993, Almunia *et al.* 1999). D'altra banda, davant una mateixa pertorbació s'esperen reaccions diferents en el plàncton i el bentos, d'acord amb les diferències en la velocitat de resposta (Margalef 1989). Tot i així, la majoria d'estudis desenvolupats en aquests ambients, sobre els efectes de les pertorbacions, se centren en el plàncton (Galindo *et al.* 1994, Attayde & Bozelli 1998, Quintana *et al.* 1998b, Brucet 2000, Quintana 2002a) o bé en el bentos (Colangelo *et al.*

1996, Giangrande & Fraschetti 1996, Victor & Victor 1997, Wissinger 1999, Widdicombe & Austen 2001, Grillet *et al.* 2002).

A la maresma dels aiguamolls de l'Empordà s'ha descrit la dinàmica hidrològica com la principal font de pertorbació del sistema (Quintana 2002b). En aquest sistema ja s'han realitzat diversos estudis sobre la importància de les pertorbacions hidrològiques en l'estructuració de la comunitat zooplànctònica (Quintana *et al.* 1998b, Brucet 2000, Quintana 2002a). Falta, però, l'estudi de l'efecte de les pertorbacions sobre la comunitat bentònica, així com l'estudi comparatiu de l'efecte de les pertorbacions sobre el bentos i el plàncton. Per tant, en aquest capítol s'estudiarà: (1) l'estructura, en l'espai i el temps, de les comunitats zooplànctòniques i macrozoobentòniques de diferents tipologies de llacunes en funció de la permanència de l'aigua i (2) els efectes de la pertorbació sobre aquestes comunitats de la maresma dels aiguamolls de l'Empordà.

MATERIAL I MÈTODES

Per observar l'efecte de les pertorbacions s'han seleccionat les llacunes Rogera, Túrries, Tamariu i Litoral, de les quals es disposa simultàniament de mostres de bentos i plàncton. Les llacunes seleccionades per a aquest capítol no són totes les utilitzades per al capítol 6, però les tres tipologies en funció de la permanència de l'aigua (permanent, semipermanent i temporànies, respectivament) estan representades en aquestes llacunes. La presa de mostres es va fer des de l'octubre del 1997 fins a l'agost del 1999. Considerant la major rapidesa de resposta del plàncton, la freqüència de mostreig ha estat major per als organismes planctònics (setmanal per al plàncton i mensual per al bentos). La metodologia de mostreig utilitzada per al macrozoobentos està detallada en el capítol 6, i la utilitzada per al mostreig de la fracció zooplànctònica està descrita a Brucet (2003).

S'ha estudiat l'efecte de les pertorbacions hidríques d'intensitat elevada i aquestes s'han identificat en funció de les variacions en l'alçada de la columna d'aigua i de l'ocurrència de temporals de llevant i de precipitacions importants (>50 mm).

S'han realitzat dues anàlisis de correspondències: una per al macrozoobentos (CA-bentos) i l'altra per al zooplàncton (CA-plàncton). En models unimodals, com el CA, les espècies rares tenen una gran influència en l'anàlisi (Ter Braak & Šmilauer 1998). Així doncs, per minimitzar aquesta influència només s'han inclòs en les anàlisis els tàxons amb una ocurrència superior al 5%. La matriu de dades utilitzada pel CA-bentos consta de 54 casos i 13 tàxons, mentre que el CA-plàncton s'ha realitzat a partir de 241 casos i 28 tàxons. Un cop fetes les anàlisis de correspondència s'ha identificat quina dimensió està relacionada amb les pertorbacions hídriques. El tractament estadístic s'ha dut a terme amb l'SPSS per a Windows versió 10.1.

RESULTATS

En els dos CA realitzats s'han considerat les dues primeres dimensions, que pel CA-bentos expliquen el 37% de la variabilitat i pel CA-plàncton, el 17%. En general, els resultats obtinguts pel CA-bentos són coincidents amb els que s'han descrit en el capítol 6. Pel CA-plàncton els resultats també són coincidents amb els que s'han descrit en treballs realitzats en aquesta mateixa maresma (Quintana *et al.* 1998b, Quintana 2002a, Brucet 2003).

Macrozoobentos

La primera dimensió del CA-bentos explica el 20% de la variabilitat de les dades. Aquesta dimensió discrimina la comunitat característica de la llacuna permanent, dominada per l'amfípode *Corophium orientale* (coordenada positiva), de la comunitat característica d'ambients temporanis dominada pel quironòmide *Chironomus salinarius* (coordenada negativa). De manera que es poden diferenciar dues comunitats (figura 7.1), una per a aigües permanents i l'altra per a aigües amb menor grau de permanència (temporani i semipermanent), coincidint amb el patró descrit en el capítol 6. En la dinàmica en el temps dels valors d'aquesta dimensió s'observa moviments convergents cap al 0 (figura 7.2). Aquests responen a una baixada de la coordenada en ambients permanents i una pujada en ambients temporanis, a causa d'una disminució de la dominància del tàxon característic en cada un dels ambients.

Les dues comunitats característiques reaccionen de la mateixa manera davant una pertorbació hídrica: baixada de la dominància dels tàxons característics i, per tant, els valors de la dimensió 1 són més propers al 0 (figura 7.2). Hi ha, però, algunes diferències en els efectes de la pertorbació en les comunitats de cada tipologia de llacuna. Les mostres de la comunitat de la llacuna permanent presenten una diferència entre coordenades, d'abans i de després de la pertorbació, superior a la de la resta de llacunes. La llacuna semipermanent està en una situació intermèdia, ja que la diferència entre coordenades és més gran que la de les temporànies però més petita que la de la permanent. A més, a la llacuna permanent s'observa que les pertorbacions de l'inici del cicle d'inundació tenen un efecte més gran que les pertorbacions de la meitat i el final del cicle (més diferència en les coordenades de les mostres d'abans i de després de pertorbació). En canvi, a la resta de llacunes, les temporànies i la semipermanent, les pertorbacions que suposen un major efecte en la comunitat són les que succeeixen al final del cicle d'inundació.

D'altra banda, també s'observa una major variabilitat interanual a la llacuna permanent: durant el segon cicle d'inundació (el cicle sec), les mostres de la llacuna permanent estan, en general, per sota del valor de 2 de la dimensió, coincidint amb les situacions de baixa abundància de *Corophium orientale* que s'observen en aquest segon cicle (vegeu capítol 6). Aquestes diferències no s'observen a la resta de les llacunes on els valors de la coordenada són pròxims al -1 en els dos cicles.

Pel que fa a la segona dimensió del CA-bentos, explica el 17% de la variabilitat de les dades i s'ha relacionat amb unes situacions molt concretes a l'inici del cicle sec. Aquestes situacions es caracteritzen per l'aparició de tubíficids (coordenada negativa) que són abundants en dues de les llacunes, pocs dies després de la inundació (figura 7.1). Per tant, la segona dimensió d'aquesta anàlisi diferencia situacions concretes que, tot i estar associades a l'inici del cicle d'inundació, no es relacionen amb la resta de situacions de pertorbacions hídriques observades a la maresma i no succeeixen cada any.

Zooplànton

A diferència del bentos, en cap de les dues dimensions del CA-plàncton es poden discriminar comunitats planctòniques característiques en les diferents llacunes, sinó que totes les llacunes presenten una mateixa comunitat planctònica (figura 7.1).

La primera dimensió que resulta del CA-plàncton explica el 9% de la variabilitat observada (figura 7.1) i discrimina situacions de màxima acumulació de matèria orgànica properes a l'assecatge, amb dominància del rotífer *Brachionus plicatilis*, de situacions d'estabilitat hídrica

sense entrada de nutrients amb dominància del calanoide *Eurytemora velox*. *Brachionus plicatilis* ja s'ha descrit com a típic de situacions d'hipertròfia per acumulació de matèria orgànica en moments previs a la dessecació (Quintana *et al.* 1998b). *Eurytemora velox* també presenta inèrcia en aquesta dimensió, tot i que en menor mesura i en coordenada positiva. Aquest tàxon s'ha associat a períodes de confinament, situacions d'estabilitat hídrica, sense entrades de nutrients (Quintana *et al.* 1998b).

La segona dimensió del CA-plàncton explica el 8% de la variabilitat i s'hi poden discriminar diferents situacions relacionades amb perturbacions hídriques (figura 7.2): en coordenades positives trobem *Synchaeta* i *Eutintinnus*, coincidint amb períodes de perturbació intensa. Un altre tàxon amb inèrcia en aquesta dimensió, però amb coordenada negativa, és *Eurytemora velox*, que com ja s'ha dit anteriorment indica situacions d'estabilitat hídrica.

En l'evolució temporal de les mostres en aquesta segona dimensió s'observa que (figura 7.2) en donar-se una perturbació les mostres de totes les llacunes, tant temporànies com permanents, passen de situacions en què domina *Eurytemora velox* (coordenades negatives) a situacions en què domina *Synchaeta* i/o *Eutintinnus* (coordenades positives). Ara bé, la temporalitat del canvi és diferent en funció de la permanència de l'aigua. Així, a la llacuna amb major permanència de l'aigua, les situacions de domini d'aquests tàxons duren més en el temps, mentre que a les llacunes amb menor permanència de l'aigua les situacions de dominància de *Synchaeta* i/o *Eutintinnus* tenen una durada menor.

Cal remarcar que, si bé s'ha constatat relació entre una de les dimensions del CA-bentos i del CA-plàncton amb les perturbacions hídriques de la maresma, no se n'ha pogut relacionar cap amb un patró estacional.

Figura 7.1: Coordenades de les mostres i dels tàxons amb més inèrcia en l'espai format per les dues primeres dimensions de les anàlisis de correspondències del macrozoobentos (a dalt) i del zooplàncton (a baix).

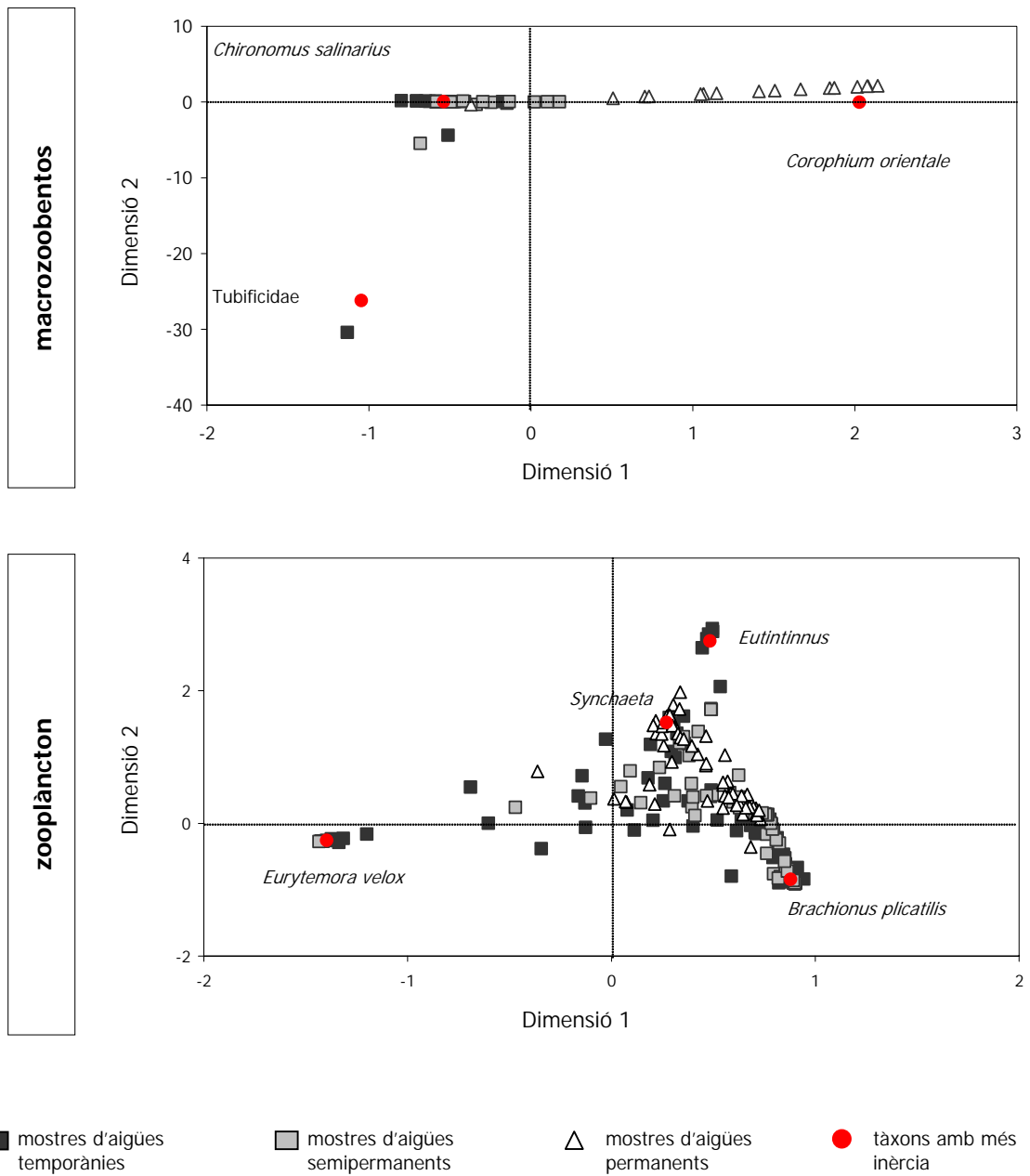
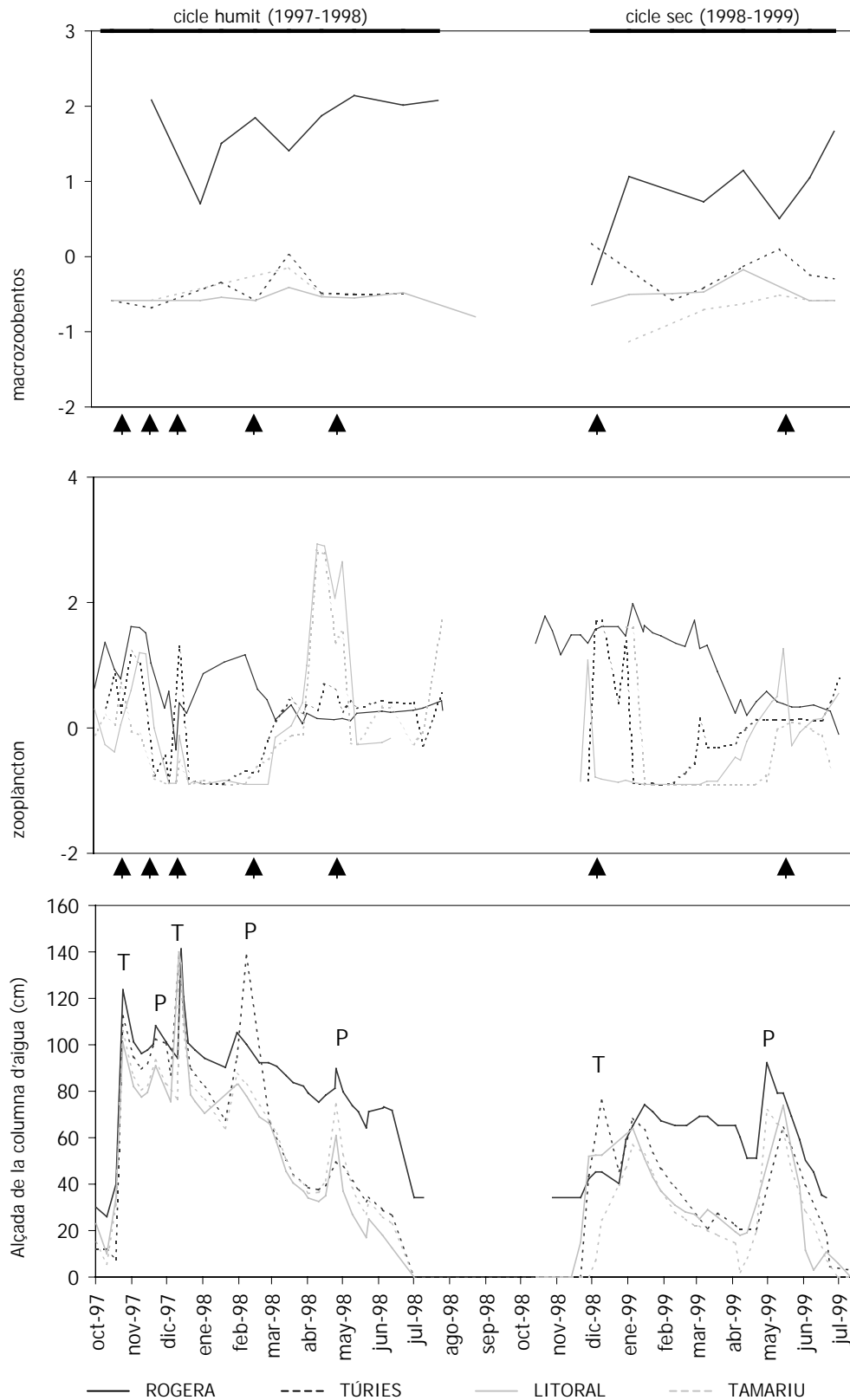


Figura 7.2: Evolució temporal de les coordenades de les dimensions, relacionades amb els efectes de les perturbacions, de les anàlisis de correspondències a partir del nombre d'individus del macrozoobentos (a dalt) i del zooplàncton (al mig). A baix, l'alçada de la columna d'aigua en el temps. Les fletxes indiquen les principals perturbacions hídriques que es donen a la maresma durant el període estudiat: temporal de llevant (T) i precipitacions superiors a 50 mm (P).



DISCUSSIÓ

D'acord amb el que s'ha observat en el capítol 6, a la maresma dels aiguamolls de l'Empordà s'han diferenciat dues comunitats bentòniques, una per a aigües permanents i una altra per a temporànies. Així, en el bentos existeix una segregació espacial. En canvi, en el plàncton s'han observat diverses situacions, en el temps, en què dominen diferents tàxons. Ara bé, aquestes situacions es donen en totes les masses d'aigua, per la qual cosa cal considerar que en aquest sistema existeix una única comunitat planctònica la composició de la qual varia en el temps. Diversos treballs realitzats en el plàncton d'aquesta maresma ja han posat de manifest l'existència d'una mateixa comunitat planctònica, l'estructura de la qual canvia al llarg del cicle d'inundació (Quintana *et al.* 1998b, Brucet 2003). Així, en el bentos les comunitats s'organitzen segons un gradient espacial amb poca variabilitat temporal, mentre que el plàncton presenta una menor diversificació espacial i està més condicionat per patrons temporals.

L'estabilitat porta situacions en què la comunitat bentònica d'aigües permanents es caracteritza per la dominància d'un amfípode, en canvi, a les comunitats d'aigües amb menor grau de permanència hi domina un quironòmide. A diferència del bentos, en el plàncton les situacions d'estabilitat hídrica porten a la dominància de calanoides a totes les llacunes (Quintana 1995a, Quintana *et al.* 1998b, Brucet 2003).

En aquesta maresma no s'observen patrons estacionals, ni a la comunitat planctònica ni a les bentòniques, sinó que les variacions en el temps d'aquestes comunitats estan determinades per les pertorbacions hidrològiques. Ara bé, l'efecte de les pertorbacions és diferent en el plàncton i el bentos. Aquestes pertorbacions provoquen una desestructuració de les comunitats bentòniques, ja que disminueix la dominància dels seus tàxons característics. Això estaria d'acord amb altres autors que han observat processos de desestructuració del bentos com a conseqüència dels efectes de pertorbacions hídriques (Victor & Victor 1997, Boix 2000, Grillet *et al.* 2002). En canvi, la mateixa pertorbació comporta que la comunitat zooplànctònica es vegi dominada per uns tàxons molt determinats, com són *Synchaeta* i *Eutimninus*. Aquests tàxons desenvolupen grans poblacions quan existeixen pertorbacions hídriques. La dominància de *Synchaeta* ja s'ha descrit com a indicadora de situacions de pertorbació hídrica en aquesta maresma (Quintana 1995a, Brucet 2003). A la maresma dels aiguamolls de l'Empordà la dominància d'*Eutimninus* s'ha associat a pertorbacions relacionades amb la influència marina, sigui en èpoques de temporal de llevant o per entrades d'aigua marina pel nivell freàtic. Tot i ser un organisme bàsicament marí, s'ha descrit la seva supervivència i la capacitat de desenvolupar poblacions importants en llacunes costaneres amb influència marina (Lam-Hoai *et al.* 1997).

Quintana *et al.* (1998b) i Brucet (2003) descriuen un procés de successió per aigües temporànies en aquesta mateixa maresma, amb una substitució d'espècies que s'inicia amb una dominància de *Synchaeta*, de creixement més ràpid, i acaba amb la dominància d'una espècie de calanoide, que exclou les altres espècies per competència. En aigües permanents, aquesta successió es veu frenada per la predació per part dels peixos del zooplàncton de més grandària (Brucet 2003). D'acord amb Sommer *et al.* (1993), que consideren la pertorbació com una aturada del procés cap a l'exclusió competitiva, una durada més llarga de la dominància de *Synchaeta* en aigües permanents pot interpretar-se com que en aquestes aigües el zooplàncton roman pertorbat més temps per efecte de la predació.

El bentos de la maresma dels aiguamolls de l'Empordà presenta un gradient de resposta a les pertorbacions hídriques relacionat amb la permanència de l'aigua (permanents, semipermanents i temporanis) i amb el grau d'estructuració de la comunitat bentònica. Així, el bentos de les llacunes temporànies presenta menys severitat, el de la semipermanent, severitat intermèdia i el de la llacuna permanent, més severitat. La major severitat en la comunitat bentònica d'aigües permanents està d'acord amb el fet que les comunitats d'ambients més estables estan menys adaptades a les fluctuacions (Sousa 2001). Pel que fa a la relació amb el grau d'estructuració de les comunitats, en aigües permanents la severitat és més gran amb les pertorbacions inicials, contràriament al que passa en aigües temporànies, on és més gran amb les pertorbacions de finals de cicle. El bentos de la llacuna permanent ja està ben estructurat des de l'inici del mostreig i la primera pertorbació intensa provoca una disminució de la dominància del tàxon característic. En canvi, el fet que la resta de llacunes siguin temporànies fa que, a l'inici del cicle d'inundació, el bentos presenti un grau d'estructuració mínim, per la qual cosa la incidència d'una pertorbació intensa inicial té poca rellevància. D'acord amb això, una pertorbació quan la comunitat encara no està estructurada, a l'inici del cicle d'inundació, no té el mateix efecte d'una pertorbació quan la comunitat ja està estructurada.

La resposta per una mateixa pertorbació presenta diferents reaccions i això estaria d'acord amb l'existència d'un fenomen d'histèresi, segons el qual l'efecte de la pertorbació depèn no solament de la causa pertorbadora sinó també de les condicions en què estava la comunitat en el moment de la pertorbació. Aquest fet ja ha estat observat en el plàncton (Quintana 1995a) i en aquest estudi s'ha observat en el bentos. Així, la comunitat bentònica d'aigües permanents respon de manera diferent a dues pertorbacions similars, com poden ser dos temporals de llevant. Aquesta diferència en la resposta s'atribueix a l'estat en què es troba la comunitat en el moment que es produeix la pertorbació, ja que en un cas es tracta d'una comunitat dominada pel tàxon característic i en l'altre, no.

En conclusió, les comunitats bentòniques i planctòniques d'ambients fluctuants, com són les de la maresma dels aiguamolls de l'Empordà, mostren estratègies diferents davant les pertorbacions hídriques. El bentos es caracteritza perquè presenta organismes molt adaptats als canvis i a les fluctuacions ambientals, per això les comunitats resultants són més resistents i característiques dels diferents ambients; per contra, en el plàncton existeixen organismes característics de situacions determinades i no d'un ambient determinat, per això la comunitat es caracteritza per una elevada resiliència.

-8-

DISCUSSIÓ GENERAL

8. DISCUSSIÓ GENERAL

Factors que influeixen sobre la composició de nutrients i d'espècies

L'abundància i la distribució dels organismes bentònics responen tant a factors físics com a factors biològics, però en ambients somms amb elevada variabilitat temporal i espacial de les condicions ambientals, els organismes bentònics es veuen més influenciats per factors físics (Parsons *et al.* 1995, Ellis *et al.* 2000). D'acord amb això, a la maresma dels aiguamolls de l'Empordà els factors determinants per als organismes bentònics i el contingut en nutrients del sediment són bàsicament físics: el grau de permanència de l'aigua, la salinitat, el confinament i el tipus de sediment.

El règim hídric de les llacunes integra des del grau de permanència de l'aigua fins a la salinitat i el confinament. A partir de la caracterització dels diferents tipus de règim hídric es poden discriminar les tres tipologies d'ambients que presenten comunitats bentòniques diferenciades en aquesta maresma, pel que fa tant a l'estructura i composició com a la seva dinàmica temporal. Així, s'han pogut diferenciar tres comunitats: la d'aigües permanents, la d'aigües semipermanents i temporànies d'inundació pulsativa i la d'aigües temporànies d'inundació continuada.

La major o menor permanència de l'aigua resulta determinant per a la composició, estructura i resistència de les comunitats bentòniques de la maresma dels aiguamolls de l'Empordà. En aquesta maresma, les aigües temporànies i permanents presenten diferències en la composició faunística i l'estructura de la comunitat, de manera similar al que s'ha descrit en altres sistemes costaners (Petit & Schachter 1943, Tourenq 1976, Galindo *et al.* 1994, Brucet 2003) i interiors (p.e. Schneider & Frost 1996, Wellborn *et al.* 1996, Boix *et al.* 2001a). Sousa (2001) descriu com els organismes d'ambients fluctuants presenten un rang de tolerància a la variabilitat ambiental superior al que poden presentar organismes d'ambients menys fluctuants. A la maresma, aquest major rang de tolerància es manifesta en un nombre més alt d'individus i tàxons resistents a les fluctuacions ambientals presents en aigües temporànies. La major presència d'aquests organismes estaria d'acord amb el fet que, en aquest tipus d'ambients, els organismes tenen adaptacions especialitzades per superar les condicions adverses que s'hi donen, com són els assecatges periòdics (Wiggins *et al.* 1980). D'altra banda, aquesta major tolerància dels organismes a la variabilitat ambiental s'expressa en la comunitat per la menor severitat que presenten les comunitats bentòniques d'aigües temporànies davant les pertorbacions, per això es pot considerar que aquestes comunitats són més resistents.

De manera similar al que s'ha observat en altres sistemes costaners (Coles & McCain 1990, Soetaert *et al.* 1995, Santos *et al.* 1996, González-Oreja & Saiz-Salinas 1998), la salinitat semblaria que és un factor determinant per a les comunitats bentòniques de la maresma dels aiguamolls de l'Empordà. La seva importància, però, està més relacionada amb el rang de variació i no tant amb el seu valor mitjà, com ja s'ha constatat pel perifiton d'aquests aiguamolls (Trobajo 2003) i en comunitats bentòniques d'altres sistemes costaners (Hartog 1964a a Kroon *et al.* 1985). En aquest sentit, les aigües amb major grau de variació de la salinitat tenen una composició i una estructura de la comunitat bentònica diferenciades de la resta de comunitats, ja que presenten una major singularitat faunística i una major variabilitat de la comunitat al llarg del cicle d'inundació. La causa d'aquesta variació de salinitat és el règim hídric, ja que l'única llacuna que presenta aportacions continuades d'aigua dolça, i que són conseqüència del seu règim hídric artificialitzat, presenta la major

variabilitat de la salinitat. Aquest règim hídric caracteritzat per entrades freqüents d'aigua dolça, a més, suposa un major grau de pertorbació per a la comunitat d'aquesta llacuna que queda reflectit en el menor valor de l'índex de maduresa (MI). Cal considerar que les baixes densitats d'organismes bentònics recollits en aquestes aigües es poden relacionar amb les entrades d'aigua dolça, ja que en altres maresmes s'ha observat una menor densitat d'organismes de la meiofauna en els ambients amb més influència d'aigua dolça (Castel *et al.* 1990).

A la maresma les aigües més aïllades del sector nord tenen un major confinament que les del sector sud. Així, al sector nord hi ha llacunes amb menor permanència de l'aigua i menys influenciades per les aportacions d'aigua dolça i, per tant, amb un major grau de confinament, mentre que al sud trobem llacunes amb major més permanència de l'aigua i més influenciades per les aportacions d'aigua dolça i, com a conseqüència, amb un menor grau de confinament. Això queda reflectit en el contingut més alt en carboni orgànic total i nitrogen total de l'aigua i del sediment, conjuntament amb els valors més alts de temperatura i salinitat del sector nord. Els processos de confinament es donen de manera periòdica en tota la maresma, coincidint amb períodes d'estabilitat ambiental i sense entrada de nutrients, i afecten tant el contingut en nutrients de l'aigua com el plàncton i el perifiton (Quintana *et al.* 1998a, 1998b, Brucet 2000, Trobajo 2003). En canvi, en el cas del bentos aquests processos no impliquen canvis significatius en el temps ni en la composició ni en l'estructura, sinó que es diferencien comunitats en funció del grau de confinament de les llacunes. Així, a les aigües amb major grau de confinament existeix una comunitat bentònica dominada per organismes que presenten tolerància a situacions d'anòxia i estructures de resistència per restar a la llacuna en períodes de condicions adverses. Per tant, i de manera similar al que s'ha descrit per a altres sistemes costaners (Kroon *et al.* 1985, Escaravage & Castel 1989, Castel *et al.* 1990, Arias & Drake 1994, Guelorget *et al.* 1994), els tàxons que trobem en aigües semipermanents i temporànies d'inundació pulsativa són característics d'aquests ambients més confinats i no es tracta de comunitats de transició entre marines i d'aigua dolça.

La granulometria també resulta determinant tant pel contingut en nutrients com per la composició dels organismes bentònics. Altres autors han posat de manifest la relació existent entre el contingut en nutrients i la mida de les partícules del sediment, de manera que sediments llimosos i argilosos, de partícula més petita, presenten un major contingut en nutrients que el sediment sorrenc, de partícula més grollera (Poach & Faulkner 1998, Slomp *et al.* 1998, Díaz-Espejo *et al.* 1999). A la maresma també s'observa aquesta relació entre la granulometria i el contingut en nutrients. La granulometria també s'ha vist que afecta la densitat d'organismes bentònics, si bé alguns autors associen sediments més fins amb densitats baixes d'organismes (p.e. Phillips & Fleeger 1985, Würdig *et al.* 1998), d'altres els associen amb densitats altes (p.e. Smol *et al.* 1994). En aquesta maresma la llacuna amb menor contingut en sediments fins té més densitat d'organismes i també presenta una composició específica diferent a la resta. Ara bé, no es pot discriminar si aquestes diferències són degudes a la granulometria o a la permanència de l'aigua, ja que aquesta llacuna es diferencia de la resta pel fet de ser permanent.

Variabilitat interanual

Els aiguamolls de l'Empordà presenten les característiques d'un sistema fluctuant mediterrani, sotmès a pertorbacions d'origen i intensitat molt variables, distribuïdes irregularment en el temps (Quintana 2002b). Això provoca una elevada variabilitat hidrològica d'un any per l'altre, tal com també s'ha descrit en altres aiguamolls mediterranis

(Serrano *et al.* 1999, Galindo *et al.* 1994). Durant aquest estudi es van succeir dos cicles d'inundació amb diferències en el volum d'aigua aportat a la maresma, que s'expressa en una diferència significativa amb l'alçada de la columna d'aigua de les llacunes. Segons Quintana *et al.* (1998a), l'entrada d'aigua en aquesta maresma es pot associar a una entrada de nutrients, mentre que les situacions amb poques entrades d'aigua dominades per processos d'evaporació porten cap a una oligotròfia del sistema. Per tant, el major contingut en nutrients de l'aigua durant el primer cicle respon al fet que durant aquest cicle es va donar més precipitació i més temporals de llevant, mentre que el menor contingut en nutrients de l'aigua durant el segon cicle estaria determinat per les poques entrades d'aigua que van portar el sistema cap a una situació més oligotròfica. Pel que fa al sediment, la seva major inèrcia explicaria la manca de diferències significatives en la concentració en nutrients del sediment del cicle humit i del sec.

La variabilitat interanual observada en l'estructura de la comunitat bentònica de la maresma dels aiguamolls de l'Empordà es pot atribuir a una situació d'estrès. Segons Ellis *et al.* (2000), l'estrès es pot descriure com la resposta de l'organització biològica associada a esdeveniments a una major escala temporal que els associats a les pertorbacions. La situació d'estrès provocada en el cicle sec va comportar un augment de la diversitat per disminució de la dominància dels tàxons característics a totes les llacunes estudiades. Tot i així, es pot considerar que les comunitats d'aquesta maresma són resistentes a l'estrès experimentat en el cicle sec, ja que segons Boulton *et al.* (1992) una comunitat presenta una elevada resistència si només té una disminució en l'abundància original d'una població en concret. Aquest és el cas de les comunitats estudiades, ja que bàsicament disminueixen les poblacions dels amfípodes (*Corophium orientale* i *Gammarus aequicauda*) de la maresma dels aiguamolls de l'Empordà.

Importància de les pertorbacions

En treballs anteriors realitzats en aquesta maresma s'ha posat en evidència la manca d'importància de l'estacionalitat en l'estructura del plàncton i el perifíton (Quintana *et al.* 1998b, Brucet 2003, Trobajo 2003). De la mateixa manera les fluctuacions estacionals tampoc semblen determinants ni per la dinàmica dels nutrients de l'aigua i del sediment, ni per la dinàmica de les comunitats bentòniques, sinó que tant els nutrients com les comunitats estan més condicionats a les irregularitats de les pertorbacions del sistema.

La importància de les pertorbacions en l'estructuració de les comunitats bentòniques s'ha comprovat tant en ambients marins (Zajac *et al.* 1998, Gamenick *et al.* 1996, Boyd *et al.* 2000, Pearson & Rosenberg 1978, Warwick *et al.* 1988, Schwinghamer 1988), com en continentals (Resh *et al.* 1988, Grimm & Fisher 1989, Boulton *et al.* 1992, Biggs & Smith 2002). En sistemes altament fluctuants les pertorbacions físiques i químiques solen ser més importants per als organismes que les pertorbacions biològiques (Dayton 1971, Castel 1985). Ara bé, sovint els organismes bentònics estan sotmesos simultàniament a diversos tipus de pertorbacions físiques i químiques, des d'hidrològiques fins a tròfiques (Probert 1984, Estacio *et al.* 1999). A diferència d'altres ambients mediterranis on factors tròfics tenen el paper principal en l'estructura de les comunitats bentòniques, com en llacunes costaneres on es donen importants acumulacions de matèria orgànica com a conseqüència de l'augment de la influència antròpica (Tagliapietra *et al.* 1998, Mistri *et al.* 2000, Mahmoudi *et al.* 2003), als aiguamolls de l'Empordà els factors tròfics tenen menys pes que els físics. Això es posa de manifest en les associacions de nematodes, ja que es relacionen menys amb l'estat tròfic de la llacuna que amb el grau de pertorbació.

En el plàncton d'altres sistemes costaners (Attayde & Bozelli 1998, Galindo *et al.* 1994) també s'ha posat de manifest l'efecte de les pertorbacions hidriques, i en el cas de la maresma dels aiguamolls de l'Empordà s'ha constatat el seu efecte tant en el plàncton com en el contingut en nutrients dissolts de l'aigua (Quintana 1995a, 2002a, Quintana *et al.* 1998a, 1998b, Bruçet 2000, 2003). Ara bé, els efectes d'aquestes pertorbacions sobre el sediment i el bentos no semblen similars als observats per l'aigua i el plàncton (en el cas del sediment no s'ha observat un efecte significatiu sobre el contingut en nutrients). La resposta del bentos davant d'una pertorbació és diferent a la que s'ha descrit pel plàncton. En el cas del plàncton s'estableix una situació en què dominen uns tàxons determinats a totes les llacunes, típics de situacions de pertorbació, mentre que en el bentos disminueix la dominància dels tàxons característics provocant una pèrdua de l'estructura de la comunitat bentònica (tant de la d'aigües permanents com de la d'aigües temporànies). Aquesta pèrdua de l'estructura deguda a una pertorbació també s'ha observat en altres ambients costaners mitjançant d'una baixada de la riquesa específica (Victor & Victor 1997).

-9-

CONCLUSIONS

CONCLUSIONS

1. El sediment de la maresma dels aiguamolls de l'Empordà té baixes concentracions de nutrients i es pot catalogar com a mineral. Aquesta baixa concentració de nutrients pot explicar-se, d'una banda, per la hidrologia de la maresma amb entrades puntuals d'aigua, bàsicament marina, i la posterior tendència a la dessecació de gran part de les llacunes, la qual cosa afavoreix la mineralització de la matèria orgànica; i de l'altra, per l'escassa influència antròpica que rep aquesta maresma, que sol ser la responsable de l'eutrofització d'altres ecosistemes similars.
2. La concentració en nutrients de l'aigua presenta una elevada variabilitat interanual, com a resposta a pertorbacions hídriques, mentre que la variabilitat en la concentració en nutrients del sediment es manifesta principalment en forma de *patchiness*, és a dir, d'heterogeneïtat espacial.
3. Les comunitats bentòniques d'aquesta maresma es caracteritzen per una baixa riquesa específica i diversitat, i una elevada dominància d'organismes que presenten estratègies de resistència a condicions adverses.
4. En el bentos de la maresma dels aiguamolls de l'Empordà s'ha trobat un total de 135 tàxons, repartits en 8 filums. Els filums amb un nombre de tàxons més elevat són els artròpodes, principalment crustacis, amb 73 tàxons, i els nematodes amb 37 tàxons. Únicament 7 tàxons s'han trobat en totes les llacunes estudiades: *Monhystrella*, *Thalassomonhystera*, *Theristus*, *Nereis diversicolor*, *Cletocamptus confluens*, *Gammarus aequicauda* i *Chironomus salinarius*. Aquests són típics d'aigües salobroses i es caracteritzen per ser eurihalins i per la seva capacitat d'adaptació davant condicions fluctuants.
5. A la maresma, s'han diferenciat tres tipologies de llacunes amb les seves comunitats bentòniques característiques: les aigües permanents, les aigües semipermanents i temporànies d'inundació pulsativa, i les aigües temporànies d'inundació continuada. L'abundància i composició d'aquestes comunitats i les característiques físiques i químiques de les llacunes depenen en gran manera de factors relacionats amb el règim hídric, com el confinament, la permanència de l'aigua i la granulometria.
6. La comunitat que colonitza les aigües permanents es caracteritza perquè presenta una riquesa i diversitat més grans i constants en el temps, i per un nombre més elevat de tàxons sense adaptacions per passar situacions adverses, cosa que concorda amb la major estabilitat de les condicions ambientals en aquestes aigües. En termes d'abundància és la comunitat que presenta els valors absoluts més elevats, tant pel que fa a nombre d'individus com a biomassa total. És la comunitat amb més tàxons d'anèl·lids i és característica la dominància en la macrofauna de l'amfípode *Corophium orientale*, en situacions d'estabilitat.

7. La comunitat bentònica d'aigües amb menor permanència i amb inundacions pulsatives es caracteritza perquè presenta una menor riquesa i diversitat que varien poc en el temps, i per la dominància d'organismes amb estructures de resistència per passar la fase seca i sobreviure en períodes de condicions desfavorables. Els monistèrids són el grup de nematodes amb més riquesa taxonòmica. D'altra banda, la menor permanència de l'aigua de les llacunes temporànies implica que la comunitat estigui dominada, la major part del temps, per tàxons adaptats a condicions més fluctuants, típics d'ambients confinats, com *Gammarus aequicauda* i *Chironomus salinarius*.
8. El règim hídric artificialitzat, amb més freqüència d'aportacions d'aigua dolça, és el responsable de la baixa salinitat i el menor grau de confinament de les aigües temporànies amb inundació continuada. Aquestes diferències hidrològiques queden reflectides tant en l'estructura de la comunitat com en els organismes que la colonitzen. Aquesta comunitat és la que presenta la major variabilitat de la riquesa i diversitat al llarg del cicle. A més, és la comunitat amb una singularitat més elevada, ja que hi ha tàxons que no estan presents a la resta de llacunes estudiades. Així, s'observen cladòcers i una major representació taxonòmica dels insectes, en part afavorida per la presència d'espècies del gènere *Chironomus* diferents de *C. salinarius*, que domina en les altres llacunes temporànies.
9. Dins un mateix cicle d'inundació, en aigües temporànies l'estructura de les comunitats bentòniques canvia en funció de les situacions d'inundació, estabilitat i assecatge. Així, la diversitat és més gran en la situació d'assecatge que en la d'inundació, i la biomassa total és màxima en l'assecatge, però ni la forma de l'espectre de mida-biomassa ni el model d'abundància presenten diferències significatives. Aquests patró no s'observa en aigües permanents.
10. En situacions de poc volum d'aigua les comunitats de les llacunes salobroses dominen tàxons caracteritzats per una gran capacitat de dispersió o bé per tàxons oportunistes, com *Hydroporus planus* i *Paranais*, respectivament. Posteriorment, la comunitat tendeix cap a la composició i estructura característica, d'ambients permanents o bé de semipermanents i temporanis d'inundació pulsativa, cosa que posa de manifest l'elevada resiliència d'aquesta comunitat.
11. A la maresma dels aiguamolls de l'Empordà, la menor entrada d'aigua i, conseqüentment, d'energia en el sistema durant l'any sec, comporta una disminució de la dominància i un augment de la diversitat del macrobentos. L'efecte d'un any sec és més manifest en la comunitat bentònica d'aigües permanents.
12. La forma de l'espectre és un bon indicador del grau d'estabilitat a què està sotmès el sistema bentònic. El sistema més fluctuant presenta espectres de mida-biomassa que s'ajusten millor al model lineal, mentre que sistemes amb major grau d'estabilitat s'ajusten millor al model no lineal.
13. La composició de nematodes a la maresma dels aiguamolls de l'Empordà és més dependent de factors físics que de la composició de nutrients del sediment. Conseqüentment, l'índex de maduresa (Maturity Index; MI), basat en l'abundància de gèneres de nematodes, és indicador del grau de pertorbació del sistema i no del seu estat tròfic.

14. La composició del plàncton és similar independentment de la tipologia de llacuna, mentre que en el bentos existeixen comunitats característiques per les diferents tipologies de llacunes. Per tant, el bentos presenta una major diferenciació espacial, i el plàncton està més determinat per patrons temporals.
15. No existeix un patró estacional en les comunitats estudiades, sinó que els principals canvis en el plàncton i el bentos són deguts a pertorbacions. Aquestes pertorbacions provoquen que s'estableixi una situació en què dominen uns tàxons característics en el plàncton (*Synchaeta* i *Eutimninus*) i, en canvi, que en el bentos es perdi l'estructura pròpia de les comunitats característiques de condicions estables.
16. La magnitud de l'efecte de les pertorbacions, la severitat, és diferent en funció del grau de permanència de l'aigua, i és major en ambients permanents i menor en els temporanis. Aquesta major severitat en ambients permanents ve determinada per la menor adaptació del bentos a les fluctuacions ambientals i a l'efecte de la predació sobre el plàncton.
17. Tant en el bentos com en el plàncton la resposta per una mateixa pertorbació és diferent i això estaria d'acord amb l'existència d'un fenomen d'histèresi, segons el qual l'efecte de la pertorbació no solament depèn de la causa pertorbadora sinó també de l'estat en què es troba la comunitat en el moment de la pertorbació.

CONCLUSIONES

1. El sedimento de la marisma “dels aiguamolls de l'Empordà” tiene bajas concentraciones de nutrientes, y puede catalogarse como mineral. Esta baja concentración de nutrientes puede explicarse: por un lado, por la hidrología de la marisma con entradas puntuales de agua, básicamente marina, y la posterior tendencia a la desecación de gran parte de las lagunas, lo que favorece la mineralización de la materia orgánica; y por otro lado, por la escasa influencia antrópica que presenta esta marisma, que suele ser la responsable de la eutrofización de otros ecosistemas similares.
2. La concentración de nutrientes del agua presenta una elevada variabilidad interanual, como respuesta a perturbaciones hidrológicas, mientras que la variabilidad en la concentración de nutrientes del sedimento se manifiesta principalmente en forma de “patchiness”, es decir, de heterogeneidad espacial.
3. Las comunidades bentónicas de esta marisma, se caracterizan por una baja riqueza específica y diversidad, y una elevada dominancia de organismos que presentan estrategias de resistencia a condiciones adversas.
4. En el bentos de la marisma “dels aiguamolls de l'Empordà” se han encontrado un total de 135 taxones, repartidos en 8 filums. Los filums con mayor número de taxones son los artrópodos, principalmente crustáceos, con 73 taxones, y los nemátodos con 37 taxones. Únicamente 7 taxones se han encontrado en todas las lagunas estudiadas: *Monhystrella*, *Thalassomonhystera*, *Theristus*, *Nereis diversicolor*, *Cletocamptus confluens*, *Gammarus aequicauda* y *Chironomus salinarius*. Estos, son típicos de aguas salobres y se caracterizan por ser eurihalinos y por su capacidad de adaptación a condiciones fluctuantes.
5. En la marisma, se han diferenciado tres tipologías de lagunas con sus comunidades bentónicas características: la de aguas permanentes, la de aguas semipermanentes y temporales de inundación pulsátil, y la de aguas temporales de inundación continuada. La abundancia y composición de estas comunidades y las características físicas y químicas de las lagunas dependen en gran medida de factores relacionados con el régimen hídrico, como el confinamiento, la permanencia del agua y la granulometría.
6. La comunidad que coloniza las aguas permanentes se caracteriza por presentar una riqueza y diversidad mayores y constantes en el tiempo, y por un mayor número de taxones sin adaptaciones para sobrevivir a situaciones adversas, de acuerdo con la mayor estabilidad de las condiciones ambientales en estas aguas. En términos de abundancia es la comunidad que presenta los valores absolutos más elevados, en número de individuos y en biomasa total. También es la comunidad con más taxones de anélidos y es característica la dominancia en la macrofauna del anfípodo *Corophium orientale*, en situaciones de estabilidad.

7. La comunidad bentónica de aguas con menor permanencia y con inundaciones pulsátiles se caracteriza por presentar una menor riqueza y diversidad, que varían poco en el tiempo, y por la dominancia de organismos con estructuras de resistencia para pasar la fase seca y sobrevivir periodos de condiciones desfavorables. Los monistéridos son el grupo de nematodos con mayor riqueza taxonómica. La menor permanencia del agua de las lagunas temporales, implica que la comunidad esté dominada, la mayor parte del tiempo, por taxones adaptados a condiciones más fluctuantes, típicos de ambientes confinados, como *Gammarus aequicauda* y *Chironomus salinarius*.
8. El régimen hídrico artificializado, con mayor frecuencia de aportes de agua dulce, es el responsable de la baja salinidad y el menor grado de confinamiento de las aguas temporales de inundación continuada. Estas diferencias hidrológicas quedan reflejadas en la estructura de la comunidad y en los organismos que la colonizan. Esta comunidad es la que presenta la mayor variabilidad de la riqueza y diversidad a lo largo del ciclo de inundación. Además, es la comunidad con mayor singularidad taxonómica ya que hay taxones que no están presentes en el resto de lagunas estudiadas. Así, se han observado cladóceros y una mayor representación taxonómica de los insectos, en parte favorecida por la presencia de especies del género *Chironomus* diferentes de *C. salinarius* el cual domina en las otras lagunas temporales.
9. En un mismo ciclo de inundación, en aguas temporales la estructura de las comunidades bentónicas cambia en función de las situaciones de inundación, estabilidad y secado. Así, la diversidad es mayor en la situación de secado que en la de inundación, y la biomasa total es máxima en la situación de secado, pero ni la forma del espectro de tamaño-biomasa ni el modelo de abundancia presentan diferencias significativas. Este patrón no se observa en aguas permanentes.
10. En situaciones de poco volumen de agua, en las comunidades de lagunas salobres dominan taxones caracterizados por una gran capacidad de dispersión o taxones oportunistas, como *Hydroporus planus* y *Paranais*, respectivamente. Posteriormente, las comunidades tienden hacia una composición y estructura características, o bien de ambientes permanentes o bien de ambientes semipermanentes y temporales de inundación pulsátil, poniendo de manifiesto la elevada resiliencia de estas comunidades.
11. En la marisma "dels aiguamolls de l'Empordà", la menor entrada de agua, y consecuentemente de energía en el sistema durante el año seco, lleva a una disminución de la dominancia y un aumento de la diversidad del macrobentos. El efecto del año seco es más evidente en la comunidad bentónica de aguas permanentes.
12. La forma del espectro es un buen indicador del grado de estabilidad en el que se encuentra el sistema bentónico. El sistema más fluctuante, presenta espectros de tamaño-biomasa que se ajustan mejor al modelo lineal, mientras que en sistemas con mayor grado de estabilidad se ajustan mejor al modelo no lineal.
13. La composición de nematodos en la marisma "dels aiguamolls de l'Empordà" depende de los factores físicos que de la concentración en nutrientes del sedimento. Consecuentemente, el índice de madurez (Maturity Index; MI) basado en abundancia de géneros de nematodos, es indicador del grado de perturbación del sistema y no de su estado trófico.

14. La composición del plancton es similar independientemente de la tipología de laguna, mientras que en el bentos existen comunidades características para las diferentes tipologías de laguna. Por lo tanto, el bentos presenta una mayor diferenciación espacial, y el plancton está más determinado por patrones temporales.
15. No existe un patrón estacional en las comunidades estudiadas, sino que los principales cambios en el plancton y bentos son debidos a perturbaciones. Estas perturbaciones provocan que se establezca una situación en que dominan unos taxones característicos en el plancton (*Synchaeta* y *Eutimninus*) y, en cambio, que en el bentos se pierda la estructura propia de las comunidades características de condiciones estables.
16. La magnitud del efecto de las perturbaciones, la severidad, es diferente en función del grado de permanencia del agua, siendo mayor en los ambientes permanentes y menor en los temporales. Esta mayor severidad en ambientes permanentes viene determinada por la menor adaptación del bentos a las fluctuaciones ambientales y al efecto de la depredación sobre el plancton.
17. Una misma perturbación puede producir respuestas distintas tanto en el bentos como en el plancton y esto estaría de acuerdo con la existencia de un fenómeno de histéresis, según el cual el efecto de la perturbación no solamente depende de la causa perturbadora sino también del estado en que se encuentra la comunidad en el momento de la perturbación.

-10-

BIBLIOGRAFIA

10. BIBLIOGRAFIA

- ABEBE, E., MEES, J. & COOMANS, A. 2001. Nematode communities of Lake Tana other inland water bodies of Ethiopia. *Hydrobiologia*, 462: 41-73.
- AGUIAR, F.C., FERREIRA, M.T. & PINTO, P. 2002. Relative influence of environmental variables on macroinvertebrate assemblages from an Iberian basin. *Journal of the North American Benthological Society*, 21: 43-53.
- ALCORLO, P. 1999. *Redes tróficas en lagunas salinas temporales de la comarca de los Monegros (Zaragoza)*. Tesis Doctoral. Universitat Autònoma de Madrid. 301 pp.
- ALMUNIA, J., BASTERRETXEA, G., ARISTEGUI, J. & ULANOWICZ, R.E. 1999. Benthic-pelagic switching in a Coastal Subtropical lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 49: 363-384.
- ALONGI, D.M., TIRENDI, F., DIXON, P., TROTT, L.A. & BRUNSKILL, G.J. 1999. Mineralization of organic matter in intertidal sediments of a tropical semi-enclosed delta. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 48: 451-467.
- ALONSO, M. 1989. Les llacunes temporànies i les basses. p. 411-418. A: TERRADES, J., PRAT, N., ESCARRÉ, A. & MARGALEF, R. (eds.) *Sistemes naturals. Història Natural dels Països Catalans*, 14. Enciclopèdia Catalana, Barcelona. 500 pp.
- ALONSO, M. 1996. *Crustacea, Brachiopoda*. A: RAMOS, M.A. (eds.) *Fauna Ibèrica*, 7. Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 486 pp.
- ALTMAN, D. G. 1999. *Practical statistics for medical research*. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton. 611 pp.
- AMANIEU, M., GONZALEZ, P.L. & GUELORGET, O. 1981. Critères de choix d'un modèle de distribution d'abondances. Application à des communautés animales en écologie benthique. *Acta Oecologica*, 2 (3): 265-286.
- ANDERSON, L. 1979. Simultaneous spectrophotometric determination of nitrite and nitrate by flow injection analysis. *Analytica Chimica Acta*, 110: 123-128.
- ARIAS, A.M. & DRAKE, P. 1994. Structure and production of the benthic macroinvertebrate community in a shallow lagoon in the Bay of Cádiz. *Marine Ecology Progress Series*, 115: 151-167.
- ARMENGOL, J. 1978. Los crustáceos del plancton de los embalses españoles. *Oecologia*, 3: 3-96.
- ARMENGOL, J. 1991. Els rotífers. p. 269-274. A: ALTABA, C.R. & ROS, J. (eds.) *Invertebrats no artròpodes. Història Natural dels Països Catalans*, 8. Enciclopèdia Catalana, Barcelona. 598 pp.
- AROCENA, R., FABIÁN, D. & CLEMENTE, J. 2000. Las causas naturales versus la contaminación orgánica como factores estructuradores del zoobentos en tres afluentes de una laguna costera. *Limnetica*, 18: 99-113.
- ASTORGA, V. 1998. *La desnitrificación en humedales mediterráneos: El Delta del Ebro*. Tesis Doctoral, Universitat de Barcelona. 228 pp.
- ATHERSUCH, J., HORNE, D.J. & WHITTAKER, J.E. 1989. *Marine and Brackish Water Ostracods (Superfamilies Cypridacea and Cytheracea)*. A: KERMACK, D.M. & BARNES, R.S.K. (eds.) *Synopses of the British Fauna (New Series)*, nº 43: 337 pp.

Sistema bentònic dels aiguamolls de l'Empordà

- ATTAYDE, J. L. & BOZELLI, R. L. 1998. Assessing the indicator properties of zooplankton assemblages to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 1789-1797.
- AUSTEN, M.C. & WARWICK, R.M. 1989. Comparison of univariate and multivariate aspects of estuarine meiobenthic community structure. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 29: 23-42.
- AUSTEN, M.C., WIDDICOMBE, S. & VILLANO-PITACCO, N. 1998. Effects of biological disturbance on diversity and structure of meiobenthic nematode communities. *Marine Ecology Progress Series*, 174: 233-246.
- BACA, R.M. & THRELKELD, S.T. 2000. Using size distributions to detect nutrient and sediment effects within and between habitats. *Hydrobiologia*, 435: 197-211.
- BACH, J. 1989. El medi geològic. p. 33-50. A: SARGATAL, J. & FÉLIX, J. (eds.) *Els Aiguamolls de l'Empordà. Aspectes ecològics, històrics i socials*. Quaderns dels Indiketes nº 3. 376 pp.
- BACH, J. 1990. *L'ambient hidrològic de la plana litoral de l'Alt Empordà (NE. Catalunya)*. Tesi Doctoral. Universitat Autònoma de Barcelona. 464 pp.
- BARNES, L. E. 1983. The colonization of ball-clay ponds by macroinvertebrates and macrophytes. *Freshwater biology*, 13: 561-578.
- BARNES, R.S.K. (ed.). 1994. *The brackish-water fauna of northwestern Europe*. Cambridge University Press. 287 pp.
- BARRY A. VITTOR & ASSOCIATES, INC. 1997. *Sabine Lake, Texas Benthic Community Assessment*. U.S. Department of Commerce National Oceanic and Atmospheric Administration, National Ocean Service. Silver Spring, Maryland. 35 pp.
- BATZER, D.P. & SION, K. 1999. Temporary Habitats That Support Permanent Water Invertebrates. p. 319-332. A: BATZER, D., RADER, R.B. & WISSINGER, S.A. (eds.) *Invertebrates in Freshwater Wetlands of North America*. John Wiley & Sons, New York. 1100 pp.
- BAZZANTI, M., BALDONI, S. & SEMINARA, M. 1996. Invertebrate macrofauna of a temporary pond in Central Italy: composition, community parameters and temporal succession. *Archiv für Hydrobiologie*, 137 (1): 77-94.
- BAZZANTI, M., SEMINARA, M., BALDONI, S. & STELLA, A. 2000. Macroinvertebrates and environmental factors of some temporary and permanent ponds in Italy. *Verhandlungen / Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 27: 936-941.
- BECH, M. 1990. Fauna malacològica de Catalunya. Mol·luscs terrestres i d'aigua dolça. *Treballs de la Institució Catalana d'Història Natural*, 12: 1-229 pp.
- BELLAN-SANTINI, D., KARAMAN, G., KRAPP-SCHICKEL, G., LEDOYER, M., MYERS, A.A., RUFO, S. & SCHIECKE, U. 1982. The Amphipoda of the Mediterranean. Part 1. Gammaridea (Acanthonotozomatidae to Gammaridae). *Mémoires de l'Institut océanographique*, Monaco, 13: 1-364 pp.
- BELLAN-SANTINI, D., KARAMAN, G., KRAPP-SCHICKEL, G., LEDOYER, M. & RUFO, S. 1993. The Amphipoda of the Mediterranean. Part 3. Gammaridea (Melphidippidae to Talitridae) Ingolfiellidea Caprellidea. *Mémoires de l'Institut océanographique*, Monaco, 13: 577-813 pp.
- BIGGS, B.J. & SMITH, R.A. 2002. Taxonomic richness of stream benthic algae: Effects of flood disturbance and nutrients. *Limnology and Oceanography*, 47 (4): 1175-1186.
- BLANCO, J.M., ECHEVARRIA, F. & GARCÍA, C.M. 1994. Dealing with size-spectra: Some conceptual and mathematical problems. *Scientia Marina*, 58: 17-29.

- BOESCH, D.F. 1973. Classification and community structure of macrobenthos in the Hampton Roads area, Virginia. *Marine Biology*, 21: 226-244.
- BOIX, D. 2000. *Estructura i dinàmica de la comunitat animal aquàtica de l'estanyol temporani d'Espolla*. Tesi Doctoral. Universitat de Girona. 663 pp.
- BOIX, D. & SALA, J. 2002. Riqueza y rareza de los insectos acuáticos de la laguna temporal de Espolla (Pla de l'Estany, Cataluña). *Boletín de la Asociación española de Entomología*, 26 (1-2): 45-57.
- BOIX, D., SALA, J. & MORENO-AMICH, R. 2001a. Succession of the macroinvertebrate community in a temporary pond. *Verhandlungen / Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 27: 2586-2593.
- BOIX, D., SALA, J. & MORENO-AMICH, R. 2001b. The faunal composition of Espolla pond (NE Iberian peninsula): the neglected biodiversity of temporary waters. *Wetlands*, 21 (4): 577-592.
- BONANNI, P., CAPRIOLI, R., GHIARA, E., MIGNUZZI, C., ORLANDI, C., PAGANIN, G. & MONTI, A. 1992. Sediment and interstitial water chemistry of the Orbetello lagoon (Grosseto, Italy); nutrient diffusion across the water-sediment interface. *Hydrobiologia*, 235/236: 553-568.
- BONETTO, C., MINZONI, F. & GOLTERMAN, H.L. 1988. The nitrogen cycle in shallow water sediment systems of rice fields. Part 2: Fractionation and bioavailability of organic nitrogen compounds. *Hydrobiologia*, 159: 203-210.
- BONGERS, T. 1990. The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode composition. *Oecologia*, 83: 14-19.
- BONGERS, T. 1994. *De nematoden van nederland: Een identificatietabel voor de in Nederland aangetroffen zoetwater- en bodembewonende nematoden*. A: BOHEMEN, H.D. VAN, BUIZER, D.A.G. & LITTLE, A. (eds.) Natuurhistorische Bibliotheek van de KNNV, n° 46: 408 pp.
- BONGERS, T. & HAAR, J. VAN DE. 1990. On the potential of basing an ecological typology of aquatic sediments on the nematode fauna: an example from the river Rhine. *Hydrobiological Bulletin*, 24(1): 37-45.
- BONGERS, T. & BONGERS, M. 1998. Functional diversity of nematodes. *Applied Soil Ecology*, 10: 239-251.
- BONGERS, T., ALKEMADE, R. & YEATES, G.W. 1991. Interpretation of disturbance-induced maturity decrease in marine nematode assemblages by means of the Maturity Index. *Marine Ecology Progress Series*, 76: 135-142.
- BONGERS, T., GOEDE, R.G.M. DE & CLAASSEN, Y. 1998. Nematode fauna of salt marshes in the Verdrongen land van Saefthinghe, The Netherlands. p. 21-26. A: GOEDE, R.G.M. DE & BONGERS, T. (eds.) *Nematode communities of northern temperate grassland ecosystems*. Focus, Giessen. 338 pp.
- BORONAT, L., MIRACLE, M.R. & ARMENGOL, X. 2001. Cladocera assemblages in a mineralization gradient. *Hydrobiologia*, 442: 75-88.
- BORREGO, C.M. & GARCIA-GIL, L.J. 1994. Separation of bacteriochlorophyll homologues from green photosynthetic sulfur bacteria by reversed-phase HPLC. *Photosynthesis Research*, 41: 157-163.
- BOTTRELL, H.H., DUNCAN, A., GLIWICZ, Z.M., GRYGIEREK, E., HERZIG, A., HILLBRICHT-ILKOWSKA, A., KURASAWA, H., LARSSON, P. & WEGLENSKA, T. 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology*, 24: 419-456.

Sistema bentònic dels aiguamolls de l'Empordà

- BOULTON, A.J., PETERSON, C.G., GRIMM, N.B. & FISHER, S.G. 1992. Stability of an aquatic macroinvertebrate community in a multiyear hydrologic disturbance regime. *Ecology*, 73 (6): 2192-2207.
- BOURASSA, N. & MORIN, A. 1995. Relationships between size structure of invertebrate assemblages and trophy and substrate composition in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 14: 393-403.
- BOUWMAN, L.A. 1983. *Systematics, ecology and feeding biology of estuarine nematodes*. Tesis doctoral. Landbouwhogeschool te Wageningen, Verslagen. 173 pp.
- BOYD, S.E., REES, H.L. & RICHARDSON, C.A. 2000. Nematodes as Sensitive Indicators of Change at Dredged Material Disposal Sites. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51: 805-819.
- BRIDGHAM, S.C., UPDEGRAFF, K. & PASTOR, J. 1998. Carbon, nitrogen, and phosphorus mineralization in northern wetlands. *Ecology*, 79 (5): 1545-1561.
- BRINKHURST, R.O. 1982. *British and other marine and estuarine oligochaetes*. A: DORIS, M.K. & BARNES, R.S.K. (eds.) Synopses of the British Fauna (New Series), 21: 127 pp.
- BRITTON, R.H. & JOHNSON, A.R. 1987. An Ecological Account of a Mediterranean Salina: The Salin de Giraud, Camargue (S. France). *Biological Conservation*, 42: 185-230.
- BRITTON, R.H. & CRIVELLI, A.J. 1993. Wetlands of southern Europe and north Africa: Mediterranean wetlands. p. 129-194. A: WHIGHAM, D.F., DYKYJOVÁ, D. & HEJNÝ, S. (eds.) *Wetlands of the world I: inventory, ecology and management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 768 pp.
- BROKKS, J.L. & DODSON, S.I. 1965. Predation, Body-size, and composition of plankton. *Science*, 150: 28-35.
- BROWNLOW, M.D., SPARROW, A.D. & GANF, G.G. 1994. Classification of water regimes in systems of fluctuating water level. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 45: 1375-1385.
- BRUCET, S. 2000. *Dinàmica dels espectres de biomassa a escala ecològica en un sistema fluctuant (Aiguamolls de l'Empodrà)*. Programa de Doctorat de Medi Ambient. 38 pp.
- BRUCET, S. 2003. *Zooplankton structure and dynamics in Mediterranean marshes (Empodrà Wetlands): a size-based approach*. Tesis Doctoral. Universitat de Girona. 128 pp (provisional).
- BUFFAN-DUBAU, E., WIT, R. DE & CASTEL, J. 1996. Feeding selectivity of the harpacticoid copepod *Canuella perplexa* in benthic muddy environments demonstrated by HPLC analyses of chlorin and carotenoid pigments. *Marine Ecology progress Series*, 137: 71-82.
- CALVÁRIO, J. 1995. *Estrutura e dinâmica das comunidades macrobênticas da ria Formosa (Ria Faro-Olhão)*. Tesis Doctoral. Universitat de l'Algarve. Portugal. 337 pp.
- CALVO, M. 1994. *Manual de Preparación y conservación de invertebrados no artropodos*. Serie Manuales técnicos de museología nº2. Museo Nacional de ciencias naturales consejo superior de investigacion científicas. Madrid. 140 pp.
- CAMPOY, A. 1982. *Fauna de España: Fauna de anélidos poliquetos de la península ibérica*. Publicaciones de Biología de la universidad de Navarra. Serie Zoológica, 7: 781 pp.
- CARLSON, R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*,. 22: 361-369.
- CASTEL, J. 1985. Diversité spécifique et structure des peuplements méiobenthiques d'un écosystème lagunaire. *Acta Oecologica*, 6 (4) : 395-412.

- CASTEL, J., LABOURG, P.J., ESCARAVAGE, V. & THIMEL, A. 1990. Distribution quantitative du méio- et macrobenthos dans des lagunes mixohalines : influence du confinement sur le partage des ressources. *Oceanologica Acta*, 13: 349-359.
- CDM FEDERAL PROGRAMS CORPORATION & GASTON, G.R. 2001. *Benthic macroinvertebrate community survey of the Calcasieu Estuary (Louisiana)*. U. S. EPA report. Dallas, Texas. 13 pp.
- CERDA, A., OMS, M. T., FORTEZA, R. & CERDA, V. 1996. Speciation of nitrogen in wastewater by flow injection. *Analyst*, 121: 13-17.
- CLAVERO, V., IZQUIERDO, J.J., FERNANDEZ, J.A. & NIELL, F.X. 2000. Seasonal fluxes of phosphate and ammonium across the sediment-water interface in a shallow small estuary (Palmones River, Southern Spain). *Marine Ecology Progress Series*, 198: 51-60.
- COLANGELO, M.A., MACRÍ, T. & CECCHERELLI, V.U. 1996. A field experiment on the effect of two types of sediment disturbance on the rate of recovery of a meiobenthic community in a eutrophicated lagoon. *Hydrobiologia*, 329: 57-67.
- COLES, S.L. & MCCAIN, J.C. 1990. Environmental factors affecting benthic infaunal communities of the Western Arabian Gulf. *Marine Environmental Research*, 29: 289-315.
- COLLINSON, N. H., BIGGS, J., CORFIELD, A., HODSON, M. J., WALKER, D., WHITFIELD, M. & WILLIAMS, P. J. 1995. Temporary and permanent ponds: an assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biological Conservation*, 74: 125-133.
- COLOM, G. 1974. Foraminíferos Ibéricos: Introducció al estudi de las especies bentónicas recientes. *Consejo Superior de Investigaciones Científicas*, 38 (1): 245 pp.
- COMÍN, F.A. 1989. Els sistemes aquàtics costaners. p. 442-464. A: TERRADES, J., PRAT, N., ESCARRÉ, A. & MARGALEF, R. (eds.) *Sistemes naturals. Història Natural dels Països Catalans*, 14. Enciclopèdia Catalana, Barcelona. 500 pp.
- COMÍN, F.A. & VALIELA, I. 1993. On the controls of phytoplankton abundance and production in coastal lagoons. *Journal of Coastal Research*, 9: 895-906.
- COMÍN, F.A., ARMENGOL, J., LÓPEZ, P., BALLESTEROS, E. & ROMERO, J. 1994. Introducció a l'estudi limnològic dels Aiguamolls de l'Empordà. p. 249-271. A: GOSÁLBEZ, J., SERRA, J. & VELASCO, E. (eds.) *Els sistemes naturals dels Aiguamolls de l'Empordà*. Treballs de la I.C.H.N., Barcelona, 13: 478 pp.
- COOPER, C.M. & KNIGHT, L.A. 1985. Macrobenthos-sediment relationships in Ross Barnett reservoir, Mississippi. *Hydrobiologia*, 126: 193-197.
- CORTI, D., KOHLER, S.L. & SPARKS, R.E. 1997. Effects of hydroperiod and predation on a Mississippi River floodplain invertebrate community. *Oecologia*, 109 : 154-165.
- DAYTON, P.K. 1971. Competition, disturbance, and community organization: The provision and subsequent utilization of space in a rocky intertidal community. *Ecological Monographs*, 41: 351-389.
- DEXTER, D.M. 1992. Soft bottom invertebrates of the Portuguese benthos. *Boletim (do) Instituto Nacional de investigacao das Pescas*, 17: 61-88.
- DÍAZ-ESPEJO, A., SERRANO, L. & TOJA, J. 1999. Changes in sediment phosphate composition of seasonal ponds during filling. *Hydrobiologia*, 329: 21-28.
- DRAKE, P. & ARIAS, A.M. 1995. Distribution and production of *Chironomus salinarius* (Diptera: Chironomidae) in a shallow coastal lagoon in the Bay of Cádiz. *Hydrobiologia*, 299: 195-206.

- DRGAS, A., RADZIEJEWSKA, T. & WARZOCHA, J. 1998. Biomass size spectra of near-shore shallow-water benthic communities in the gulf of Gdansk (Southern Baltic Sea). *Marine Ecology*, 19: 209-228.
- DUMONT, H.J., VELDE, I. VAN DE, DUMONT, S. 1975. The Dry Weight Estimate of Biomass in a Selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the Plankton, Periphyton and Benthos of Continental Waters. *Oecologia*, 19: 75-97.
- DUMONT, H.J. & NEGREA, S.V. (eds.). 2002. Branchiopoda: Introduction to the class branchiopoda. A: *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*, 19. Backhuys Publishers, Leiden. 398 pp.
- DUPLISEA, D.E. 2000. Benthic organism biomass size-spectra in the Baltic sea in relation to the sediment environment. *Limnology and Oceanography*, 45: 558-568.
- DUPLISEA, D.E. & DRGAS, A. 1999. Sensitivity of a benthic, metazoan, biomass size spectrum to differences in sediment granulometry. *Marine Ecology Progress Series*, 177: 73-81.
- DUSSART, B. 1967. *Les Copépodes des eaux continentales I*. A : BOUBÉE, N. & CIE. (eds.) 500 pp.
- DUSSART, B. 1969. *Les Copépodes des eaux continentales II*. A : BOUBÉE, N. & CIE (eds.) 292 pp.
- DUSSART, B.H. & DEFAYE, D. 1995. Copepoda : Introduction to the Copepoda. A: *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*, 7. SPB Academic Publishing bv, Amsterdam. 277 pp.
- EINSLER, U. 1996. Copepoda : Cyclopoida. Genera Cyclops, Megacyclops, Acanthocyclops. A: *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*, 10. SPB Academic Publishing bv, Amsterdam. 82 pp.
- ELLIS, J.L., NORKKO, A. & THRUSH, S.F. 2000. Broad-scale disturbance of intertidal and shallow sublittoral soft-sediment habitats; effects on the benthic macrofauna. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 7: 57-74.
- ESCARAVAGE, V. & CASTEL, J. 1989. Application de la notion de confinement aux peuplements méiobenthiques des lagunas endiguées du Bassin d'Arcachon (Côte atlantique). *Acta Oecologica*, 10 (1): 1-17.
- ESKIN, R.A. & HOPPER, B.E. 1985. Population dynamics and description of *Ptycholaimellus hibernus* n. sp. (Nematoda: Chromadoridae). *Journal of Nematology*, 17: 38-45.
- ESSINK, K. & ROMEYN, K. 1994. Estuarine nematodes as indicators of organic pollution; an example from the Ems estuary (The Netherlands). *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 28: 213-219.
- ESSINK, K. & KEIDEL, H. 1998. Changes in estuarine nematode communities following a decrease of organic pollution. *Aquatic Ecology*, 32: 195-202.
- ESTACIO, E.J., GARCIA-ADIEGO, E.M., CARBALLO, J.L., SANCHEZ-MOYANO, J.E., IZQUIERDO, J.J. & GARCIA-GOMEZ, J.C. 1999. Interpreting temporal disturbances in an estuarine benthic community under combined anthropogenic and climatic effects. *Journal of Coastal Research*, 15: 155-167.
- EYRE, M.D., BALL, S.G. & FOSTER, G.N. 1986. An initial classification of the habitats of aquatic coleoptera in north-east england. *Journal of Applied Ecology*, 23: 841-852.
- FELLER, R.J. & WARWICK, R.M. 1988. Energetics. p. 181-196. A: HIGGINS, R.P. & THIEL, H. (eds.) *Introduction to the study of meiofauna*. Smithsonian Institution Press, Washington DC. 376 pp.
- FERNÁNDEZ-GALIANO, D. 1991. Els protozoous. p. 45-80. A: ALTABA, C.R. & ROS, J. (eds.) *Invertebrats no artròpodes*. *Història Natural dels Països Catalans*, 8. Enciclopèdia Catalana, Barcelona. 598 pp.

- FERRARI, I., CECCHERELLI, V.U., NALDI, M. & VIAROLI, P. 1993. Planktonic and benthic communities in a shallow water dystrophic lagoon. *Verhandlungen / Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 25: 1043-1047.
- FLETT, R.J., SCHINDLER, D.W., HAMILTON, R.D. & CAMPBELL, N.E.R. 1980. Nitrogen fixation in canadian precambrian shield lakes. *Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences*, 37: 494-505.
- FORÉS, E. & GONZÁLEZ, S. 1988. Heterogeneidad espaciotemporal del sedimento de los arrozales del delta del Ebro (NE de España). *Oecologia Aquatica*, 9: 125-135.
- FRANCISCOLO, M.E. 1979. *Coleoptera. Halipludae, Hygrobiidae, Gyrinidae, Dytiscidae*. A: BACCETTI, B. (ed.) *Fauna d'Italia*. Edizioni Calderini, Bologna. 804 pp.
- FREEMAN, P.R., MCKELVIE, I.D. & HART, B.T. 1990. Flow injection technique for the determination of low levels of phosphorus in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 234: 409-416.
- GADEA, E. 1952. *Contribución al estudio de los nematodos libres terrestres y dulceacuícolas de la fauna española*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Serie Zoológica I. 213 pp.
- GADEA, E. 1960. Nematodos alguícolas de las costas mediterráneas de España. *Publicaciones del Instituto de Biología Aplicada*, 31: 33-91.
- GALINDO, M.D., MATA, A.J., MAZUELOS, N. & SERRANO, L. 1994. Microcrustacean and rotifer diversity and richness relating to water temporality in dune ponds of the Doñana National Park (SW Spain). *Verhandlungen / Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 25: 1350-1356.
- GAMENICK, I., JAHN, A., VOPEL, K. & GIÈRE, O. 1996. Hypoxia and sulphide as structuring factors in a macrozoobenthic community on the Baltic Sea shore: colonisation studies and tolerante experiments. *Marine Ecology Progress Series*, 144: 73-85.
- GARCÍA-BERTHOU, E. 1990. *Ecología del fartet, Aphanis iberus (Cyprinodontidae), dels Aiguamolls de l'Empordà*. Universitat Autònoma de Barcelona. Institut d'Ecologia Aquàtica. Girona. 116 pp.
- GEORGE, J.D. & HARTMANN-SCHRÖDER, G. 1985. *Polychaetes: British Amphinomida, Spintherida and Eunícida*. A: KERMACK, D.M. & BARNES, R.S.K. (eds.) *Synopses of the British Fauna (New Series)*, nº 32: 221 pp.
- GERLACH, S. A., HAHN, A. E. & SCHRAGE, M. 1985. Size spectra of benthic biomass and metabolism. *Marine Ecology Progress Series*, 26: 161-173.
- GESTI, J. 2000. *El poblament vegetal dels Aiguamolls de l'Empodà: efectes de la creació del Parc Natural sobre la vegetació i propostes per a una gestió dels hàbitats*. Tesi doctoral, Universitat de Girona. 740 pp.
- GIANGRANDE, A. & FRASCHETTI, S. 1996. Effects of a Short-term Environmental Change on a Brackish-water Polychaete Community. *Marine Ecology*, 17 (1-3): 321-332.
- GIFRE, J., QUINTANA, X. D., BARRERA, R. DE LA, MARTINOY, M. & MARQUÉS, E. 2002. Ecological factors affecting ostracod distribution in lentic ecosystems in the Empordà wetlands (NE Spain). *Archiv für Hydrobiologie*, 154 : 499-514.
- GLADDEN, J.E. & SMOCK, L.A. 1990. Macroinvertebrate distribution and production on the floodplains of two headwater streams. *Freshwater Biology*, 24: 533-545.
- GOLACHOWSKA, J. 1984. Phosphorus in the bottom sediments of some lakes of the world. *Polish Archives of Hydrobiology*, 31(3): 175-205.

Sistema bentònic dels aiguamolls de l'Empordà

- GOLTERMAN, H.L. 1984. Sediments, modifying and equilibrating factors in the chemistry of freshwater. *Verhandlungen / Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 22: 23-59.
- GOLTERMAN, H.L., BONETTO, C. & MINZONI, F. 1988. The nitrogen cycle in shallow water sediment systems of rice fields. Part 3: The influence of N-application on yeild of rice. *Hydrobiologia*, 159: 211-217.
- GONZÁLEZ-OREJA, J.A. & SAIZ-SALINAS, J.I. 1998. Exploring the relationships between abiotic variables and benthic community structure in a polluted estuarine system. *Water Research*, 32: 3799-3807
- GOPAL, B. & JUNK, W.J. 2000. Biodiversity in wetlands: an introduction. p. 1-10. A: GOPAL, B., JUNK, W.J. & DAVIS, J.A. (eds.) *Biodiversity in wetlands: assesment, function and conservation*. Volume 1. Backhuys Publishers, Leiden. 1: 353 pp.
- GOSÁLBEZ, J., SERRA, J. & VELASCO, E. (eds). 1994. *Els sistemes naturals dels Aiguamolls de l'Empordà*. Treballs de la I.C.H.N., Barcelona, 13: 478 pp.
- GOURBAULT, N. & RENAUD-MORNANT, J. 1985. Le méiobenthos de la rance maritime et la structure des peuplements de nématodes. *Cahiers de Biologie Marine*, 26: 409-430.
- GRASSHOFF, K., EHRHARDT, M. AND KREMLING, K. 1983. *Methods of seawater analysis*. 2nd Edition. - Verlag Chemie, Weinheim. 418 p.
- GRAY, J.S., WU, S.R. & OR, Y.Y. 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series*, 238: 249-279.
- GRILLET, M.E., LEGENDRE, P. & BOCARD, D. 2002. Community structure of Neotropical wetland insects in Northern Venezuela. I. Temporal and environmental factors. *Archiv für Hydrobiologie*, 155 (3) : 413-436.
- GRIMM, N.B. & FISHER, S.G. 1989. Stability of periphyton and macroinvertebrates to disturbance by flash floods in a desert stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 8: 293-307.
- GROOT, C.J. DE & FABRE, A. 1993. The impact of desiccation of freshwater marsh (Garcines Nord, Camargue, France) on sediment-water-vegetation interactions. Part 3: The fractional composition and the phosphate adsorption characteristics of the sediment. A: GOLTERMAN, H.L. (ed.) *Sediment-Water Interaction 4*. *Hydrobiologia*, 252: 105-116.
- GROOT, C.J. DE & GOLTERMAN, H.L. 1993. On the presence of organic phosphate in some Camargue sediments: evidence for the importance of phytate. *Hydrobiologia*, 252: 117-126.
- GROOT, C.J. DE & WIJCK, C. VAN. 1993. The impact of desiccation of a freshwater marsh (Garcines Nord, Camargue, France) on sediment-water-vegetation interactions. *Hydrobiologia*, 252: 83-94.
- GUELORGET, O. & PERTHUISOT, J.P. 1983. *Le domaine paraliq: Expressions géologiques, biologiques et économiques du confinement*. Travaux du laboratoire de Géologie 16. Presses de l'École Normale Supérieure, Paris. 136 pp.
- GUELORGET, O., PERTHUISOT, J.P., LAMY, N. & LEFEBVRE, A. 1994. Structure et organisation de l'étang de Thau d'après la faune benthique (macrofaune, méiofaune). Relations avec le confinement. *Oceanologica Acta*, 17 (1): 105-114.
- GYEDU-ABABIO, T.K., FURSTENBERG, J.P., BAIRD, D. & VANREUSEL, A. 1999. Nematodes as indicators of pollution: a case study from the Swartkops River system, South Africa. *Hydrobiologia*, 397: 155-169.
- HAN, B.P. & STRAŠKRABA, M. 1998. Size dependence of biomass spectra and population density I. The effects of size scales and size intervals. *Journal of Theoretical Biology*, 191: 259-265.

- HANSON, J.M., PREPAS, E.E. & MACKAY, W.C. 1989. Size distribution of the macroinvertebrate community in a freshwater lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46: 1510-1519.
- HARTOG, DEN C. 1974. Brackish-water classification, its development and problems. *Hydrobiological Bulletin*, 8: 15-28.
- HEIP, C. 1975. Hibernation in the copepod *Halicyclops magniceps* (Lilljeborg, 1853). *Crustaceana*, 28 (3): 311-313.
- HEIP, C., WARWICK, R.M., CARR, M.R., HERMAN, P.M.J., HUYS, R., SMOL, N. & HOLSBEKE, K. VAN . 1988. Analysis of community attributes of the benthic meiofauna of Frierfjord/Langesundfjord. *Marine Ecology Progress Series*, 46: 171-180.
- HENDERSON, P.A. 1990. *Freshwater Ostracods*. A: KERMACK, D.M. & BARNES, R.S.K. (eds.) Synopses of the British Fauna (New Series), n° 42: 228 pp.
- HENRY, J.P. & MAGNIEZ, G. 1983. *Crustaces Isopodes (Principalment asellotes)*. A: GINET, R. (ed.) *Introduction pratique a la systematique des organismes des eaux continentales françaises*, 4. Association Française de Limnologie, Lyon. 39 pp.
- HEYNS, J. 2002. Checklist of free living nematodes recorded from freshwater habitats in Southern Africa. *Water SA*, 28: 449-456.
- HIGGINS, M.J. & MERRITT, R.W. 1999. Invertebrate Seasonal Patterns and Trophic Relationships. p. 279-297. A: BATZER, D., RADER, R.B. & WISSINGER, S.A. (eds.) *Invertebrates in Freshwater Wetlands of North America*. John Wiley & Sons, New York. 1100 pp.
- HILLMAN, T.J. & QUINN, G.P. 2002. Temporal changes in macroinvertebrate assemblages following experimental flooding in permanent and temporary wetlands in an australian floodplain forest. *River Research and Applications*, 18: 137-154.
- HOLM-HANSEN, O. & RIEMANN, B. 1978. Chlorophyll a determination: improvements in methodology. *Oikos*, 30: 438-447.
- HORNE, J.A. & GOLDMAN, C.R. 1994. *Limnology*. McGraw-Hill, Inc. New York. 576 pp.
- HULLÉ, M. 1981. Structure et dynamique des peuplements d'Oligochètes du Lac de Créteil. Problèmes méthodologiques. Estimation de la production de la communauté benthique. Thèse 3^{ème} cycle, Paris 6. 144 pp.
- HUYS, R. GEE, J.M., MOORE, C.G. & HAMOND, R. 1996. *Marine and Brackish Water Harpacticoid Copepods*. Part 1. A: BARNES, R.S.K. & CROTHERS, J.H. (eds.) Synopses of the British Fauna (New Series), n° 51: 352 pp.
- IVESTER, M.S. 1980. The distribution of meiobenthic copepods along a sediment gradient: factor and niche analyses. *Bulletin of Marine Science*, 30: 634-645.
- JACOBS, L.J. 1986. A redefinition of the genus *Monhystrella* Cobb (Nematoda, Monhysteridae) with keys to the species. *Zoologica Scripta*, 16: 191-197.
- JACOBSEN, T.R. & RAI, H. 1990. Comparasion of Spectrophotometric, Fluorometric and High Performance Liquid Chromatography Methods for Determination of Chlorophyll *a* in Aquatic Samples: Effects of Solvent and Extraction Procedures. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 75 (2): 207-217.
- JAHN, A., GAMENICK, I. & THEEDE, H. 1996. Physiological adaptations of *Cyprideis torosa* (Crustacea, Ostracoda) to hydrogen sulphide. *Marine Ecology*, 142: 215-223.

Sistema bentònic dels aiguamolls de l'Empordà

- JANSEN, H., SCHEEPMAKER, M., COUWELAAR, M. VAN & PINKSTER, S. 1979. Biology and distribution of *Gammarus aequicauda* and *G. insensibilis* (Crustacea, Amphipoda) in the lagoon system of Bages-Sigean (France). *Bijdragen tot de Dierkunde*, 49: 42-70.
- JENSEN, P. 1983. Meiofaunal abundance and vertical zonation in a sublittoral soft bottom, with test of the Haps corer. *Marine Biology*, 74: 319-326.
- JENSEN, P. 1987. Feeding ecology of free-living aquatic nematodes. *Marine Ecology Progress Series*, 35: 187-196.
- JOHNSTON, T.A. 1995. *Food limitation during early life history of walleye* (*Stizostedion vitreum*). Universitat de Manitoba. 256 pp.
- JONGE, V.N. DE & BOUWMAN, L.A. 1977. A Simple Density Separation Technique for Quantitative Isolation of Meiobenthos Using the Colloidal Silica Ludox-TM*. *Marine Biology*, 42: 143-148.
- JONGMAN, R.H.G., TER BRACK, C.J.F. TONGEREN, O.F.R. VAN. 1987. Data analysis in community and landscape ecology. A: JONGMAN, R.H.G., TER BRACK, C.J.F. TONGEREN, O.F.R. VAN (eds.) Pudoc, Wageningen. 299 pp.
- JORCIN, A. 2000. Physical and chemical characteristics of the sediment in the estuarine region of Cananéia (SP), Brazil. *Hydrobiologia*, 431: 59-67.
- JORGENSEN, S.E. 1979. *Handbook on Environmental Data and Ecological Parameters*. Pergamon Press, Oxford. 1162 pp.
- JUNGE, C.O. & LIBOSVARSKY, J. 1965. Effects of size selectivity on population estimates based on successive removals with electrical fishing gear. *Zoologické Listy*, 14: 171-178.
- KEMP, W.M., SAMPOU, P., CAFFREY, J., MAYER, M., HENRIKSEN, K. & BOYNTON, W. R. 1990. Ammonium recycling versus denitrification in Chesapeake Bay sediments. *Limnology and Oceanography*, 35 (7): 1545-1563.
- KENK, R. 1949. The animal life of temporary and permanent ponds in southern Michigan. *Museum of zoology*, 71: 5-71.
- KEVREKIDIS, T. & KOUKOURAS, A. 1988. Life cycle and reproduction of *Gammarus aequicauda* (Crustacea: Amphipoda) in the Evros Delta (NE Greece). *Israel Journal of Zoology*, 35: 137-149.
- KEVREKIDIS, T., MOGIAS, A. & GOUVAS, N. 2000. Interannual changes in the composition of the macrobenthic fauna of Drana lagoon (Evros delta, n.Aegean Sea): preliminary note. *Belgian Journal of Zoology*, 130 (supplement 1): 101-107.
- KORTHALS, G.W., ENDE, A. VAN DE, MEGEN, H. VAN, LEXMOND, T.M., KAMMENG, J.E. & BONGERS, T. 1996. Short-term effect of cadmium, copper, nickel and zinc on soil nematodes from different feeding and life-history strategy groups. *Applied Soil Ecology*, 4: 107-117.
- KOSTE, W. & SHIEL, R.J. 1986. Rotifera from Australian Inland Waters. I. Bdelloidea (Rotifera: Digononta). *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 37: 765-792.
- KOSTE, W. & SHIEL, R.J. 1987. Rotifera from Australian Inland Waters. II. Epiphanidae and Brachionidae (Rotifera: Monogononta). *Invertebrate Taxonomy*, 1: 942-1021.
- KOSTE, W. & SHIEL, R.J. 1989a. Rotifera from Australian Inland Waters. III. Euchlanidae, Mytilinidae and Trichotriidae (Rotifera: Monogononta). *Transactions of the Royal Society of South Australia*, 113: 85-114.

- KOSTE, W. & SHIEL, R.J. 1989b. Rotifera from Australian Inland Waters. IV. Colurellidae (Rotifera: Monogononta). *Transactions of the Royal Society of South Australia*, 113 (3): 119-143.
- KOSTE, W. & SHIEL, R.J. 1990a. Rotifera from Australian Inland Waters. V. Lecanidae (Rotifera: Monogononta). *Transactions of the Royal Society of South Australia*, 114 (1): 1-36.
- KOSTE, W. & SHIEL, R.J. 1990b. Rotifera from Australian Inland Waters. VI. Proalidae, Lindiidae (Rotifera: Monogononta). *Transactions of the Royal Society of South Australia*, 114 (3): 129-143.
- KOSTE, W. & SHIEL, R.J. 1991. Rotifera from Australian Inland Waters. VII. Notommatidae (Rotifera: Monogononta). *Transactions of the Royal Society of South Australia*, 115 (3): 111-159.
- KOSTE, W. 1978. *Rotatoria: Die Rädertiere Mitteleuropas*. Band 1 und 2. Gebrüder Bountraeger Bountraeger. Berlin-Stuttgart. 671 pp.
- KOUTSOUBAS, R., ARVANITIDIS, C., DOUNAS, C. & DRUMMOND, L. 2000. Community structure and dynamics of the Molluscan Fauna in a Mediterranean lagoon (Gialova lagoon, SW Greece). *Belgian Journal of Zoology*, 130 (supplement 1): 131-138.
- KOZERSKI, H.P. & KLEEBERG, A. 1998. The Sediment and Benthic-Pelagic Exchange in the Shallow Lake Müggelsee (Berlin, Germany). *International Review of Hydrobiology*, 83: 77-112.
- KROON, H. DE, JONG, H. DE & VERHOEVEN, J.T.A. 1985. The macrofauna distribution in brackish inland waters in relation to chlorinity and other factors. *Hydrobiologia*, 127: 265-275.
- LAKE, P.S., BAYLY, I.A.E. & MORTON, D.W. 1989. The phenology of a temporary pond in western Victoria, Australia, with special reference to invertebrate succession. *Archiv für Hydrobiologie*, 115 (2): 171-202.
- LAM-HOAI, T., ROUGIER, C. & LASSERRE, G. 1997. Tintinnids and rotifers in a northern Mediterranean coastal lagoon. Structural diversity and function through biomass estimations. *Marine Ecology Progress Series*, 152: 13-25.
- LANGTON, P.H. 1991. *A key to pupal exuviae of west Palaearctic Chironomidae*. A: LANGTON, P.H. (ed.), Huntingdon. 386 pp.
- LAW, C.S., REES, A.P. & OWENS, N.J.P. 1991. Temporal variability of denitrification in Estuarine sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 33: 37-56.
- LEEPER, D.A & TAYLOR, B.E. 1998. Abundance, biomass and production of aquatic invertebrates in Rainbow Bay, a temporary wetland in South Carolina, USA. *Archiv für Hydrobiologie*, 143 (3): 335-362.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. 1998. *Numerical ecology*. Elsevier, Amsterdam. 853 pp.
- LEVINE, S.N. & SCHINDLER, D.W. 1992. Modification of the N:P ratio in lakes by in situ processes. *Limnology and Oceanography*, 37: 917-935.
- LINCOLN, R., BOXSHALL, G. & CLARK, P. 1998. *A dictionary of ecology, evolution and systematics*. Cambridge University Press, Cambridge. 361 pp.
- LINDEGAARD, C. 1992. Zoobenthos ecology of Thingvallavatn: vertical distribution, abundance, population dynamics and production. *Oikos*, 64: 257-304.
- LÓPEZ, P. & TOMAS, X. 1989. Chemical composition of the small coastal lagoons of the Mediterranean Spanish littoral. *Scientia Marina*, 53 (2-3): 591-599.

Sistema bentònic dels aiguamolls de l'Empordà

- LÓPEZ, P. & MORGUÍ, J.A. 1993. Factors influencing fractional phosphorus composition in sediments of Spanish reservoirs. *Hydrobiologia*, 253: 73-82.
- LÓPEZ, P. & LLUCH, X. 2000. Sediment geochemistry of a meromictic coastal lagoon "Es Cibollar" (Mallorca, Spain). *Limnética*, 18: 15-27.
- LÓPEZ, P., LLUCH, X., VIDAL, M., & MORGUÍ, J.A. 1996. Adsorption of phosphorus on sediment of Balearic Island (Spain) related to their composition. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 42: 185-196.
- LORENZEN, C.J. 1967. Determination of chlorophyll and Pheo-pigments: Spectrophotometric Equations. *Limnology and Oceanography*, 12: 343-346.
- LUBCHENCO, J. 1986. relative importance of competition and predation: early colonization by seaweeds in New England. p. 537-555. A: DIAMOND, J. & CASE, T.J. (eds) *Community Ecology*. Harper & Row, New York. 665 pp.
- MAGNAN, P., RODRIGUEZ, M.A., LEGENDRE, P. & LACASSE, S. 1994. Dietary variation in freshwater fish species: relative contribution of biotic interactions, abiotic factors and spatial structure. *Canadian Journal of fisheries and Aquatic Sciences*, 51: 2856-2865.
- MAHMOUDI, E., BEYREM, H. & AISSA, P. 2003. Les peuplements de nématodes libres, indicateurs du degré d'anthropisation de la lagune de Bou Ghrara (Tunisie). *Vie Milieu*, 53 (1): 47-59.
- MALLEY, D.F., LAWRENCE, S.G., MACIVER, M.A. & FINDLAY, W.J. 1989. Range of variation in estimates of dry weight for planktonic crustacea and rotifera from temperate north american lakes. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1666: 49 pp.
- MARGALEF, R. 1983 *Limnología*. Omega, Barcelona. 1010 pp.
- MARGALEF, R. 1989. *Ecología*. Omega, Barcelona. 951 pp.
- MARGALEF, R. 1991. *Teoría de los sistemas ecológicos*. Publicacions Universitat de Barcelona, Barcelona. 290 pp.
- MARTÍN, J. 1987. Característiques climatològiques de la precipitació en la franja costera mediterrània de la Península Ibèrica. Tesi Doctoral. Institut Cartogràfic de Catalunya, Generalitat de Catalunya, Barcelona.
- MAS-COMA, S., MASALLES, D. & PALACÍN, C. 1991. Els nematodes. p. 230-259. A: ALTABA, C.R. & ROS, J. (eds.) *Invertebrats no artròpodes. Història Natural dels Països Catalans*, 8. Enciclopèdia Catalana, Barcelona. 598 pp.
- MAZUMDER, A., MCQUEEN, D.J. & LEAN, D.R.S. 1988. Effects of fertilization and planktivorous fish (yellow perch) predation on size distribution of particulate phosphorous and assimilated phosphate: large enclosure experiments. *Limnology and Oceanography*, 33: 421-430.
- MCARTHUR, V.E., KOUTSOUBAS, D., LAMPADARIOU, N. & DOUNAS, C. 2000. The meiofaunal community structure of a Mediterranean lagoon (Gialova lagoon, Ionian Sea). *Helgoland Marine Research*, 54: 7-17.
- MCCARTHY, S.A., LAWS, E.A., ESTABROOKS, W.A., BAILEY-BROCK, J.H. & KAY, E.A. 2000. Intra-annual Variability in Hawaiian Shallow-water, Soft-bottom Macrobenthic Communities Adjacent to a Eutrophic Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50: 245-258.
- MEISCH, C. 2000. *Freshwater Ostracoda of western and Central Europe*. Süßwasserfauna von Mitteleuropa 8/3. Spektrum Akademischer Verlag GmbH. Heidelberg, Berlin. 522 pp.

- MENGE, B.A. & SUTHERLAND, J.P. 1976. Species diversity gradients: synthesis of the roles of predation, competition, and temporal heterogeneity. *The American Naturalist*, 110 (973): 351-369.
- MERRIT, R.W. & CUMMINS, K.W. 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendal/Hunt Publishing Company. 862 pp.
- MEYER, E. 1989. The relationship between body length parameters and dry mass in running water invertebrates. *Archiv für Hydrobiologie*, 117 (2): 191-203.
- MINZONI, F., BONETTO, C. & GOLTERMAN, H.L. 1988. The nitrogen cycle in shallow water sediment systems of rice fields. Part 1: the denitrification process. *Hydrobiologia*, 159: 189-202.
- MISTRI, M., FANO, E.A., ROSSI, G., CASELLI, K. & ROSSI, R. 2000. Variability in macrobenthos communities in the Valli di Comacchio, Northern Italy, a hypereutrophized lagoonal ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51: 599-611.
- MISTRI, M., ROSSI, R. & FANO, E.A. 2001. Structure and secondary production of a soft bottom macrobenthic community in a brackish lagoon (Sacca di Goro, north-eastern Italy). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52: 605-616.
- MITSCH, W.J. & GOSSELINK, J.G. 1993. *Wetlands*. Van Nostrand Reinhold, New York. 722 pp.
- MOCCHI, A. 1983. Rapporto e risultati della "Conferenze sulla convenzione per le zone umide d'importanza internazionale" (Cagliari 24/29 novembre 1980) e riflessioni sugli stagni della Sardegna. *Alytes*, 1: 21-40.
- MONTES, C., BRAVO-UTRERA, M.A., BALTANÁS, A., DUARTE, C. & GUTIERREZ-YURRITA, P.J. 1993. *Bases ecológicas para la gestión del cangrejo rojo en el Parque Nacional de Doñana*. ICONA-Technical Report, 250 pp.
- MOORHEAD, D.L., HALL, D.L. & WILLIG, M.R. 1998. Succession of macroinvertebrates in playas of the southern High plains, USA. *Journal of the North American Benthological Society*, 17 (4): 430-442.
- MORENO-AMICH, R., QUINTANA, X., SUÑER, L., TROBAJO, R. & GASCÓN, S. 1999a. Dinámica del heleopláncton en relación a la fluctuaciones hidrológicas en aiguamolls de l'Empordà (NE de la península Ibérica). Propuesta de un método sencillo de monitorización basado en la abundancia de grupos taxonómicos. *Limnética*, 16: 17-31.
- MORENO-AMICH, R., POU-ROVIRA, Q. & SUÑER, LL. 1999b. *Atles de peixos del Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà*. Institut d'Ecologia Aquàtica i Dept. de Ciències Ambientals. Universitat de Girona, 1-104 pp.
- MORIN, A. & NADON, D. 1991. Size distribution of epilithic lotic invertebrates and implications for community metabolism. *Journal of the North American Benthological Society*, 10: 300-308.
- MORIN, A., RODRIGUEZ, M. A. & NADON, D. 1995. Temporal and environmental variation in the biomass spectrum of benthic invertebrates in streams: an application of thin-plate splines and relative warp analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52: 1881-1892.
- MOUTHON, J. 1982. *Les mollusques dulcicoles*. Bulletin français de Pisciculture (número especial): 1-27.
- MURKIN, H.R. & ROSS, L.C. 1999. Macroinvertebrate Responses to a Simulated Wet/Dry Cycle. p. 543-569. A: BATZER, D., RADER, R.B. & WISSINGER, S.A. (eds.) *Invertebrates in Freshwater Wetlands of North America*. John Wiley & Sons, New York. 1100 pp.
- NEDWELL, D. B. & RAFFAELLI, D.G.(eds.). 1999. *Estuaries. Advances in ecological research*. Volume 29. Academic Press, London. 306 pp.

Sistema bentònic dels aiguamolls de l'Empordà

- NICHOLAS, W.L. 1984. *The biology of free-living nematodes*. Oxford University press, Oxford. 251 pp.
- NIELSON, R., BOAG, B. & PALMER, L.F. 1996. The effect of environment on marine nematode assemblages as indicated by the maturity index. *Nematologia*, 42: 232-242.
- NOVELLA, E. 1998. *Reciclat dels residus agrícoles en els arrossars del Delta de l'Ebre: Aproximació a una agricultura sostenible*. Tesi Doctoral, Universitat de Barcelona. 296 pp.
- NYBAKKEN, J.W. 1993. *Marine Biology: An Ecological Approach*. Harper Collins, New York. 462 pp.
- OCAÑA, A. 1990. *Clave de identificación de las especies de nematodos dulceacuicolas de la Península Ibérica (órdenes: monhysterida, araeolaimida, chromadorida y enoplida)*. A: *Claves de identificación de la flora y fauna de las aguas continentales de la Península Ibérica*, 4. Asociación Española de Limnología. 82 pp.
- ORIAN, G.H. 1980. *Diversidad, estabilidad y madurez en los ecosistemas naturales*. A: DOBBEN, W.H. VAN & LOWE-MCCONNELL, R.H. (eds.) *Conceptos unificadores en ecología*. Ed Blume, Barcelona. 397 pp.
- PALACÍN, C. 1984. Nematodes marins de les algues fotòfiles de menorca (balears). I ENOPLIDA. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 52 (6): 33-59.
- PALACÍN, C. 1985. Nematodos marinos de las algas fotófilas de Menorca (Baleares). II CHROMADORIDA Y MONHISTERIDA. *Miscelània Zoològica*, 9: 31-48.
- PALACÍN, C., GILI, J.M. & MARTIN, D. 1993. Morphological variation in nematode communities in relation to eutrophication processes in a shallow-water Mediterranean bay. p. 239-246. A: ALDRICH J. C. (ed.) *Quantified Phenotypic Responses in Morphology and Physiology*. Japaga, Ashford, Ireland. 311 pp.
- PARKER, R.H. 1969. Benthic invertebrates in tidal estuaries and coastal lagoons. p. 563-590. A: AYALA, A. & PHLEGER, F.B. (eds.) *Lagunas Costeras, un simposio*. Universidad Nacional Autónoma de Ciudad de México, México 20, D.F. 686 pp.
- PARSONS, T.R., TAKAHASHI, M. & HARGRAVE, B. 1995. *Biological oceanographic processes*. Butterworth Heinemann, Oxford. 330 pp.
- PASCUAL, J. & MARTINOY, M. 1989. *El clima de la costa nord-catalana i meteorologia local*. p. 19-32. A: SARGATAL, J. & FÈLIX, J. (eds.) *Els Aiguamolls de l'Empordà. Aspectes ecològics, històrics i socials*. Quaderns dels Indiketes nº 3. Figueres. 376 pp.
- PEARSON, T.H. & ROSENBERG, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology - An Annual Review*, 16: 229-311.
- PENNINGS, S.C. & BERTNESS, M.D. 2001. Salt Marsh Communities. p. 289-316. A: BERTNESS, M.D., GAINES, S.D. & HAY, M.E. (eds.) *Marine Community Ecology*. Sinauer Associates. Sunderland, Massachusetts. 550 pp.
- PEÑUELAS, J. 1989. Els Aiguamolls: Ecosistemes molt productius. p. 347-360. A: SARGATAL, J. & FÈLIX, J. (eds.) *Els Aiguamolls de l'Empordà. Aspectes ecològics, històrics i socials*. Quaderns dels Indiketes nº 3. 376 pp.
- PERTHUISOT, J.P. 1996. Les lagunes méditerranéennes. p. 109-131 A: MORILLO, C. & GONZALEZ, J.L. (eds.) *Management of mediterranean wetlands*, 3. Medwet publication. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 393 pp.
- PETIT, G. & SCHACHTER, D. 1943. Assèchement des eaux temporaires et "faune de remplacement" en Camargue. *Comptes Rendus des Travaux de la Faculté des Sciences de Marseille*, 1: 119-123.

- PHILLIPS, F.E. & FLEEGER, J.W. 1985. Meiofauna meso-scale variability in two estuarine habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 21: 745-756.
- PIANKA, E.R. 1994. *Evolutionary Ecology*. Harper Collins College Publishers, New York. 486 pp.
- PICKETT, S.T.A. & WHITE, P.S. 1985. *The Ecology of Patch Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando. 472pp.
- PLATT, T. & DENMAN, K. 1977. Organisation in the pelagic ecosystem. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 30: 575-581.
- PLATT, H.M. & WARWICK, R.M. 1983. *Free living marine nematodes*. A: KERMACK, D.M. & BARNES, R.S.K. (eds.) Part I. Synopses of the British Fauna (New Series), 28: 307 pp.
- PLATT, H.M. & WARWICK, R.M. 1988. *Free living marine nematodes*. A: KERMACK, D.M. & BARNES, R.S.K. (eds.) Part II. Synopses of the British Fauna (New Series), 28: 502 pp.
- POACH, M.E. & FAULKNER, S.P. 1998. Soil phosphorus characteristics of created and Natural Wetlands in the Atchafalaya Delta, LA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 46: 195-203.
- POFF, N. L., PALMER, M. A., ANGERMEIER, P. L., VADAS, R. L., MARTIN, A. P., ARENSBURGER, P., BELY, A. & HAKENKAMP, C. C. 1993. Size structure of the metazoan community in a Piedmont stream. *Oecologia*, 95: 202-209.
- POPOVICI, I. 1992. Nematodes as indicators of ecosystem disturbance due to pollution. *Studia Universitatis Babeş Bolyai Biologia*, 37(2): 15-27.
- PRAT, N. 1980. Bentos de los embalses españoles. *Oecologia aquatica*, 4: 3-43.
- PROBERT, P.K. 1984. Disturbance, sediment stability, and the trophic structure of soft-bottom communities. *Journal of Marine Research*, 42: 893-921.
- QUINTANA, X.D. 1995a. *Fluctuacions a la maresma dels Aiguamolls de l'Empordà i estructura de la comunitat biològica*. Tesis doctoral. Universitat de Girona. 314 pp.
- QUINTANA, X.D. 1995b. Relaciones entre el peso seco y la longitud en *Aedes*, *Culex* y *Gammarus*. *Limnética* 11 (1): 15-17.
- QUINTANA, X.D. 2002a. Measuring the intensity of disturbance in zooplankton communities of Mediterranean salt marshes using multivariate analysis. *Journal of Plankton Research*, 24: 255-265.
- QUINTANA, X.D. 2002b. Estimation of water circulation in a Mediterranean salt marsh and its relationship with Flooding causes. *Limnética*, 21 (1-2): 25-35.
- QUINTANA, X.D. & MORENO-AMICH, R. 2002. Phytoplankton composition of Empordà salt marshes, Spain and its response to freshwater flux regulation. *Journal of Coastal Research*, 36: 581-590.
- QUINTANA, X.D., MORENO-AMICH, R. & COMÍN, F.A. 1998a. Nutrient and plankton dynamics in a Mediterranean salt marsh dominated by incidents of flooding. Part1: Differential confinement of nutrients. *Journal of Plankton Research*, 20: 2089-2107.
- QUINTANA, X.D., COMÍN, F.A. & MORENO-AMICH, R. 1998b. Nutrient and plankton dynamics in a Mediterranean salt marsh dominated by incidents of flooding. Part2: Response of the zooplankton community to disturbances. *Journal of Plankton Research*, 20: 2109-2127.

Sistema bentònic dels aiguamolls de l'Empordà

- QUINTANA, X.D., SUÑER, LL., TROBAJO, R., GASCÓN, S. & MORENO-AMICH, R. 1999. Nutrientes y renovación del agua en Aiguamolls de l'Empordà (NE de la península Ibérica). Uso potencial de agua residual para la inundación de zonas húmedas. *Limnética*, 16: 49-59.
- RAFFAELLI, D., HALL, S., EMES, C. & MANLY, B. 2000 Constraints on body size distributions: an experimental approach using a small-scale system. *Oecologia*, 122: 389-398.
- RAMSAR CONVENTION BUREAU. 1992. Criteria for identifying wetlands of international importance. A: *Conserving and managing wetlands for invertebrates, Environmental Encounters*, 14: 111-113. Council of Europe, Vaduz.
- RAMSAY, P. M., RUNDLE, S. D., ATTRILL, M. J., UTTLEY, M. G., WILLIAMS, R., ELSMERE, P. S. & ABADA, A. 1997. A rapid method for estimating biomass size spectra of benthic metazoan communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 1716-1724.
- RASMUSSEN, J. B. 1993. Patterns in the size structure of littoral zone macroinvertebrate communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50: 2192-2207.
- RAVERA, O. 2000. The lagoon of Venice: the result of both natural factors and human influence. *Journal of Limnology*, 59 (1): 19-30.
- REAL, M. & PRAT, N. 1991. Changes in the benthos of five spanish reservoirs in the last 15 years. *Verhandlungen / Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 24: 1377-1381.
- REDFIELD, A.C., KETCHUM, B.H. & RICHARDS, F.A. 1963. *The influence of organisms on the composition of seawater*. A: HILL, M.N. (ed.) *The Sea*, 2: 26-77. Interscience. New York.
- RESH, V. H., BROWN, A. W., SHELDON, A. L., WALLACE, J. B., WISSMAR, R. C., COVICH, A. P., GURTZ, M. E., LI, H. W., MINSHALL, G. W. & REICE, S. R. 1988. The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 7: 433-455.
- RIBERA, I., ISART, J. & RÉGIL, J.A. 1994. Coleópteros acuáticos de los estanys de Capmany (Girona): Hydradephaga. *Scientia gerundensis*, 20: 17-34.
- RIEMANN, B. & ERNST, D. 1982. Extraction of chlorophylls *a* and *b* from phytoplankton using standard extraction techniques. *Freshwater Biology*, 12: 217-223.
- RIERA, X. & ABELLA, C. 1989. Limnologia de les llacunes costaneres. Factors físico-químics i biològics de les aigües. p. 337-345. A: SARGATAL, J. & FELIX, J. (eds.) *Els Aiguamolls de l'Empordà. Aspectes ecològics, històrics i socials*. Quaderns dels Indiketes nº 3. 376 pp.
- RIERADEVALL, M. 1991. *Ecologia i producció dels bentos del llac de Banyoles*. Tesi Doctoral. Universitat de Barcelona. 223 pp.
- RODIER, J. (ed.). 1981. *Análisis de las aguas. Aguas naturales, aguas residuales, agua de mar. Química, fisicoquímica, bacteriología, biología*. Omega, Barcelona. 1059 pp.
- RODRÍGUEZ, M.A. & MAGNAN, P. 1993 Community structure of lacustrine macrobenthos: Do taxon-based and size-based approaches yield similar insights? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50: 800-815.
- Ros, J. (ed.). 1979. *Prácticas de Ecología*. Omega, Barcelona. 181 pp.
- ROWAN, K.S. 1989. *Photosynthetic pigments of algae*. Cambridge University Press, Cambridge. 344 pp.
- RUNDLE, S.D., ROBERTSON, A.L. & SCHMID-ARAYA, J.M. (eds.). 2002. *Freshwater Meiofauna: Biology and Ecology*. Backhuys Publishers, Leiden. 369 pp.

- RUTTNER-KOLISKO, A. 1977. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. *Archiv für Hydrobiologie Beiheft Ergebnisse Limnologie*, 8: 71-76.
- SANTOS, P.J.P., CASTEL, J. & SOUZA-SANTOS, L.P. 1996. Seasonal variability of meiofaunal abundance in the oligo-mesohaline area of the Gironde estuary, France. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 43: 549-563.
- SARDA, R. & MARTÍN, D. 1993. populations of Streblospio (Polychaeta: Spionidae) in temperate zones: Demography and production. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, 73: 769-784.
- SARDA, R., FOREMAN, K. & VALIELA, I. 1995. Macroinfauna of Southern new England salt marsh:seasonal dynamics and production. *Marine Biology*, 121: 431-445.
- SARGATAL, J. 1989. El Parc Natural: breu descripció geogràfica. p. 11-18. A: SARGATAL, J. & FÉLIX, J. (eds.) *Els Aiguamolls de l'Empordà. Aspectes ecològics, històrics i socials*. Quaderns dels Indiketes nº 3. 376 pp.
- SARGATAL, J. & FÉLIX, J. (eds.). 1989. *Els Aiguamolls de l'Empordà. Aspectes ecològics, històrics i socials*. Quaderns dels Indiketes nº 3. 376 pp.
- SCHNEIDER, D.W. 1999. Influence of Hydroperiod on Invertebrate Community Structure. p. 299-318. A: BATZER, D., RADER, R.B. & WISSINGER, S.A. (eds.) *Invertebrates in Freshwater Wetlands of North America*. John Wiley & Sons, New York. 1100 pp.
- SCHNEIDER, D.W. & FROST, T.M. 1996. Habitat duration and community structure in temporary ponds. *Journal of the North American Benthological Society*, 15 (1): 64-86.
- SCHWINGHAMER, P. 1981. Charactersitic size distributions of integral benthic communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38: 1255-1263.
- SCHWINGHAMER, P. 1988 Influence of pollution along a natural gradient and in a mesocosm experiment on sediment microbial numbers and biomass. *Marine Ecology Progress Series*, 46: 193-197.
- SEBER, G.A.F. 1982. *The estimation of animal abundance and related parametres*. Charles Griffin & Company Ltd., London. 654 pp.
- SERRA, J., VERDAGUER, A., JULIA, R. & MARQUÈS, M.A. 1994. Caracterització geològica dels aiguamolls de la badia de Roses. p.21-68 A: GOSÁLBEZ, J., SERRA, J. & VELASCO, E. (eds.) *Els sistemes naturals dels Aiguamolls de l'Empordà*. Treballs de la I.C.H.N., Barcelona, 13: 478 pp.
- SERRANO, L., BURGOS, M.D., DÍAZ-ESPEJO, A. & TOJA, J. 1999. Phosphorus inputs to wetlands following storm events after drought. *Wetlands*, 9 (2): 318-326.
- SHIEL, R.J. & KOSTE, W. 1992. Rotifera from Australian Inland Waters. VIII. Trichocercidae (Rotifera: Monogononta). *Transactions of the Royal Society of South Australia*, 116 (1): 1-27.
- SHIEL, R.J. & KOSTE, W. 1993. Rotifera from Australian Inland Waters. IX. Gastropodidae, Synchaetidae, Asplanchnidae (Rotifera: Monogononta). *Transactions of the Royal Society of South Australia*, 117 (3): 111-139.
- SILVERT, W. 1983. Amplification of environmental fluctuations by marine ecosystems. A: Laserre, P. & Postma, H. (eds.) *Coastal lagoons. Oceanologica Acta, Special Volume*, 183-186 pp.
- SIMBOURA, N., NICOLAIDOU, A. & THESSALOU-LEGAKI, M. 2000. Polychaete communities of Greece: an ecological overview. *Marine Ecology*, 21: 129-144.

Sistema bentònic dels aiguamolls de l'Empordà

- SLOMP, C.P., MALSCHAERT, J.F.P. & RAAPHORST, W. VAN. 1998. The role of adsorption in sediment-water exchange of phosphate in North Sea continental margin sediments. *Limnology and Oceanography*, 43 (5): 832-846.
- SMIT, H., HEEL, E.D. VAN & WIERSMA, S. 1993. Biovolume as a tool in biomass determination of Oligochaeta and Chironomidae. *Freshwater Biology*, 29: 37-46.
- SMOCK, L.A. 1980. Relationships between body size and biomass of aquatic insects. *Freshwater Biology*, 10: 375-383.
- SMOL, N., WILLEMS, K.A., GOVAERE, J.C.R. & SANDEE, A.J.J. 1994. Composition, distribution and biomass of meiobenthos in the Oosterschelde estuary (SW Netherlands). *Hydrobiologia*, 282/283: 197-217.
- SOETAERT, K., VINCX, M., WITTOECK, J. & TULKENS, M. 1995. Meiobenthic distribution and nematode community structure in five European estuaries. *Hydrobiologia*, 311: 185-206.
- SOLÓRZANO, L. 1969. Determination of ammonia in natural waters by the phenylhypochlorite method. *Limnology and Oceanography*, 14: 799-801.
- SOMMER, U., PADISÁK, J., REYNOLDS, C. S. & JUHÁSZ-NAGY, P. 1993. Hutchinson's heritage: the diversity-disturbance relationship in phytoplankton. *Hydrobiologia*, 249: 1-7.
- SOUSA, W.P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15: 353-391.
- SOUSA, W.P. 2001. Natural Disturbance and the Dynamics of Marine benthic Communities. p. 85-130. A: BERTNESS, M.D., GAINES, S.D. & HAY, M.E. (eds.) *Marine Community Ecology*. Sinauer Associates. Sunderland, Massachusetts. 550 pp.
- STRAYER, D. L. 1991. Perspectives on the size structure of lacustrine zoobenthos, it causes, and its consequences. *Journal of the North American Benthological Society*, 10: 210-221.
- STRICKLAND, J.D. & PARSONS, T.R. 1965. *A manual of seawater analysis*. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada, 125: 1-185.
- SUNDARESHWAR, P.V. & MORRIS, J.T. 1999. Phosphorus sorption characteristics of intertidal marsh sediments along an estuarine salinity gradient *Limnology and Oceanography*, 44 (7): 1693-1701.
- TACHET, H. RICHOUX, P., BOURNAUD, M. & USSECLIO-POLATERA, P. 2000. *Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie*. CNRS Éditions, Paris. 587 pp.
- TAGLIAPIETRA, D., PAVAN, M., WAGNER, C. 1998. Macrobenthic Community Changes related to Eutrophication in Palude della Rosa (Venetian lagoon, Italy). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 47: 217-226.
- TALLEY, T.S. & LEVIN, L.A. 1999. Macrofaunal succession and community structure in Salicornia marshes of southern California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 49: 713-731.
- TALLING, J.F. & DRIVER, D. 1963. Some problems in the estimation of chlorophyll a in phytoplankton. A: *Proceedings of the Conference on Primary Productivity Measurement, Marine and Freshwater*. Doty, M.S. (ed.) Univ. Hawaii, USA Atomic Energy Commission, Division of Technical Information TID-7633. 142-146 pp.
- TER BRAAK, C.J.F. & ŠMILAUER, P. 1998. *CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4)*. Microcomputer Power. Ithaca, New York, 352 pp.

- TERZIAN, E. 1979. *Ecologie des mares temporaires de l'isoetion dans la Crau et l'Esterel (France)*. Tesi Doctoral. Universite de droit d'economie et des sciences d'aix-Marseille. 198 pp.
- TERRIAULT, T.W. 2002. Temporal patterns of diversity, abundance and evenness for invertebrate communities from coastal freshwater and brackish water rock pools. *Aquatic Ecology*, 36: 529-540.
- THOMPSON, R.M. & TOWNSEND, C.R. 2000. Is resolution the solution?: the effect of taxonomic resolution on the calculated properties of three stream food webs. *Freshwater Biology*, 44: 413-422.
- TIETJEN, J.H. 1969. The ecology of shallow water meiofauna in two New England estuaries. *Oecologia*, 2: 251-291.
- TIMMS, B.V. 1993. Saline lakes of the Paroo, inland New South Wales, Australia. *Hydrobiologia*, 267: 269-289.
- TOURENO, J.-N. 1976. Recherches Écologiques sur les Chironomides (Diptera) de Camargue. I. Étude Faunistique et Biogéographique. *Annales de Limnologie*, 12 (1): 17-74.
- TRAUNSPURGER, W. 2002. Nematoda. p. 63-104. A: RUNDLE, S.D., ROBERTSON, A.L. & SCHMID-ARAYA, J.M. (eds.) *Freshwater meiofauna. Biology and Ecology*. Backhuys Publishers, Leiden. 369 pp.
- TROBAJO, R. 2003. *Ecological analysis of periphytic diatoms in Mediterranean coastal wetlands (Empordà wetlands, NE Spain)*. Tesi Doctoral. Universitat de Girona. 300 pp. Provisional
- TROBAJO, R., QUINTANA, X.D. & MORENO-AMICH, R. 2002. Model of alternative predominance of phytoplankton-periphyton-macrophytes in lentic waters of Mediterranean coastal wetlands. *Archiv für Hydrobiologie*, 154 (1): 19-40.
- TURNER, M.G., BAKER, W.L. PETERSON, C.J. & PEET, R.K. 1998. Factors Influencing Succession: Lessons from Large, Infrequent Natural Disturbances. *Ecosystems*, 1: 511-523.
- VALIELA, I. 1995. *Marine Ecological Processes*. Springer-Verlag, New York. 686 pp.
- VALIELA, I. TEAL, J.M., VOLKMAN, S., SHAFER, D. & CARPENTER, E.J. 1978. Nutrient and particulate fluxes in a salt marsh ecosystem: Tidal exchanges and inputs by precipitation and groundwater. *Limnology and Oceanography*, 23 (4): 798-812.
- VERHOEVEN, J. T. A. 1975. *Ruppia*-communities in the Camargue, France. Distribution and structure in relation to salinity and salinity fluctuations. *Aquatic Botany*, 1: 217-241.
- VICTOR, R. & VICTOR, J.R. 1997. Some aspects of the ecology of littoral invertebrates in a coastal lagoon of southern Oman. *Journal of Arid Environments*, 37: 33-44.
- VIDAL, M., ROMERO, J. & CAMP, J. 1989. Sediment-water nutrient fluxes: preliminary results of in situ measurements in Alfaques bay, Ebro River Delta. *Scientia Marina*, 53 (2-3): 505-511.
- VIDONDO, B., PRAIRIE, Y.T., BLANCO, J.M. & DUARTE, C.M. 1997. Some aspects of the analysis of size spectra in aquatic ecology. *Limnology and Oceanography*, 42 (1): 184-192.
- VOPEL, K., DEHMLow, J. & ARLT, G. 1996. Vertical distribution of *Cletocamptus confluens* (Copepoda, harpacticoida) in relation to oxygen and sulphide microprofiles of a brackish water sulphuretum. *Marine Ecology Progress Series*, 141: 129-137.
- WARWICK, R.M. & PRICE, R. 1979. Ecological and metabolic studies on free-living nematodes from an estuarine mud-flat. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 9: 257-271.

Sistema bentònic dels aiguamolls de l'Empordà

- WARWICK, R.M., CARR, M.R., CLARKE, K.R., GEE, J.M. & GREEN, R.H. 1988. A mesocosm experiment on the effects of hydrocarbon and copper pollution on a sublittoral soft-sediment meiobenthic community. *Marine Ecology Progress Series*, 46: 181-191.
- WARWICK, R.M., PLATT, H.M. & SOMERFIELD, P.J. 1998. Free living marine nematodes Part III. A: KERMACK, D.M. & BARNES, R.S.K. (eds.) *Synopses of the British Fauna (New Series)*, 53: 296 pp.
- WATTS, C. J. 2000. Seasonal phosphorus release from exposed, re-inundated littoral sediments of two Australian reservoirs. *Hydrobiologia*, 431: 27-39.
- WEFER, G. & LUTZE, G.F. 1976. Benthic foraminifera biomass production in the Western Baltic. *Kieler Meeresforschungen*, 3 (suppl.): 76-81.
- WELLBORN, G.A., SKELLY, D.K. & WERNER, E.E. 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 27: 337-363.
- WESTON, D.P. 1990. Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organic enrichment gradient. *Marine Ecology Progress Series*, 61: 233-244.
- WETZEL, R.G. 2001. *Limnology. Lake and River Ecosystem*. Academy Press, San Diego. 1006 pp.
- WHITE, D.C. 1985. Lowland hardwood wetland invertebrate community and production in Missouri. *Archiv für Hydrobiologie*, 103 (4): 509-533.
- WIDDICOMBE, S. & AUSTEN, M.C. 2001. The interaction between physical disturbance and organic enrichment: An important element in structuring benthic communities. *Limnology and Oceanography*, 46 (7): 1720-1733.
- WIEDERHOLM, T. (ed.). 1983. Chironomidae of the holartic region: Keys and diagnoses. Part 1 Larvae. *Entomologica Scandinavica*, supplement 19: 457 pp.
- WIEDERHOLM, T. (ed.). 1986. Chironomidae of the holartic region: Keys and diagnoses. Part 2 Pupae. *Entomologica Scandinavica*, supplement 28: 482 pp.
- WIESER, W. 1956. *Free-living marine nematodes III. Axonolaimoidea and Monhysteroidea*. A: Reports of the Lund University Chile Expedition 1948-49, 26. Lunds Universitets Årsskrift. 52. 115 pp.
- WIESER, W. 1960. Benthic studies in Buzzards Bay II. The meiofauna. *Limnology and Oceanography*, 5: 121-137.
- WIGGINS, G.B., MACKLAY, R.J. & SMITH, I.M. 1980. Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools. *Archiv für Hydrobiologie supplement*, 58 (1/2): 97-206.
- WILLIAMS, D.D. 1987. *The ecology of temporary waters*. Timber Press, Portland. 205 pp.
- WINIWARTER, P. & CEMPEL, C. 1992. Life symptoms: the behaviour of open systems with limited energy dissipation capacity and evolution. *Systems Research*, 9: 9-34.
- WISSINGER, S.A. 1999. Ecology of Wetland Invertebrates: Synthesis and Applications for Conservation and Management. p. 1043-1086. A: BATZER, D., RADER, R.B. & WISSINGER, S.A. (eds.) *Invertebrates in Freshwater Wetlands of North America*. John Wiley & Sons, New York. 1100 pp.
- WISSINGER, S.A. & GALLAGHER, L.J. 1999. Modes of Colonization and Succession after Drought. p. 333-362. A: BATZER, D., RADER, R.B. & WISSINGER, S.A. (eds.) *Invertebrates in Freshwater Wetlands of North America*. John Wiley & Sons, New York. 1100 pp.
- WU, J. & LIANG, Y. 1999. A comparative study of benthic nematodes in two Chinese lakes with contrasting sources of primary production. *Hydrobiologia*, 411: 31-37.

- WÜRDIG, N.L., ALBERTONI, E., OZORIO, C.P., WIEDENBURG, S. & RODRIGUES, G. 1998. The influence of environmental parameters in the structure of the benthic community in coastal lakes and lagoons of Rio Grande do Sul, Brazil. *Verhandlungen / Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 26: 1514-1517.
- ZAJAC, R.N., WHITLATCH, R.B. & THRUSH, S.F. 1998. Recolonization and succession in soft-sediment infaunal communities: the spatial scale of controlling factors. *Hydrobiologia*, 375/376: 227-240.
- ZIMMER, K.D., HANSON, M.A., BUTLER, M.G. & DUFFY, W.G. 2001 Size distribution of aquatic invertebrates in two prairie wetlands, with and without fish, with implications for community production. *Freshwater Biology*, 46: 1373-1386.
- ZISER, S.W. 1978. Seasonal variations in water chemistry and diversity of the phytophilic macroinvertebrates of three swamp communities in sotheastern Louisiana. *The Southwestern Naturalist*, 23 (4): 545-562.
- ZULLINI, A. 1982. *Nematodi (Nematoda)*. A: RUFFO, S. (ed.) *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*, 17. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Verona. 116 pp.

APÈNDIX I

Abundància dels tàxons en situació d'inundació, estabilitat i assecatge

Abundància en nombre d'individus (nº ind · 10 cm⁻²)

	TAMARIU		CONNECTADA		LITORAL		MUNTANYETA		ROGERA	
	28.01.98	25.03.98	28.01.98	25.03.98	28.01.98	25.03.98	28.01.98	25.03.98	28.01.98	25.03.98
F. Sarcomastigophora (Cl. Granuloreticulosae)	1638.42	0.00	13.65	68.11	0.00	0.00	0.00	0.00	446.56	325.33
<i>Chetophora</i> spp.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	22.75	173
<i>Turbellaria</i> spp.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	16.71	7.82
F. Plathelmintha (Cl. Turbellaria)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
F. Nematelminthes	0.00	0.00	0.00	1.88	18.83	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Nematoda indeterminat										
O. Monystherida	0.36	0.00	18.06	20.20	5.87	4.07	8.98	16.49	0.00	2.79
<i>Diplozelmella</i>	0.00	0.00	21.32	13.91	6.79	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Eumonystera</i>	0.36	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Monystera</i>	8.31	3.31	691.69	322.90	300.20	158.64	67.33	539.35	140.53	5.14
<i>Monystera</i> sp1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Thalessomonystera</i>	0.00	0.00	482.36	252.19	21.00	0.00	0.00	415.75	1.95	0.00
<i>Daptonema</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	5.87	0.00	0.00	536.3	0.00	0.00
<i>Theristus</i>	0.00	0.85	9.03	6.73	0.00	52.88	172.98	78.23	0.00	0.98
<i>Sphaerodalmus</i>	4.36	6.61	13.68	6.51	26.93	4.07	3.37	0.00	16.03	36.84
<i>Terschellingia</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	223.73	1.12	0.00	34.99	29.04
O. Chromadorida	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.32	10.02
<i>Camachoilinus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	30.01	39.37
<i>Lepidolaimus</i>	0.85	0.55	9.03	0.00	0.00	8.14	23.59	341.49	0.00	0.00
<i>Hillebrandia</i>	1.25	36.91	62.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	238.53	202.05
<i>Dichromadora</i>	0.00	0.00	33.60	101.44	863.95	0.00	0.00	0.00	0.00	3.15
<i>Ptychoilaimellus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Sphaerolaimella</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Paracanthionchus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	26.74	67.38
<i>Calamicroilaimus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	63.82	72.79
O. Eneplida	0.36	0.55	0.00	0.00	0.00	12.20	1.12	0.00	161.54	139.81
<i>Anaplostoma</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.28	2.79
<i>Helicilaimus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Litulinum</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Oxyostoma</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Adoncholaimus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Tiscasia</i>	0.36	0.00	1.31	0.00	9.27	0.00	1.27	0.00	4.84	44.38
<i>Triploides</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	217.13	236.31
<i>Triploia</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	68.08	42.15
O. Dorylaimida	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	9.35
Mononchiidae indeterminat										
Dorylaimidae indeterminat										
O. Rhabditida	0.00	0.00	9.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Rhabditis</i>	0.36	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Acroboloides</i>	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Diplogaster</i>	0.00	0.00	3.26	0.00	0.00	0.00	0.00	1.96	0.00	0.00
<i>Fictor</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
O. Tylenchida	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Meloidogyne</i>										
O. Aphelenchida	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Sethura</i>										
F. Rotifera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Belleoidea indeterminat										
<i>Notolca</i> sp.	0.00	0.00	0.47	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Keratella</i> sp.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Lecane</i> sp1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.24
<i>Lecane</i> sp2	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Cephalodella</i> sp.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Synchaeta</i> sp.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Trichota pacillum</i>	0.00	0.00	0.00	0.24	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
F. Mollusca	0.47	6.61	4.94	0.00	0.94	0.00	1.65	1.18	22.85	40.81
<i>Hydrbia acuta</i>										
F. Annelida	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Cl. Polychaeta	0.00	0.00	1.18	0.00	0.00	0.00	1.65	0.71	12.69	5.65
<i>Nereis diversicolor</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.05	3.06
<i>Streblospio shrubsolei</i>										
Cl. Oligochaeta	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Pararais</i> sp.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.24	1.18
Tubificidae indeterminat										
Enchytraeidae indeterminat										

Abundància en biomassa (µg · 10 cm³)

	TAMARIU		CONNECTADA		LITORAL		MUNTANYETA		ROGERA	
	28.01.98	10.06.98	28.01.98	10.06.98	28.01.98	10.06.98	28.01.98	10.06.98	28.01.98	10.06.98
	25.03.98	0.00	25.03.98	0.00	25.03.98	0.00	25.03.98	0.00	25.03.98	0.00
F. Sarcosagittophora (Cl. Gramuloreticulosea)	126.41	0.00	20.83	88.05	0.00	0.00	0.00	0.00	567.89	473.92
<i>F. Plathmiatmba (Cl. Turbellaria)</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1902.67	0.15
<i>Chalybena</i> spp.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3435.07	477.12
<i>Turbellaria</i> spp.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
F. Nemathelminthes	0.00	0.00	0.00	1.49	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Nematoda</i> indeterminat	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
O. Monystherida	105.98	0.00	0.63	0.61	0.04	0.42	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Diploamela</i>	0.00	0.00	1.36	0.98	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Emonysthera</i>	96.07	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Monysthera</i>	985.19	0.19	15.60	7.00	3.05	2.57	4.91	0.17	0.13	0.00
<i>Monystrella</i>	0.00	0.95	47.36	17.15	0.00	0.00	37.62	1.42	2.09	0.00
<i>Thaassomonystera</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	64.70	0.00	28.89	9.26
<i>Daptonema</i>	0.00	0.24	0.00	0.63	0.00	0.00	60.52	0.00	18.03	40.07
<i>Tharsius</i>	3199.87	2.75	8.03	1.01	1.95	7.38	0.00	0.00	27.08	64.93
<i>Sphaerolaimus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	61.46	2.16	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Tarschellingia</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
O. Chromadorida	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.39	9.52
<i>Camacrolaimus</i>	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	4.44	5.97
<i>Leprolaimus</i>	215.66	0.05	0.08	0.54	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Heliolictus</i>	1684.37	15.81	26.19	10.96	3.54	8.45	128.43	0.00	272.27	171.12
<i>Dichromadora</i>	0.00	0.00	0.00	5.77	29.34	116.06	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Psycholaimellus</i>	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Spirophorella</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Paracanthocheilus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	27.85	41.46
<i>Calomicrolaimus</i>	179.12	0.39	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	12.67	19.57
O. Enopliida	0.00	0.00	0.00	0.00	3.54	0.26	0.00	0.00	110.39	64.61
<i>Anoplostoma</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.30	0.11
<i>Haliolaimus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Litimus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Oxystoma</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Adicrolaimus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Viscosa</i>	1432.93	0.00	0.35	0.00	0.00	1.68	0.00	0.00	183.07	104.11
<i>Triplolides</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	193.14	198.05
<i>Tipula</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	64.47	25.79
O. Dorylaimida	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Mononchidae</i> indeterminat	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Dorylaimidae</i> indeterminat	0.00	0.00	0.16	5.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.52	0.07
O. Rhabditida	526.09	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Rhabditis</i>	3.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Acroboloides</i>	0.00	0.00	0.05	0.13	0.00	0.00	0.00	0.47	0.00	0.00
<i>Diplogaster</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Fictor</i>	0.00	0.00	0.16	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
O. Tylenchida	1.70	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Meloidogyne</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
O. Aphelenchida	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Seituna</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
F. Rotifera	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Bdelloidea</i> indeterminat	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Nachka</i> sp.	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00	0.00
<i>Keratella</i> sp.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Lecane</i> sp1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Lecane</i> sp2	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Cephalodella</i> sp.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Syrchaeta</i> sp.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Trichota poecilum</i>	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
F. Meiulusca	51.96	1239.67	2473.85	0.00	0.00	2004.64	88.77	0.00	4739.60	1988.07
<i>Hydrobia acuta</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
F. Annelida	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Cl. Polychaeta	0.00	0.00	349.88	0.00	0.00	261.30	4785.80	0.00	1331.68	6163.83
<i>Nereis diversicolor</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	152.91	229.06
<i>Streblospio strabusoli</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Cl. Oligochaeta	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	31084.30	655.97
<i>Piransia</i> sp.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Tubificidae</i> indeterminat	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	61.70
<i>Enchytraeidae</i> indeterminat	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.20

Abundància en biomassa ($\mu\text{g} \cdot 10 \text{ cm}^2$)

	TAMARIU		CONNECTADA		LITORAL		MUNTANYETA		ROGERA	
	28.01.98	10.06.98	28.01.98	25.03.98	10.06.98	28.01.98	25.03.98	10.06.98	28.01.98	10.06.98
F. Anthropoda										
Cl. Branchiopa										
Cl. Branchiopa (fam. Halacartidae)										
<i>Daphnia pulex</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,51	0,00
<i>Daphnia pulex</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	18,75	0,00	0,00
<i>Simocapulus sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	115,90	0,00	0,00
<i>Simocapulus reticulatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,51	0,00	0,00
<i>Simocapulus spinosus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	14,29	0,00	0,00
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,43	0,00	0,00
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,63	0,00	0,00
<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,73	0,00	0,00
<i>Eurytemora</i> indeterminat	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00
<i>Chironomus spiniferus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,75	0,00	0,00
<i>Alona</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,72	0,00	0,00
<i>Tetrasiphonia ambigua</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,97	0,00	0,00
Cl. Ostracoda										
<i>Ilyocypris gibba</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	29,35	0,00	0,00
<i>Ilyocypris virens</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,06	0,00	0,00
<i>Cypridopsis</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,76	0,00	0,00
<i>Cypridopsis torosa</i>	7,52	19,59	1043,92	77,03	145,22	293,49	6492,60	3639,14	4169,06	3153,50
<i>Luxacocina elliptica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	544,37	289,39
Cl. Coepoda										
<i>Calanipeda aquae-dulcis</i>	0,00	0,00	0,00	3,47	0,00	0,00	13,86	0,00	0,00	0,00
<i>Acartia bilineata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,68	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Eurytemora velox</i>	107,47	0,00	0,00	69,83	107,3	0,00	7,18	13,53	0,00	0,00
<i>Halicyclops magnipalps</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00
<i>Halicyclops rotundipalps</i>	0,23	1,19	24,78	27,65	27,35	7,10	0,42	5,96	37,87	0,00
<i>Acanthocyclops americanus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	17,70	0,00
<i>Acanthocyclops sp1</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	16,97	0,00
<i>Acanthocyclops sp2</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Diacyclops bispinosus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,37	0,00	0,00	0,00
<i>Diacyclops thomasi</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Diacyclops oregonensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Thamnocyclus sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Harpacticoid</i> indeterminat	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Canthocamptus</i>	239,55	154,30	704,71	0,12	0,61	308,79	0,00	171,83	69,92	33,70
<i>Mitaka decurtata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,72	0,70
<i>Mitaka spinipes</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Eurytemora minus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,46	0,00	0,00	0,00
<i>Mesocricus rapieris</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Mesocricus confusus</i>	0,00	0,00	0,00	2,33	1,43	0,00	0,37	0,00	0,00	0,00
<i>Cleocamptus confusus</i>	558,93	99,15	47,63	282,96	307,82	14,87	228,36	1514,65	0,94	0,31
<i>Paronychia minus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,80	12,06
O. Amphipoda										
<i>Corophium orientale</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3684,31	2665,90
<i>Gammarus aequicauda</i>	0,00	2487,85	0,00	1603,98	668,06	0,00	2996,61	0,00	0,00	0,00
O. Isopoda										
<i>Lekanesphaera hookeri</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	41,18
Supercl. Insecta										
O. Diptera										
<i>Gullicoides</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00
<i>Procladius</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	32,57	0,00
<i>Halobellus varians</i>	0,00	0,00	1,89	0,00	0,00	0,00	252,69	0,00	0,00	0,00
<i>Chironomus plumosus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	492,18	0,00
<i>Chironomus salinarum</i>	0,00	25,93	7691,01	0,00	7,17	3286,52	3465,01	0,00	352,20	0,00
<i>Chironomus semirudectus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	105,15	0,00
<i>Chironomus thummi</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,37	0,00	0,00
<i>Chironomus</i> indeterminat	0,00	0,00	0,00	172,78	0,00	9,10	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Scatella</i> sp1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

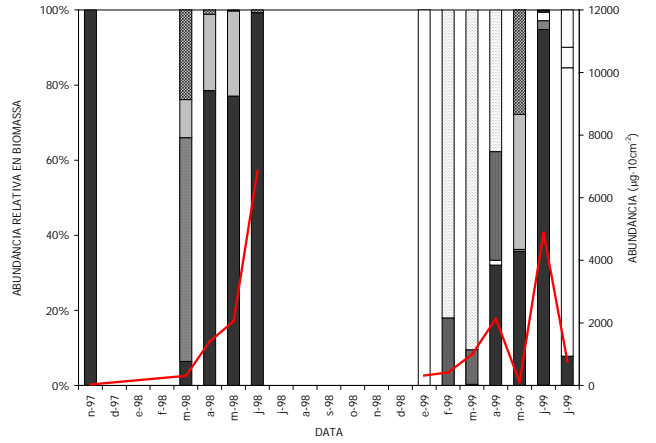
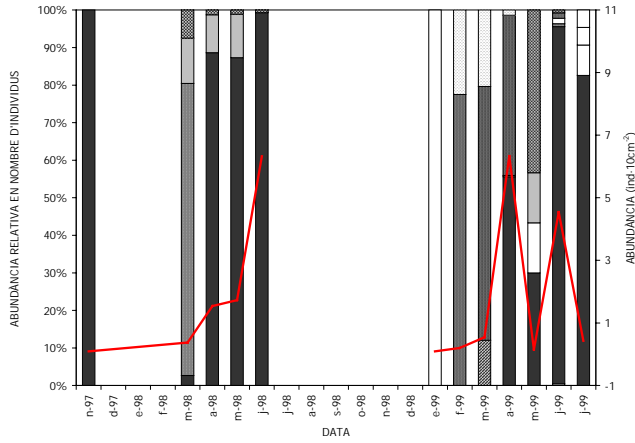
APÈNDIX II

Abundància dels tàxons de macroinvertebrats (> 1 mm) amb ocurrència superior al 5% en cada dia de mostreig

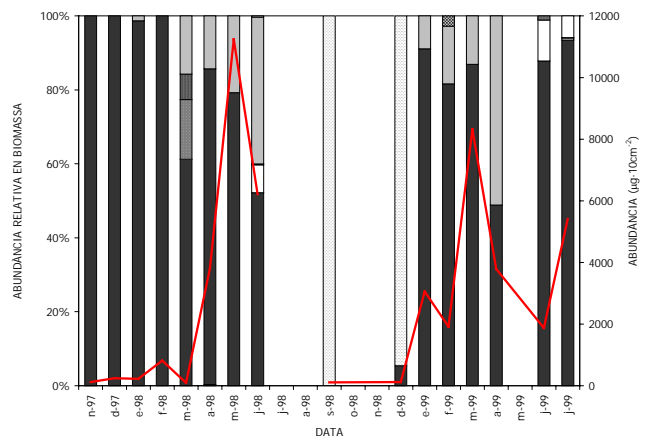
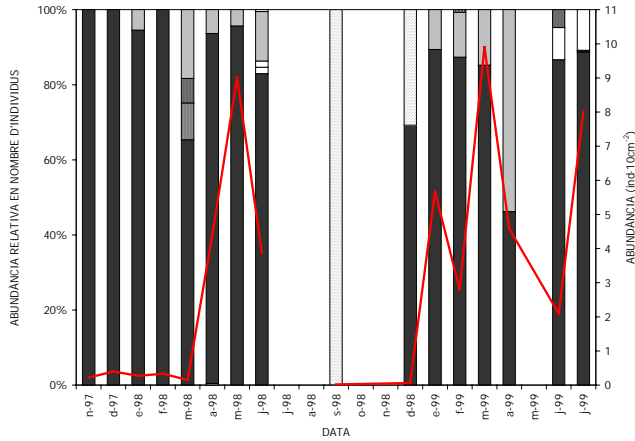
NOMBRE D'INDIVIDUS

BIOMASSA

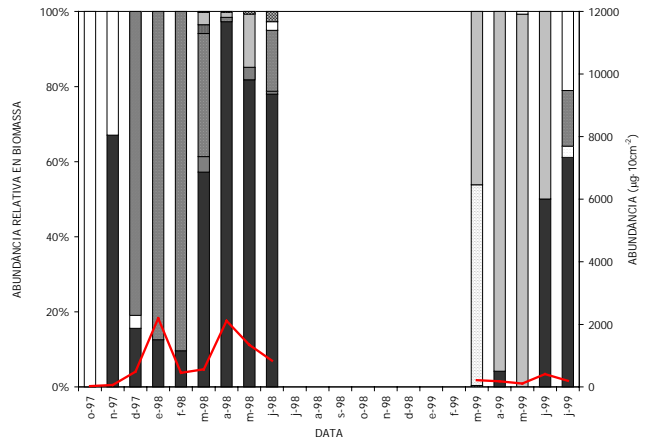
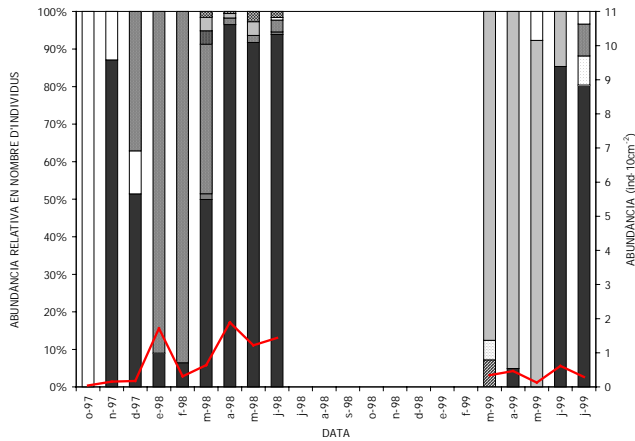
TAMARIU



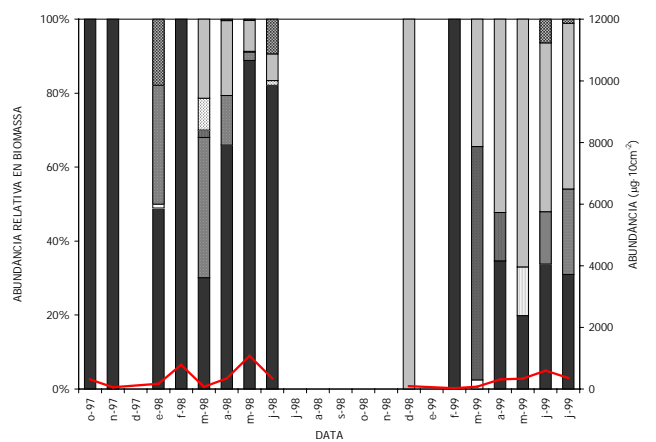
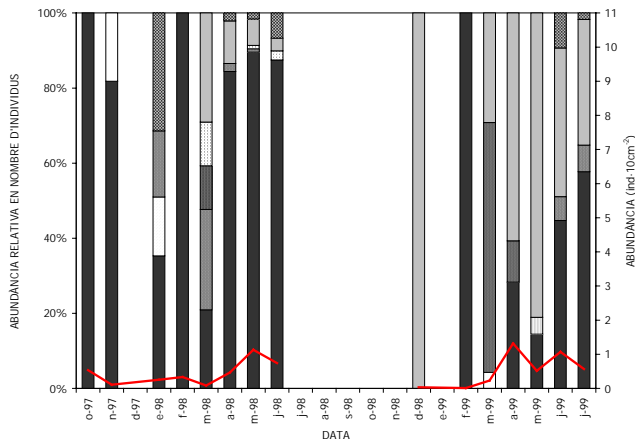
LITORAL



CONNECTADA



TÚRIES



- Chironomus* gr. *halophilus*
- Chloropidae indeterminat
- Gammarus aequicauda*
- Nereis diversicolor*
- Hydroporus planus*
- Chironomus salinarius*
- Culicoides* sp.
- Lekanospha hookeri*
- Streblospio shrubsolii*
- Taxons amb menys d'un 5% d'ocurrència a la maresma
- Halocladus varians*
- Corophium orientale*
- Paranais* sp.
- Hydrobia acuta*

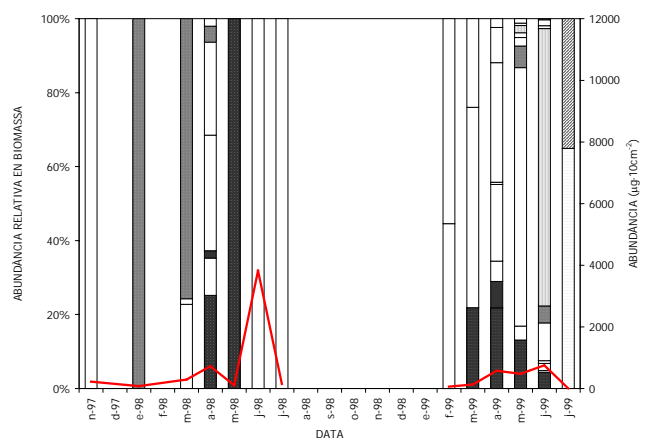
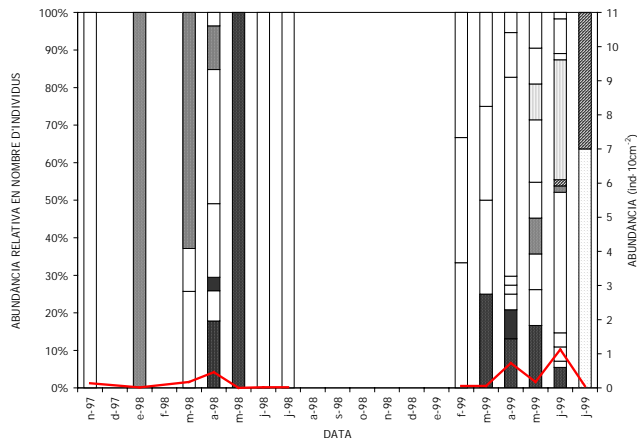
— Abundància en 10 cm²

Sistema bentònic dels aiguamolls de l'Empordà

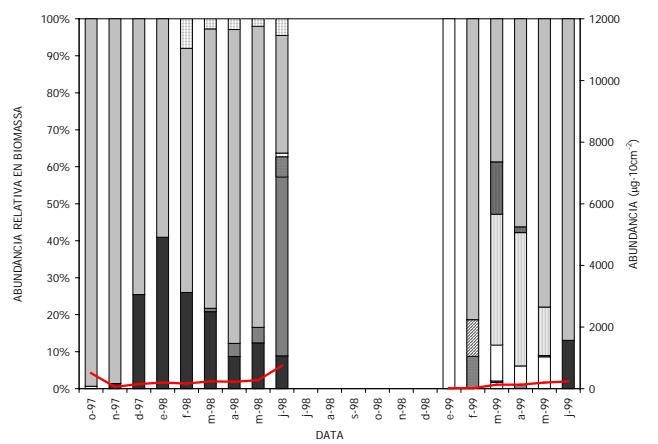
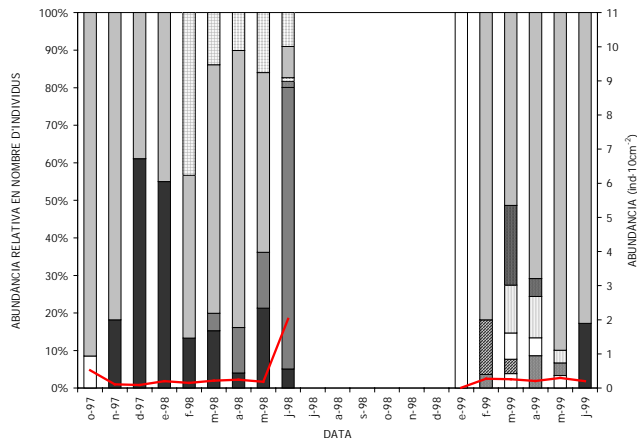
NOMBRE D'INDIVIDUS

BIOMASSA

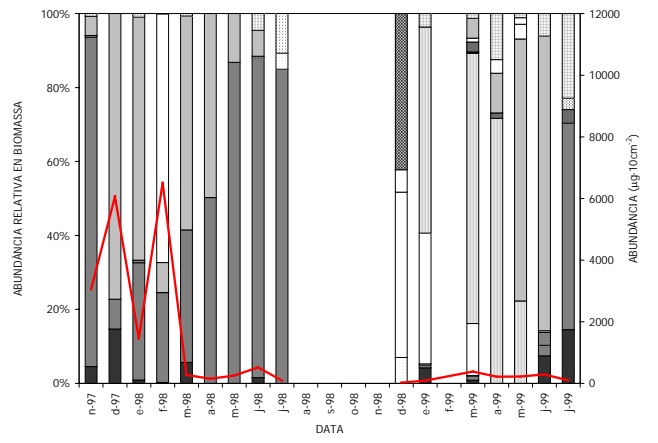
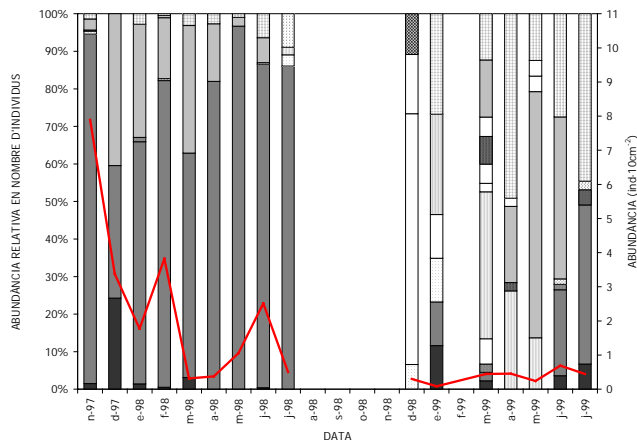
MUNTANYETA



RIERETA



ROGERA



- Chironomus* gr. *halophilus*
 - Chloropidae indeterminat
 - Gammarus aequicauda*
 - Nereis diversicolor*
 - Hydroporus planus*
 - Chironomus salinarius*
 - Culicoides* sp.
 - Lekanospha hookeri*
 - Streblospio shrubsolii*
 - Tàxons amb menys d'un 5% d'ocurrència a la maresma
 - Halocladius varians*
 - Corophium orientale*
 - Paranis* sp.
 - Hydrobia acuta*
- Abundància en 10 cm²

**CATÀLEG VISUAL DELS NEMATODES DE LA
RESERVA DE "LES LLAUNES" DELS
AIGUAMOLLS DE L'EMPORDÀ**

Part I: Classe SECERNENTEA

Part II: Classe ADENOPHOREA
Ordre Monhysterida
Ordre Chromadorida

Part III: Classe ADENOPHOREA
Ordre Enoplida
Ordre Dorylaimida

**CATÀLEG VISUAL DELS NEMATODES DE LA
RESERVA DE "LES LLAUNES" DELS
AIGUAMOLLS DE L'EMPORDÀ**

Part I: Classe SECERNENTEA

Fílum NEMATHELMINTHES

Classe SECERNENTEA

Ordre Rhabditida

Família Rhabditidae

Rhabditis

Família Cephalobidae

Acrobelloides

Família Diplogasteridae

Diplogaster

Família Neologasteridae

Fictor

Ordre Tylenchida

Família Dolichodoridae

Dolichodoridae indeterminat

Família Meloidogynidae

Meloidogyne

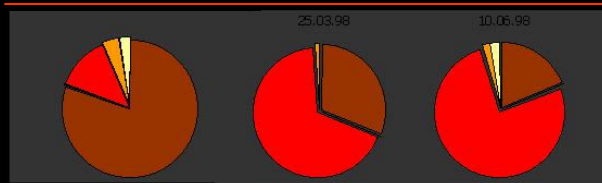
Ordre Aphelenchida

Família Aphelenchoididae

Seinura

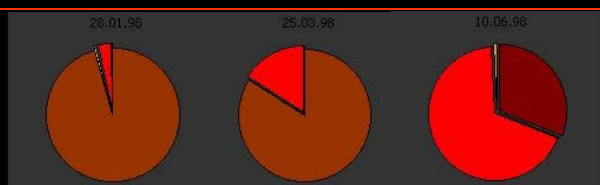
ELS AIGUAMOLLS DE L'EMPORDÀ, RESERVA INTEGRAL DE "LES LLAUNES"

TAMARIU



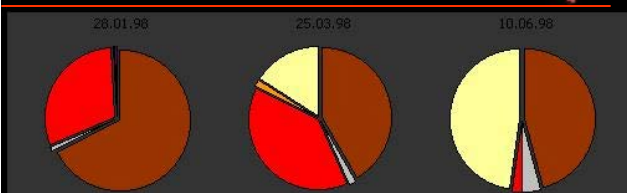
Gener Març Juny

CONNECTADA



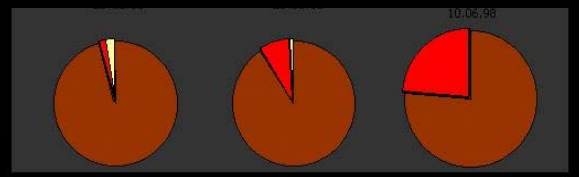
Gener Març Juny

MUNTANYETA



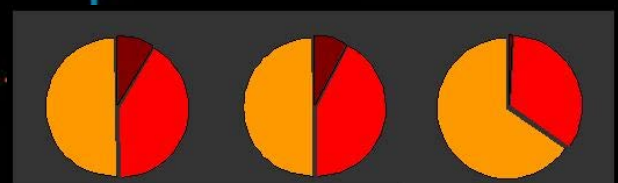
Gener Març Juny

Gener Març Juny



LITORAL

ROGERA



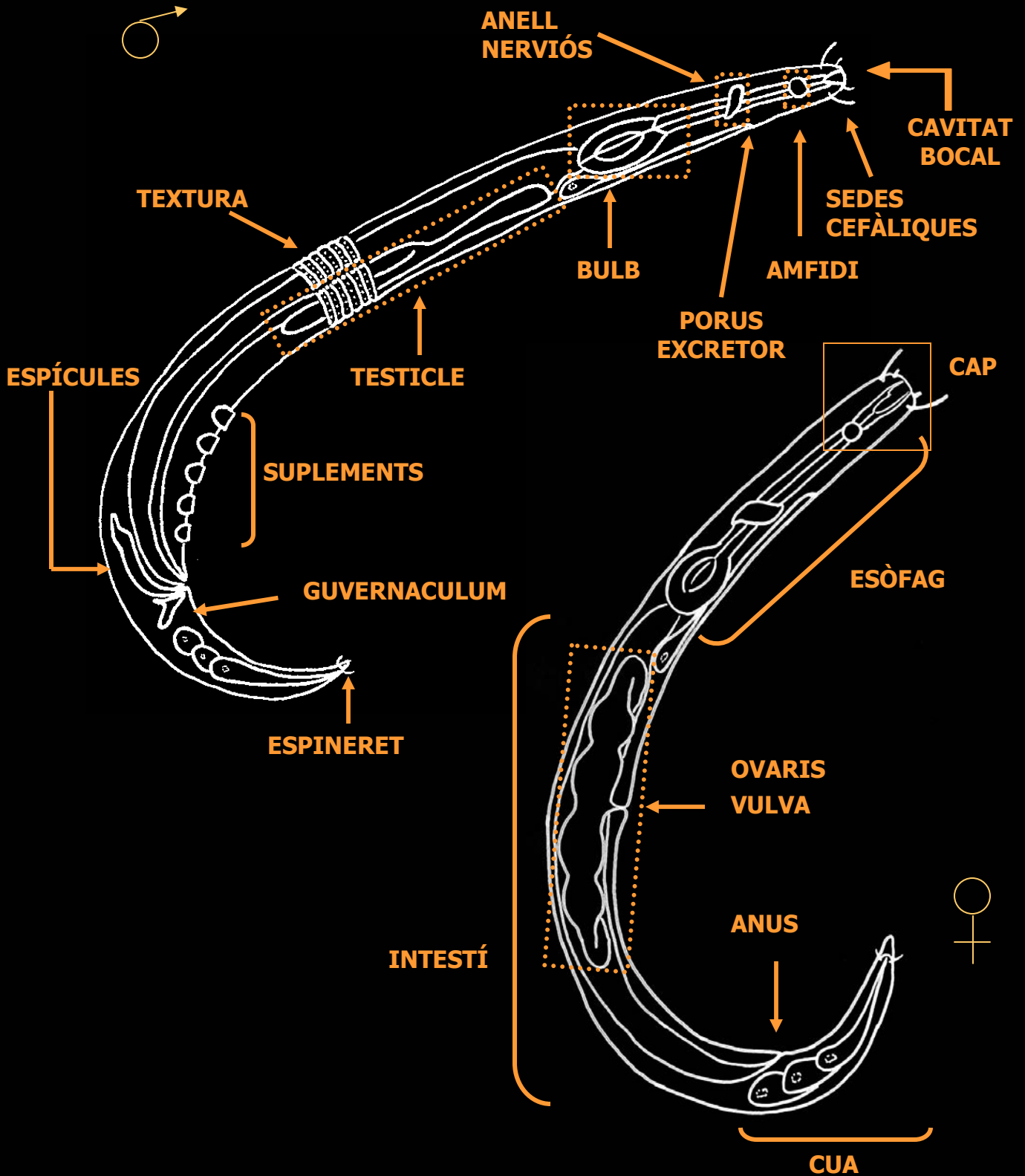
Gener Març Juny



Importància relativa (nombre d'individus) dels diferents ordres de nematodes

MORFOLOGIA GENERAL DELS NEMATODES

Esquema modificat a partir de Platt & Warwick (1983)



Ordre Rhabditida

Família Rhabditidae

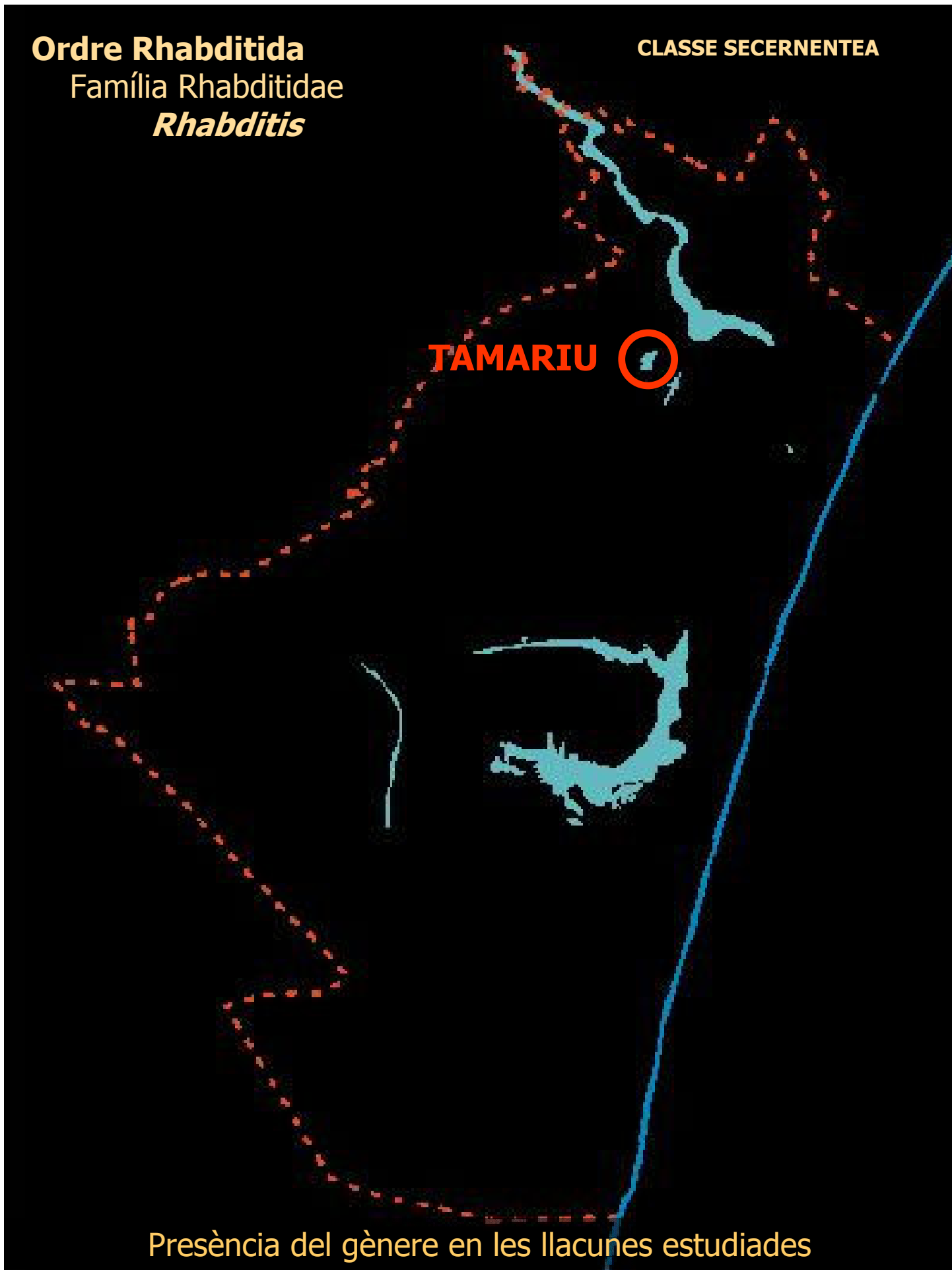
Rhabditis

Ordre Rhabditida
Família Rhabditidae
Rhabditis

CLASSE SECERNENTEA

TAMARIU 

Presència del gènere en les llacunes estudiades



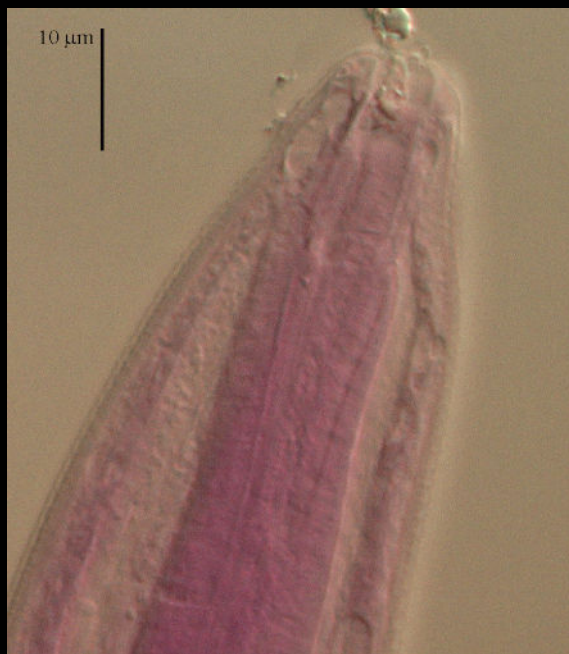
Ordre Rhabditida
Família Rhabditidae
Rhabditis

CLASSE SECERNENTEA

Rhabditis



CAP

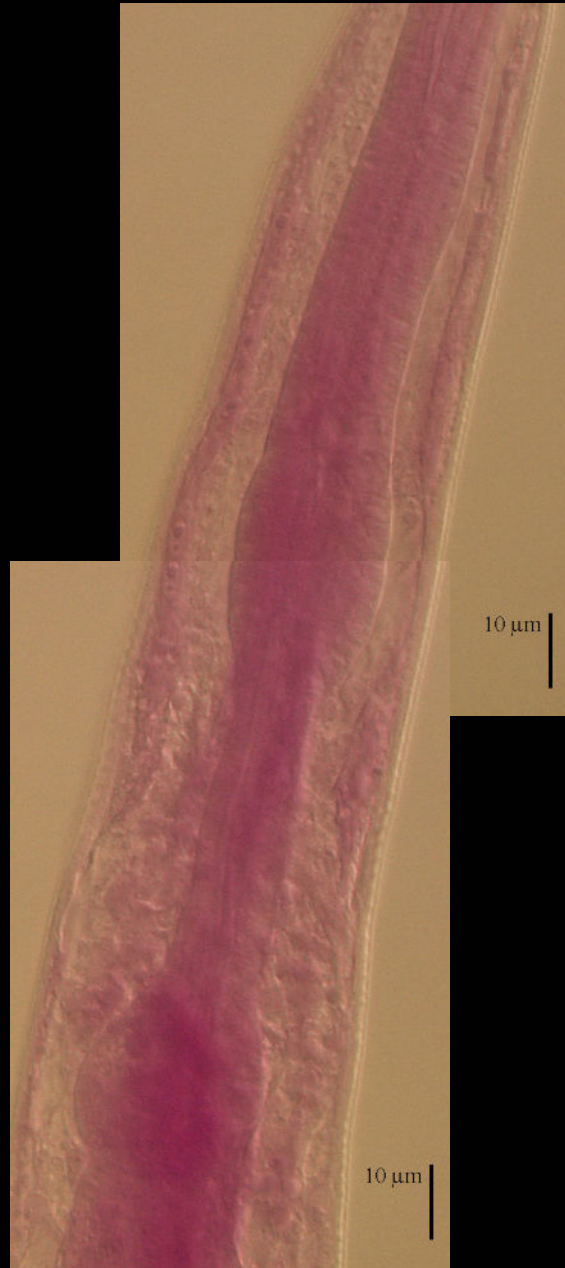


BOCA

Ordre Rhabditida
Família Rhabditidae
Rhabditis

CLASSE SECERNENTEA

Rhabditis



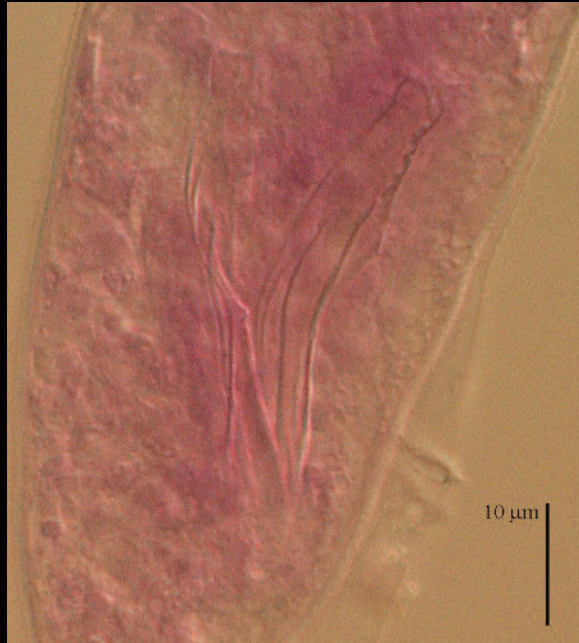
BULB

Ordre Rhabditida
Família Rhabditidae
Rhabditis

CLASSE SECERNENTEA

ESPÍCULES

Rhabditis



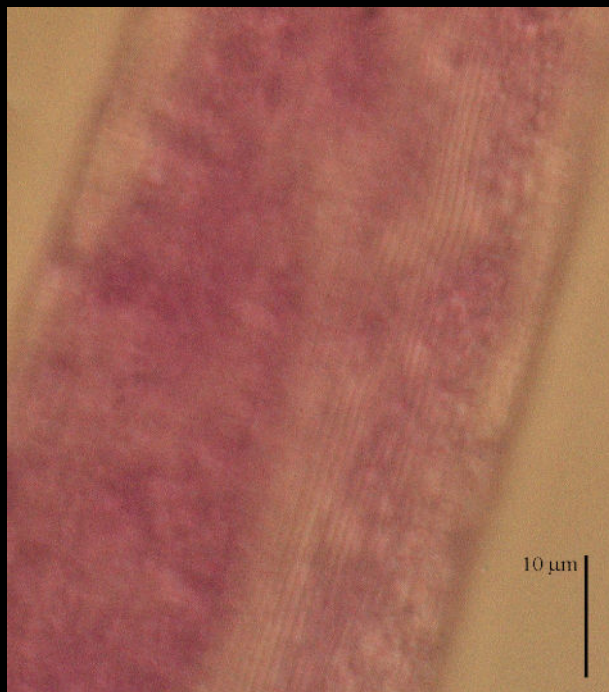
Ordre Rhabditida
Família Rhabditidae
Rhabditis

CLASSE SECERNENTEA

Rhabditis



CUA



TEXTURA

CLASSE SECERNENTEA

Ordre Rhabditida

Família Cephalobidae

Acrobeloïdes

Ordre Rhabditida
Família Cephalobidae
Acrobeloïdes

CLASSE SECERNENTEA

TAMARIU



MUNTANYETA

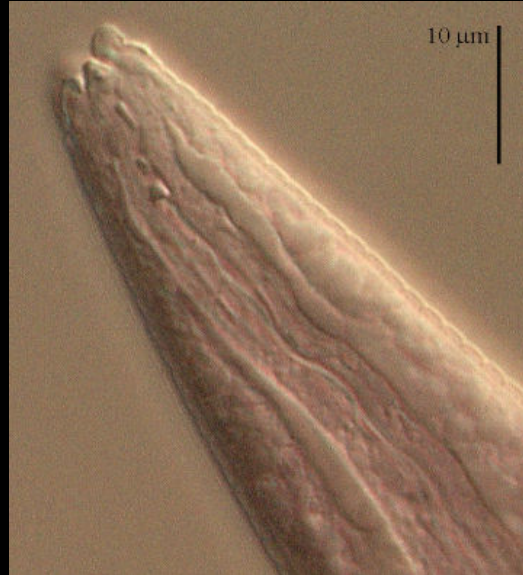
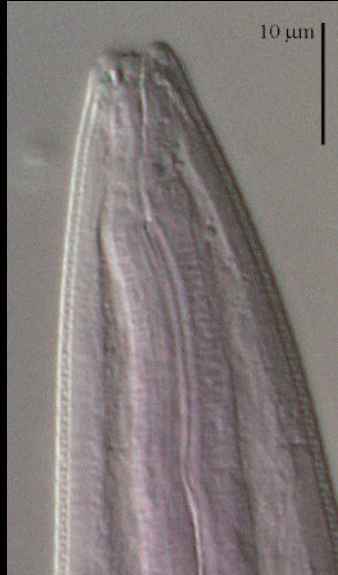


Presència del gènere en les llacunes estudiades

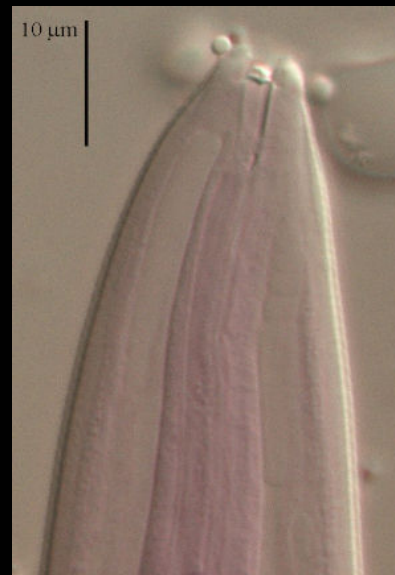
Ordre Rhabditida
Família Cephalobidae
Acrobelooides

CLASSE SECERNENTEA

Acrobelooides



CAP

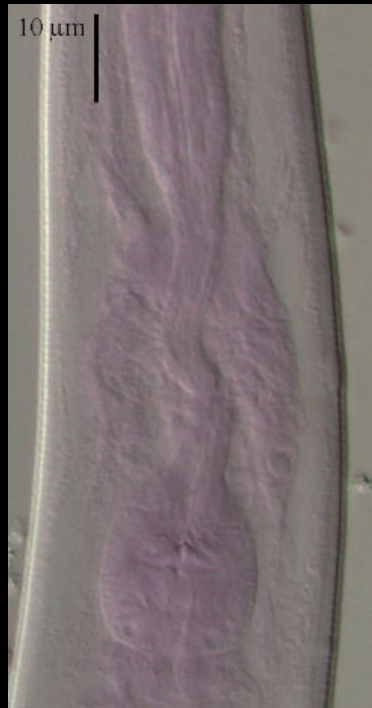


BOCA

Ordre Rhabditida
Família Cephalobidae
Acrobelooides

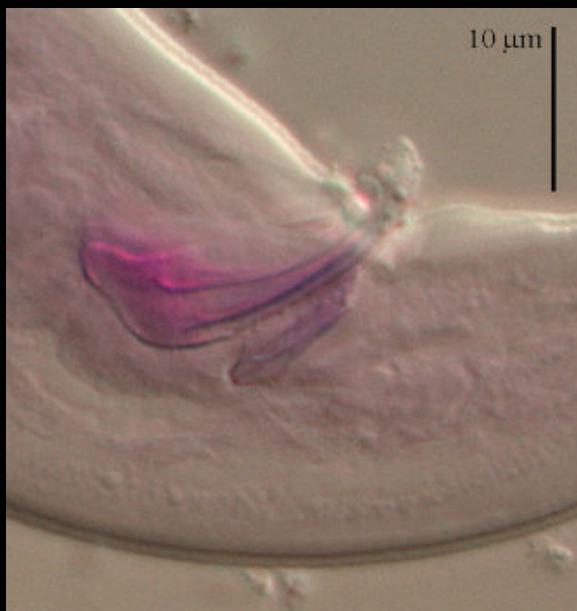
CLASSE SECERNENTEA

BULB



Acrobelooides

ESPÍCULES



Ordre Rhabditida
Família Cephalobidae
Acrobelooides

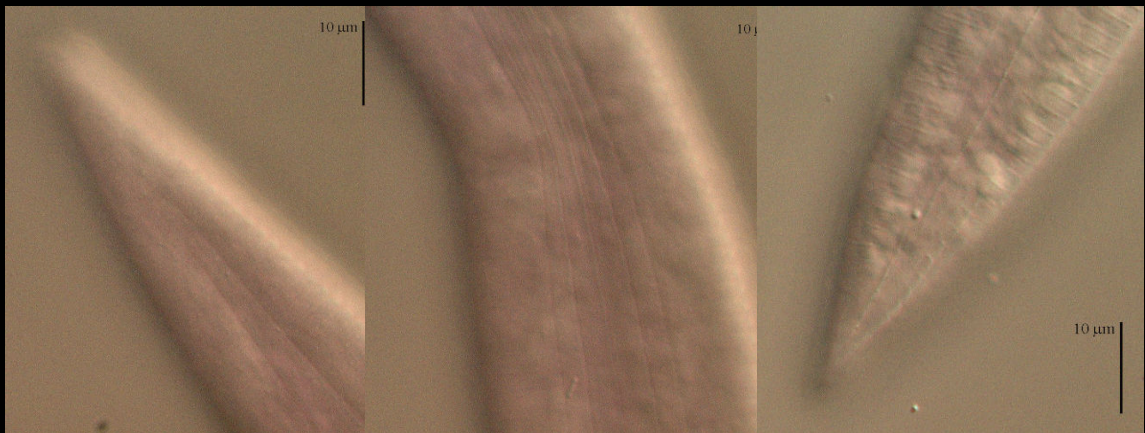
CLASSE SECERNENTEA

Acrobelooides



CUA

TEXTURA



Ordre Rhabditida

Família Diplogasteridae

Diplogaster

Ordre Rhabditida

Família Diplogasteridae

Diplogaster

CLASSE SECERNENTEA

TAMARIU

CONNECTADA

MUNTANYETA

Presència del gènere en les llacunes estudiades

Ordre Rhabditida

Família Diplogasteridae

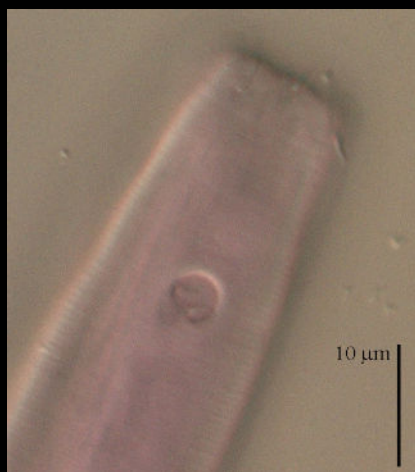
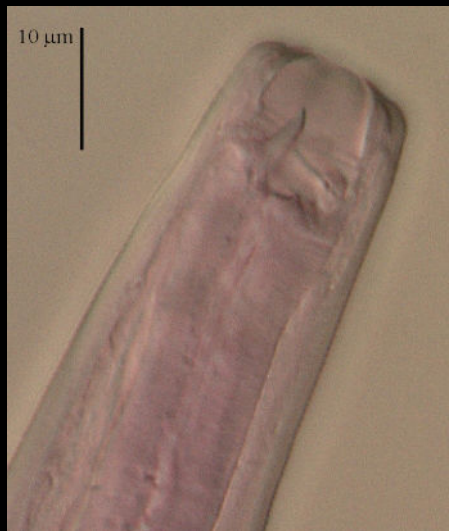
Diplogaster

CLASSE SECERNENTEA

Diplogaster



BOCA



AMFIDI

Ordre Rhabditida

Família Diplogasteridae

Diplogaster

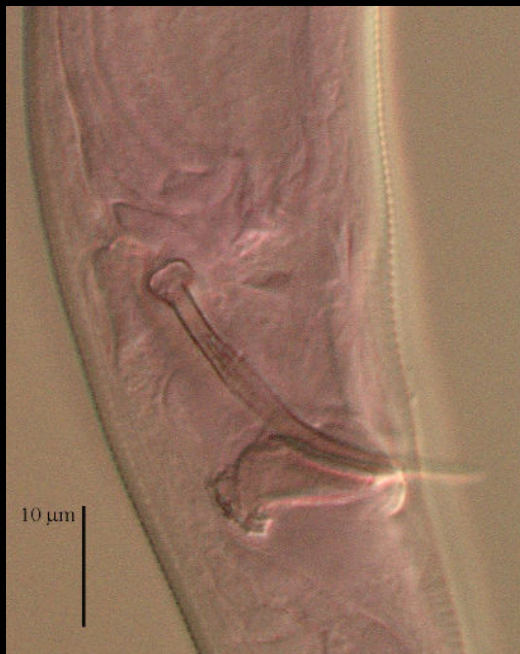
CLASSE SECERNENTEA

Diplogaster



BULB

ESPÍCULES



Ordre Rhabditida

Família Diplogasteridae

Diplogaster

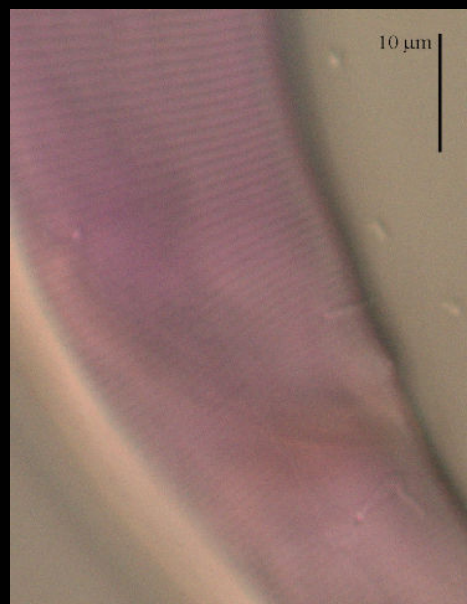
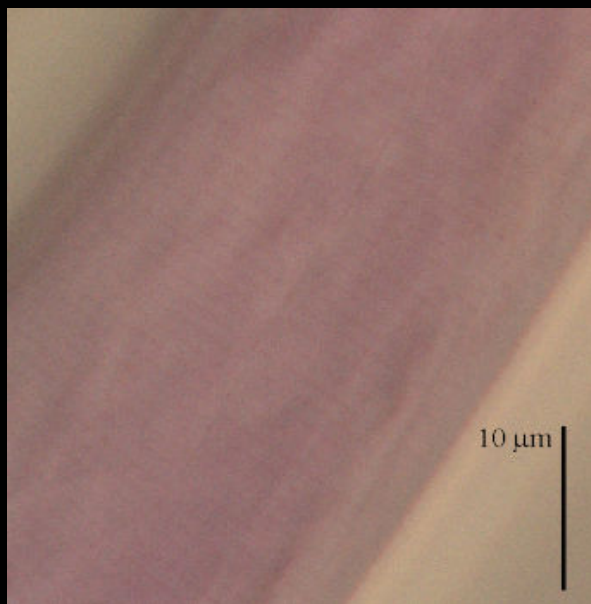
CLASSE SECERNENTEA

Diplogaster



CUA

TEXTURA



CLASSE SECERNENTEA

Ordre Rhabditida

Família Neologasteridae

Fictor

Ordre Rhabditida

Família Neologasteridae

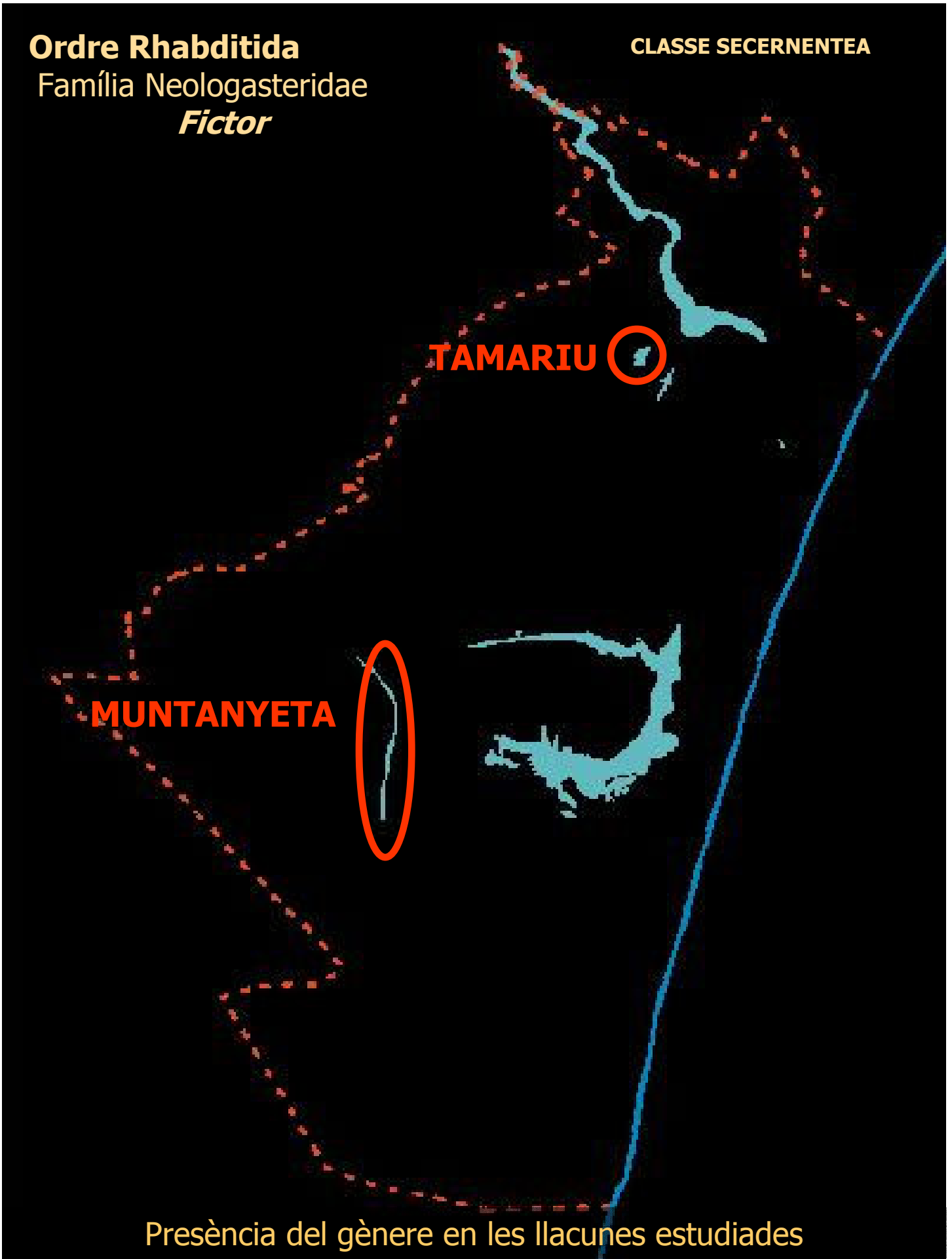
Fictor

CLASSE SECERNENTEA

TAMARIU 

MUNTANYETA 

Presència del gènere en les llacunes estudiades



Ordre Rhabditida

Família Neologasteridae

Fictor

CLASSE SECERNENTEA

Fictor



CAP



BOCA

Ordre Rhabditida

Família Neologasteridae

Fictor

CLASSE SECERNENTEA

Fictor



BULB



CUA

Ordre Rhabditida

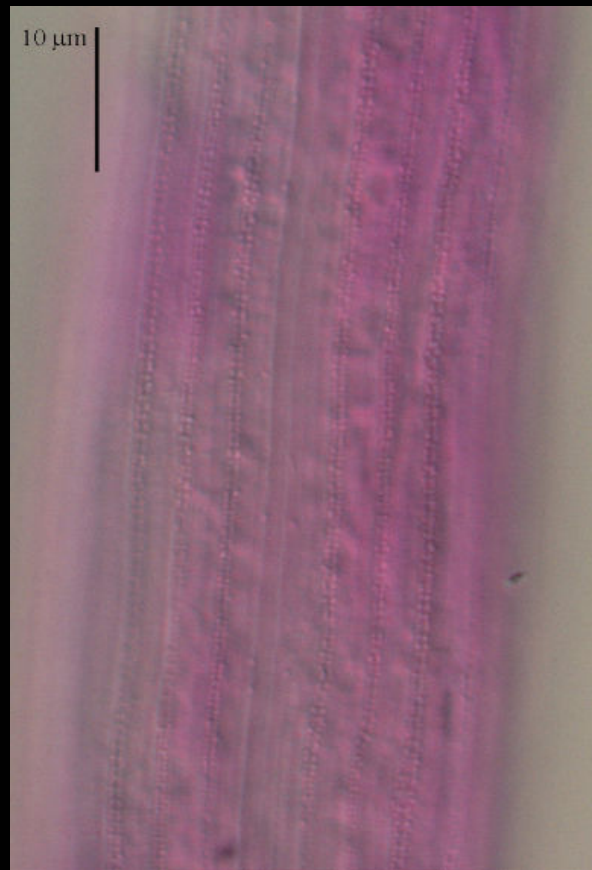
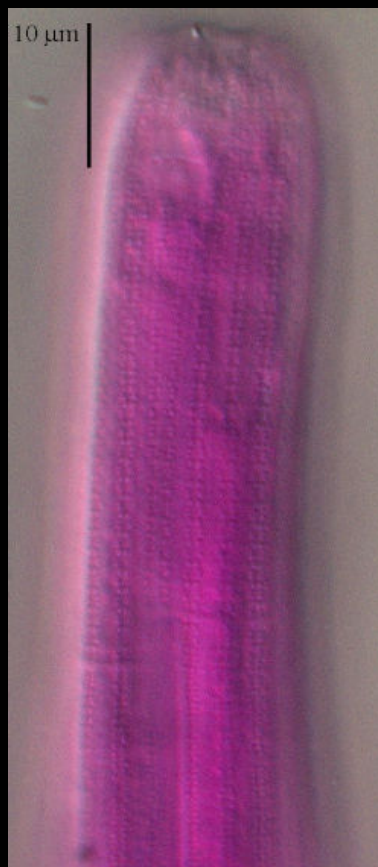
Família Neologasteridae

Fictor

CLASSE SECERNENTEA

TEXTURA

Fictor



CLASSE SECERNENTEA

Ordre Tylenchida

Família Dolichodoridae

Dolichodoridae indet.

Ordre Tylenchida

Família Dolichodoridae

Dolichodoridae indeterminat

CLASSE SECERNENTEA

MUNTANYETA



Presència del gènere en les llacunes estudiades

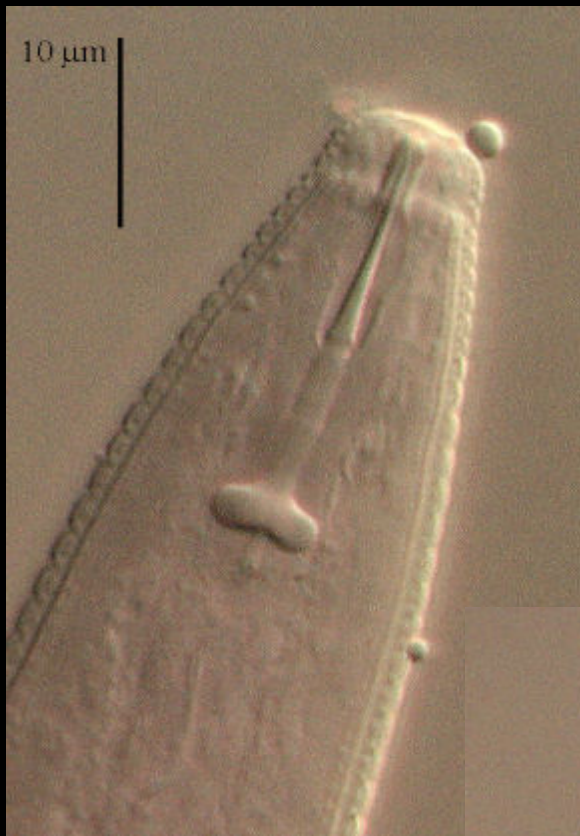
Ordre Tylenchida

CLASSE SECERNENTEA

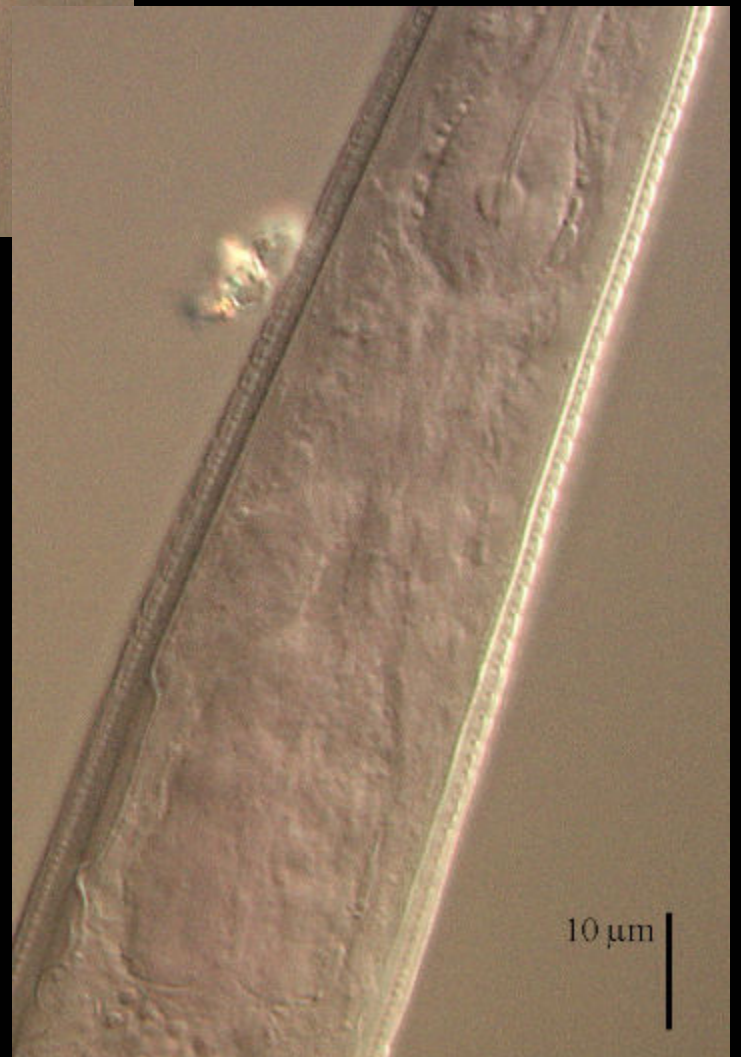
Família Dolichodoridae

Dolichodoridae indeterminat

Dolichodoridae



CAP



BULB

Ordre Tylenchida

CLASSE SECERNENTEA

Família Dolichodoridae

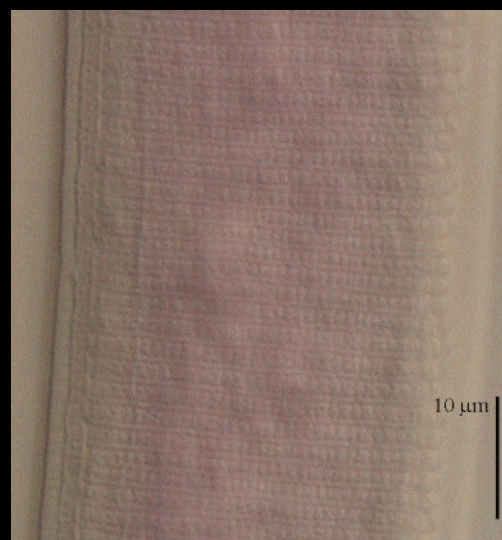
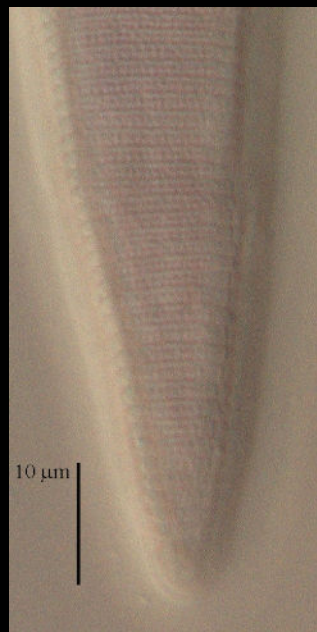
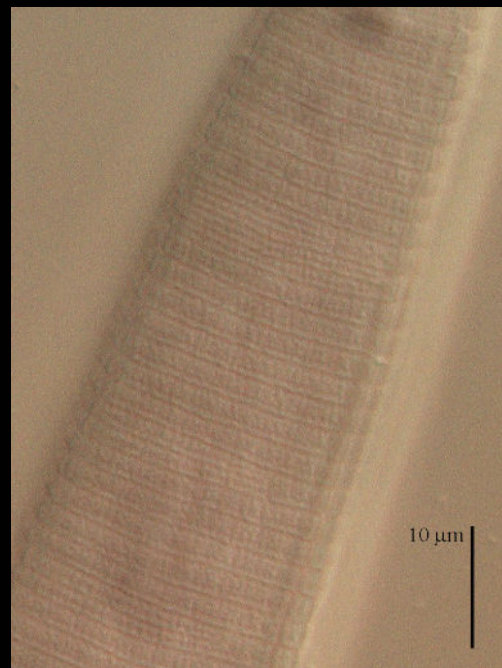
Dolichodoridae indeterminat

Dolichodoridae



CUA

TEXTURA



CLASSE SECERNENTEA

Ordre Tylenchida

Família Meloidogynidae

Meloidogyne

Ordre Tylenchida
Família Meloidogynidae
Meloidogyne

CLASSE SECERNENTEA

TAMARIU



Presència del gènere en les llacunes estudiades

Ordre Tylenchida
Família Meloidogynidae
Meloidogyne

CLASSE SECERNENTEA

Meloidogyne



CAP



CUA

CLASSE SECERNENTEA

Ordre Aphelenchida

Família Aphelenchoididae

Seinura

Ordre Aphelenchida

Família Aphelenchoididae

Seinura

CLASSE SECERNENTEA

MUNTANYETA

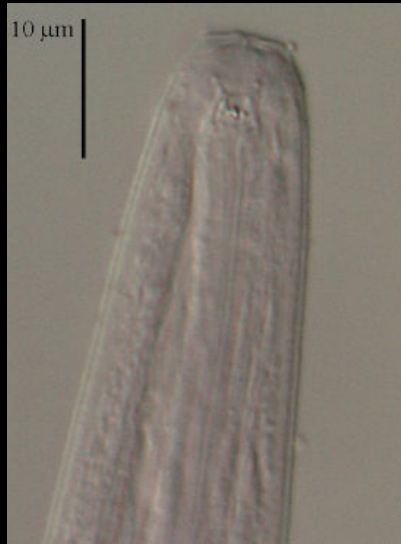


Presència del gènere en les llacunes estudiades

Ordre Aphelenchida
Família Aphelenchoididae
Seinura

CLASSE SECERNENTEA

Seinura



CAP



BULB

Ordre Aphelenchida

Família Aphelenchoididae

Seinura

CLASSE SECERNENTEA

Seinura



CUA

10 μm

A scanning electron micrograph (SEM) of a nematode, showing its long, cylindrical body and head region. The head is at the top right, with a small, rounded structure. The body is covered in fine, longitudinal striations. A vertical scale bar is located in the upper left corner, labeled '10 μm'.

S'agraeix la col·laboració de Tom Bongers i de Hanny van Megen per a perdre el temps per mostrar-me les “pàgines grogues” dels nematodes.

**CATÀLEG VISUAL DELS NEMATODES DE LA
RESERVA DE "LES LLAUNES" DELS
AIGUAMOLLS DE L'EMPORDÀ**

**Part II: Classe ADENOPHOREA
Ordre Monhysterida
Ordre Chromadorida**

Fílum NEMATHELMINTHES

Classe ADENOPHOREA

Ordre Monhysterida

Familia Monhysteridae

Diplolaimella spp.

Eumonhystera spp.

Monhystera spp.

Monhystrella spp.

Thalassomonhystera spp.

Familia Xyalidae

Daptonema spp.

Theristus spp.

Familia Sphaerolaimidae

Sphaerolaimus spp.

Familia Linhomoeidae

Terschellingia spp.

Ordre Chromadorida

Familia Leptolaimidae

Camacolaimus spp.

Leptolaimus spp.

Familia Plectidae

Plectus spp.

Familia Haliplectidae

Haliplectus spp.

Familia Chromadoridae

Dichromadora spp.

Ptycholaimellus spp.

Spilophorella spp.

Familia Cyatholaimidae

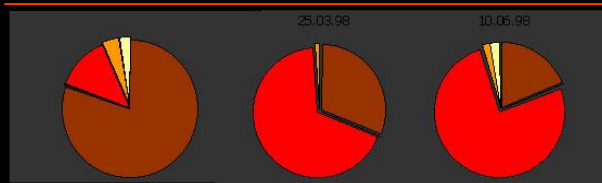
Paracanthonchus spp.

Familia Microlaimidae

Calomicrolaimus spp.

ELS AIGUAMOLLS DE L'EMPORDÀ, RESERVA INTEGRAL DE "LES LLAUNES"

TAMARIU

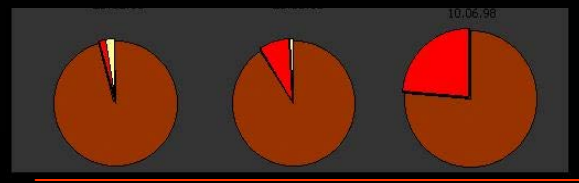


Gener Març Juny

Gener

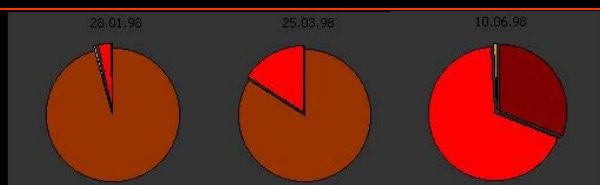
Març

Juny



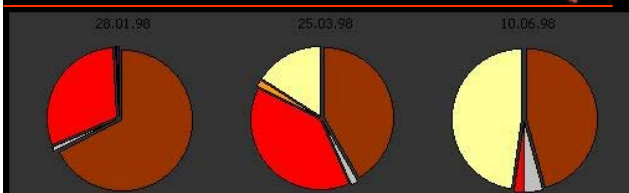
LITORAL

CONNECTADA



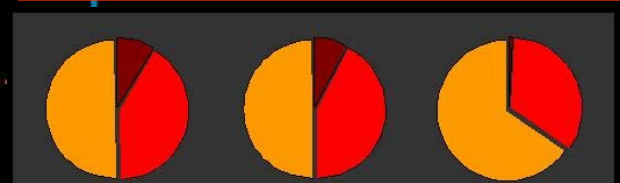
Gener Març Juny

MUNTANYETA



Gener Març Juny

ROGERA



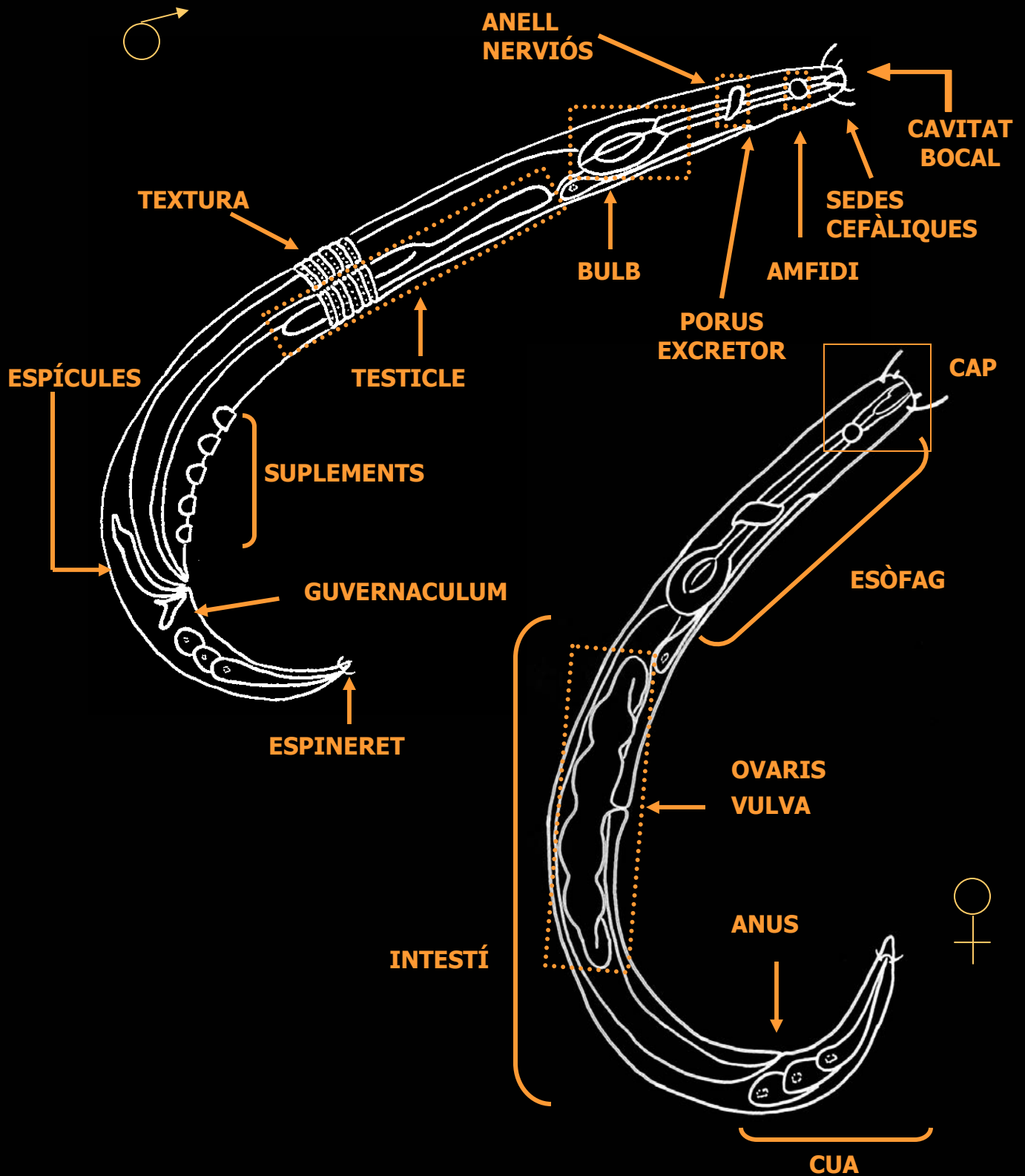
Gener Març Juny



Importància relativa (nombre d'individus) dels diferents ordres de nematodes

MORFOLOGIA GENERAL DELS NEMATODES

Esquema modificat a partir de Platt & Warwick (1983)



CLASSE ADENOPHOREA

Ordre Monhysterida

Familia Monhysteridae

Diplolaimella

Ordre Monhysterida
Familia Monhysteridae
Diplolaimella

CLASSE ADENOPHOREA

TAMARIU

CONNECTADA

LITORAL

Presència del gènere en les llacunes estudiades

Ordre Monhysterida

Familia Monhysteridae

Diplolaimella

CLASSE ADENOPHOREA

Diplolaimella



CAP



AMFIDI

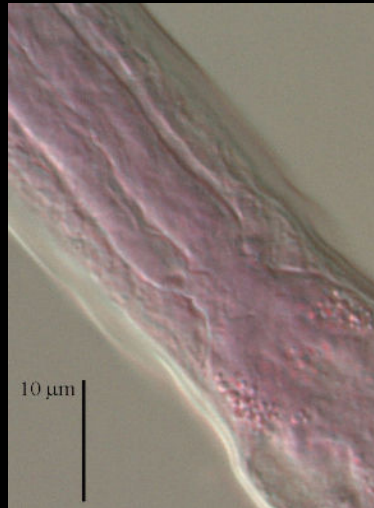
Ordre Monhysterida

Familia Monhysteridae

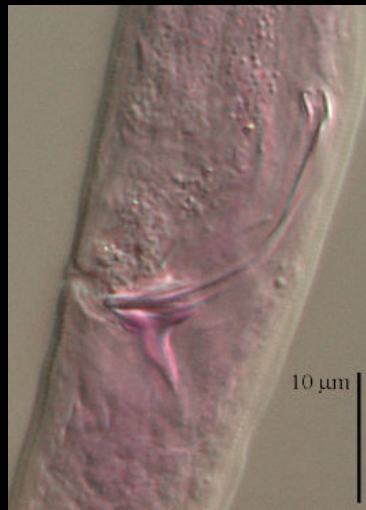
Diplolaimella

CLASSE ADENOPHOREA

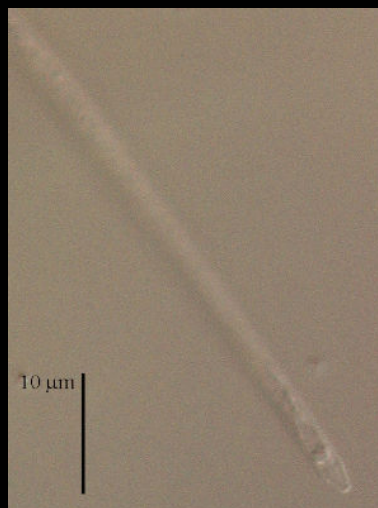
Diplolaimella



BULB



ESPÍCULES



CUA

CLASSE ADENOPHOREA

Ordre Monhysterida

Familia Monhysteridae

Eumonhystera

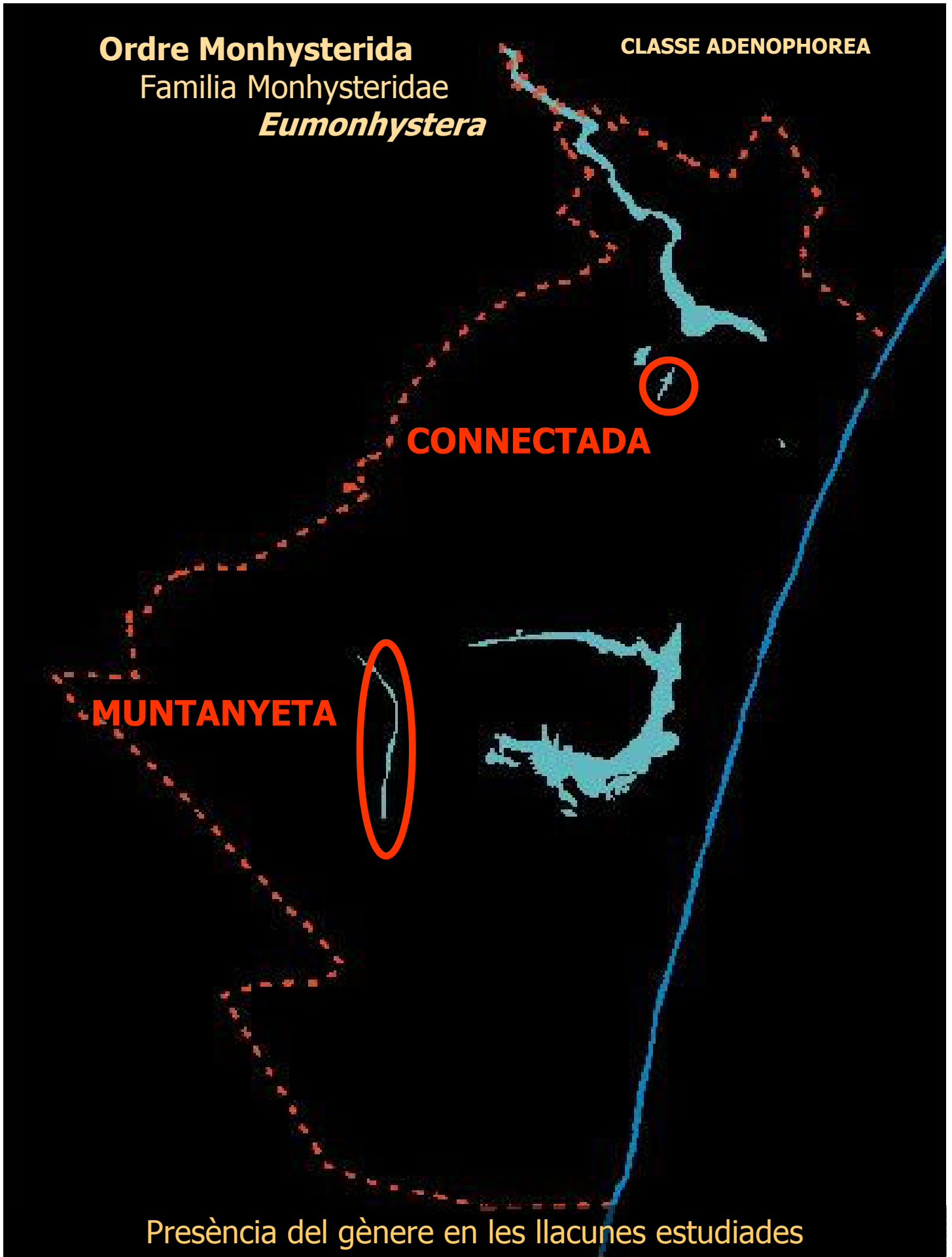
Ordre Monhysterida
Familia Monhysteridae
Eumonhystera

CLASSE ADENOPHOREA

CONNECTADA

MUNTANYETA

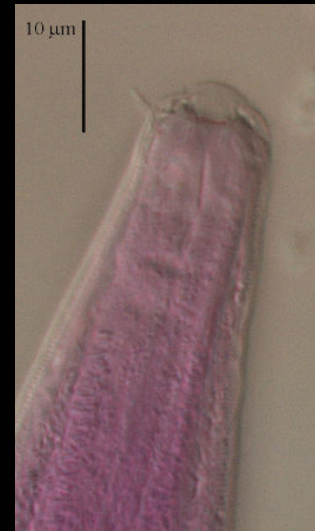
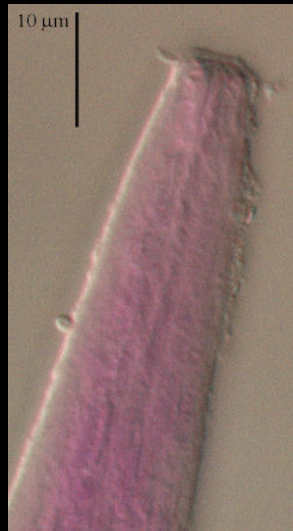
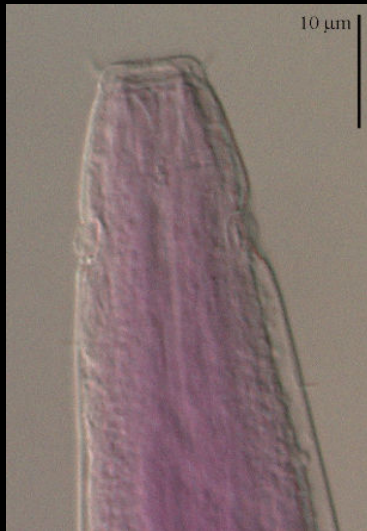
Presència del gènere en les llacunes estudiades



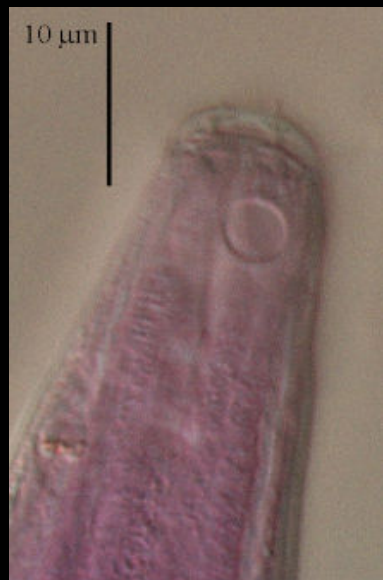
Ordre Monhysterida
Familia Monhysteridae
Eumonhystera

CLASSE ADENOPHOREA

CAP



Eumonhystera



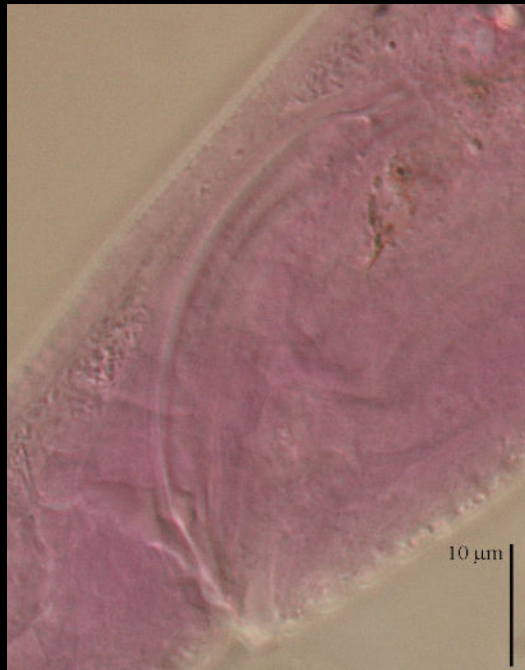
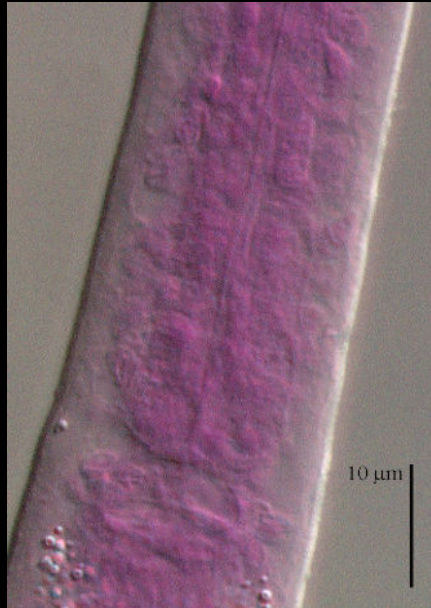
AMFIDI

Ordre Monhysterida
Familia Monhysteridae
Eumonhystera

CLASSE ADENOPHOREA

Eumonhystera

BULB



ESPÍCULES

Ordre Monhysterida

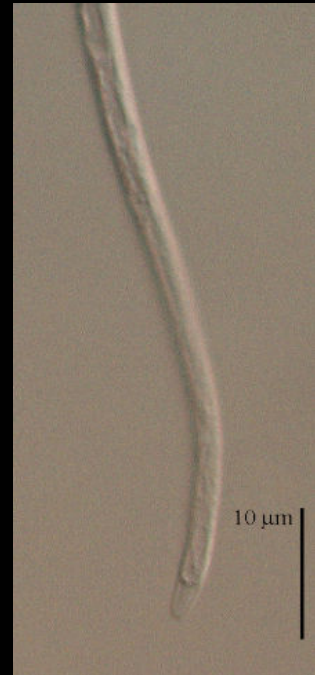
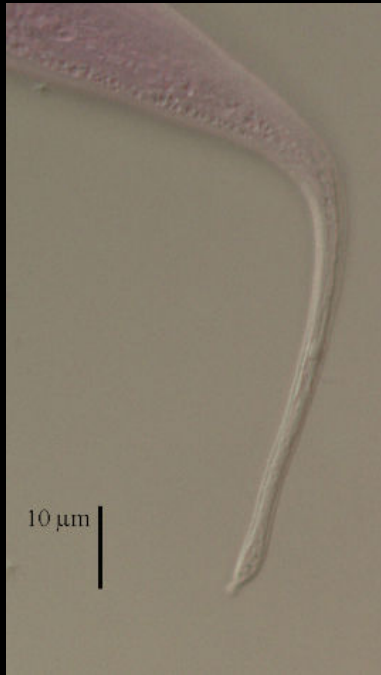
CLASSE ADENOPHOREA

Familia Monhysteridae

Eumonhystera

CUA

Eumonhystera



CLASSE ADENOPHOREA

Ordre Monhysterida

Familia Monhysteridae

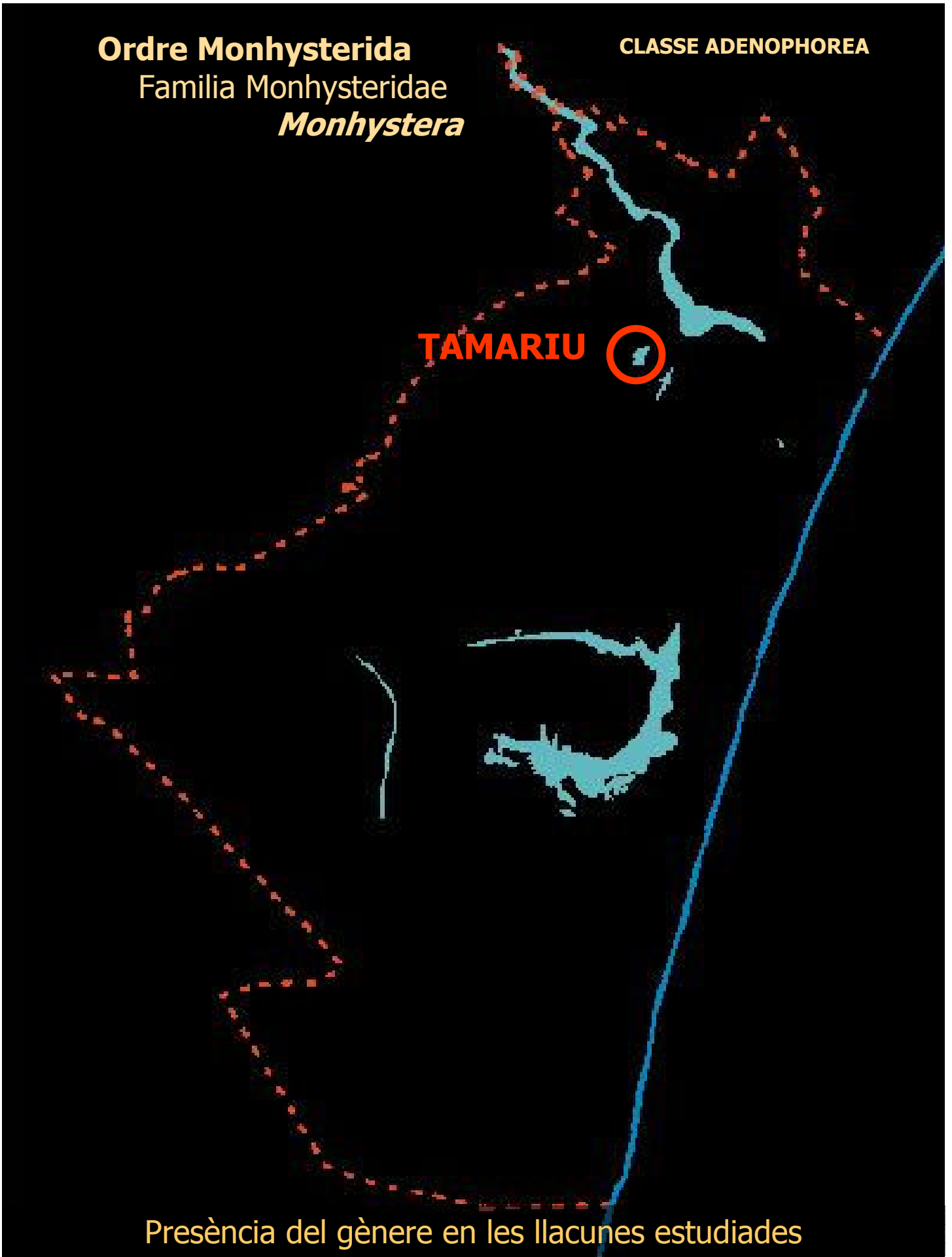
Monhystera

Ordre Monhysterida
Familia Monhysteridae
Monhystera

CLASSE ADENOPHOREA

TAMARIU 

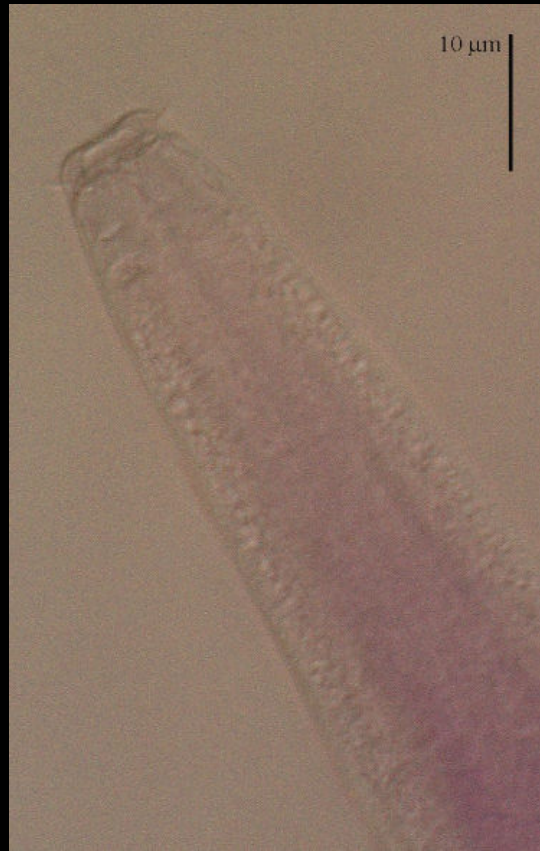
Presència del gènere en les llacunes estudiades



Ordre Monhysterida
Familia Monhysteridae
Monhystera

CLASSE ADENOPHOREA

Monhystera



CAP

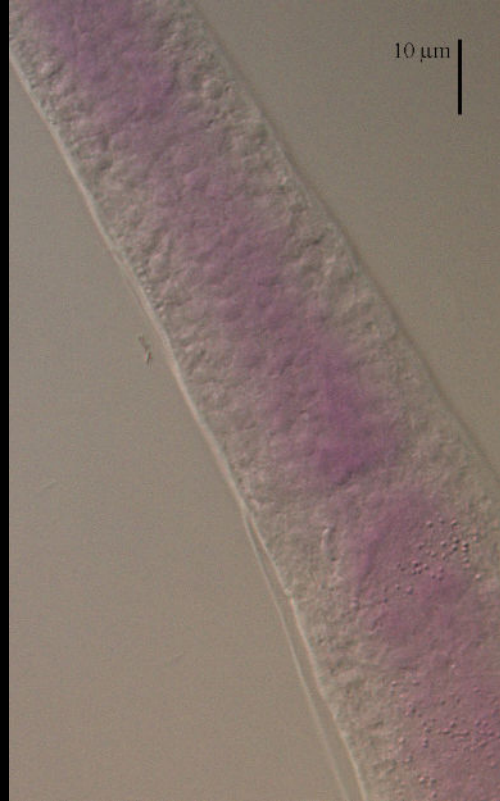


AMFIDI

Ordre Monhysterida
Familia Monhysteridae
Monhystera

CLASSE ADENOPHOREA

Monhystera



BULB



CUA

CLASSE ADENOPHOREA

Ordre Monhysterida

Familia Monhysteridae

Monhystrella

Ordre Monhysterida
Familia Monhysteridae
Monhystrella

CLASSE ADENOPHOREA

TAMARIU

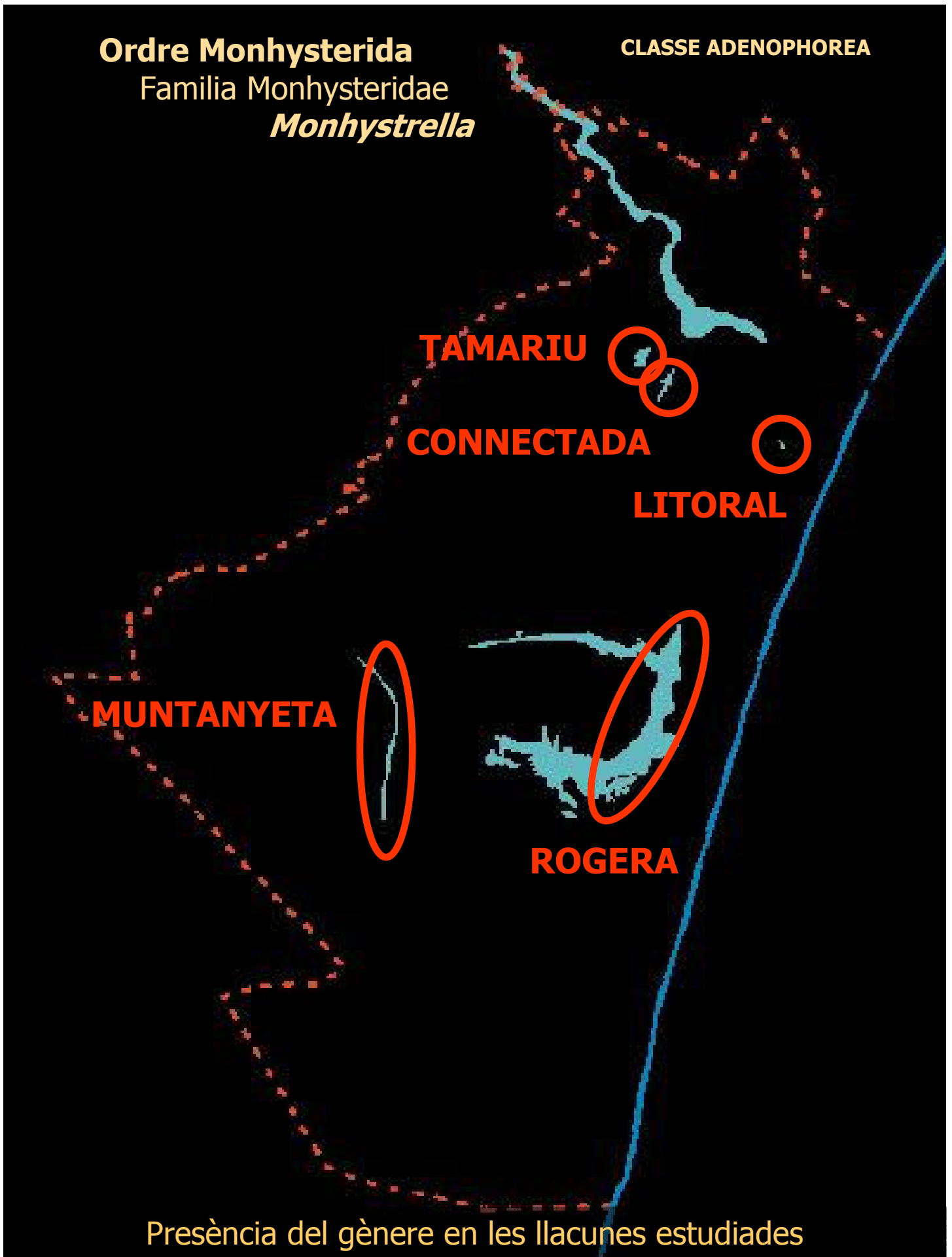
CONNECTADA

LITORAL

MUNTANYETA

ROGERA

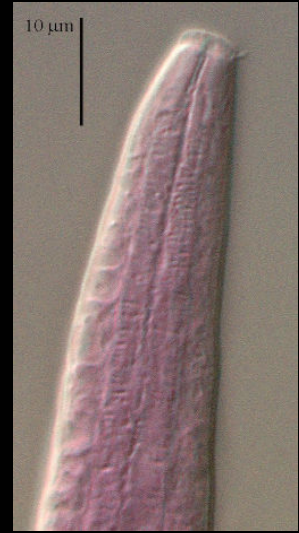
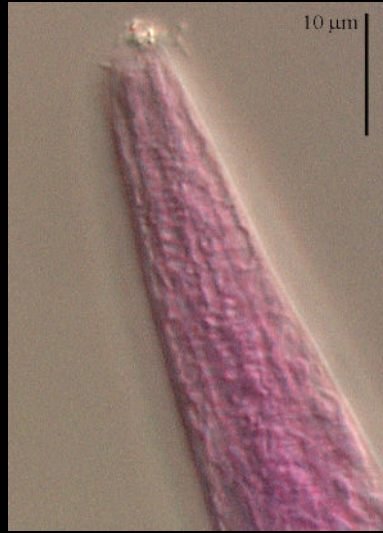
Presència del gènere en les llacunes estudiades



Ordre Monhysterida
Familia Monhysteridae
Monhystrella

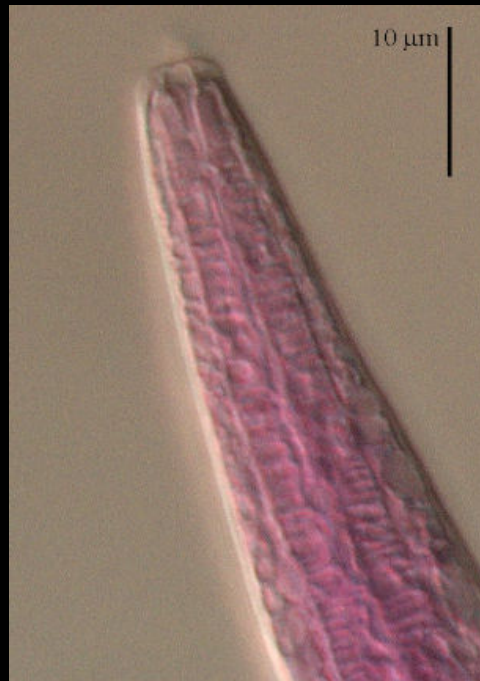
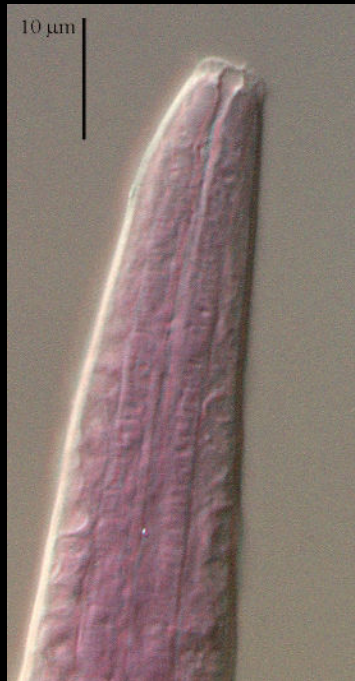
CLASSE ADENOPHOREA

CAP



Monhystrella

BOCA



Ordre Monhysterida
Familia Monhysteridae
Monhystrella

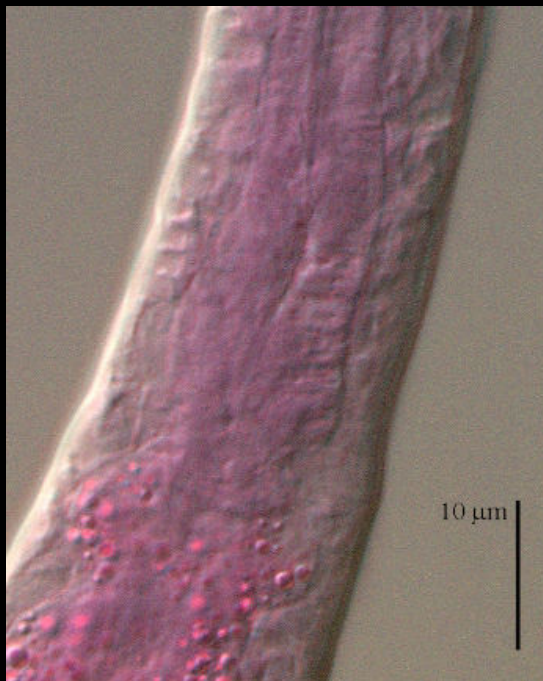
CLASSE ADENOPHOREA

AMFIDI



Monhystrella

BULB



Ordre Monhysterida
Familia Monhysteridae
Monhystrella

CLASSE ADENOPHOREA

Monhystrella



ESPÍCULES

CUA



CLASSE ADENOPHOREA

Ordre Monhysterida

Familia Monhysteridae

Thalassomonhystera

Ordre Monhysterida

Família Monhysteridae

Thalassomonhystera

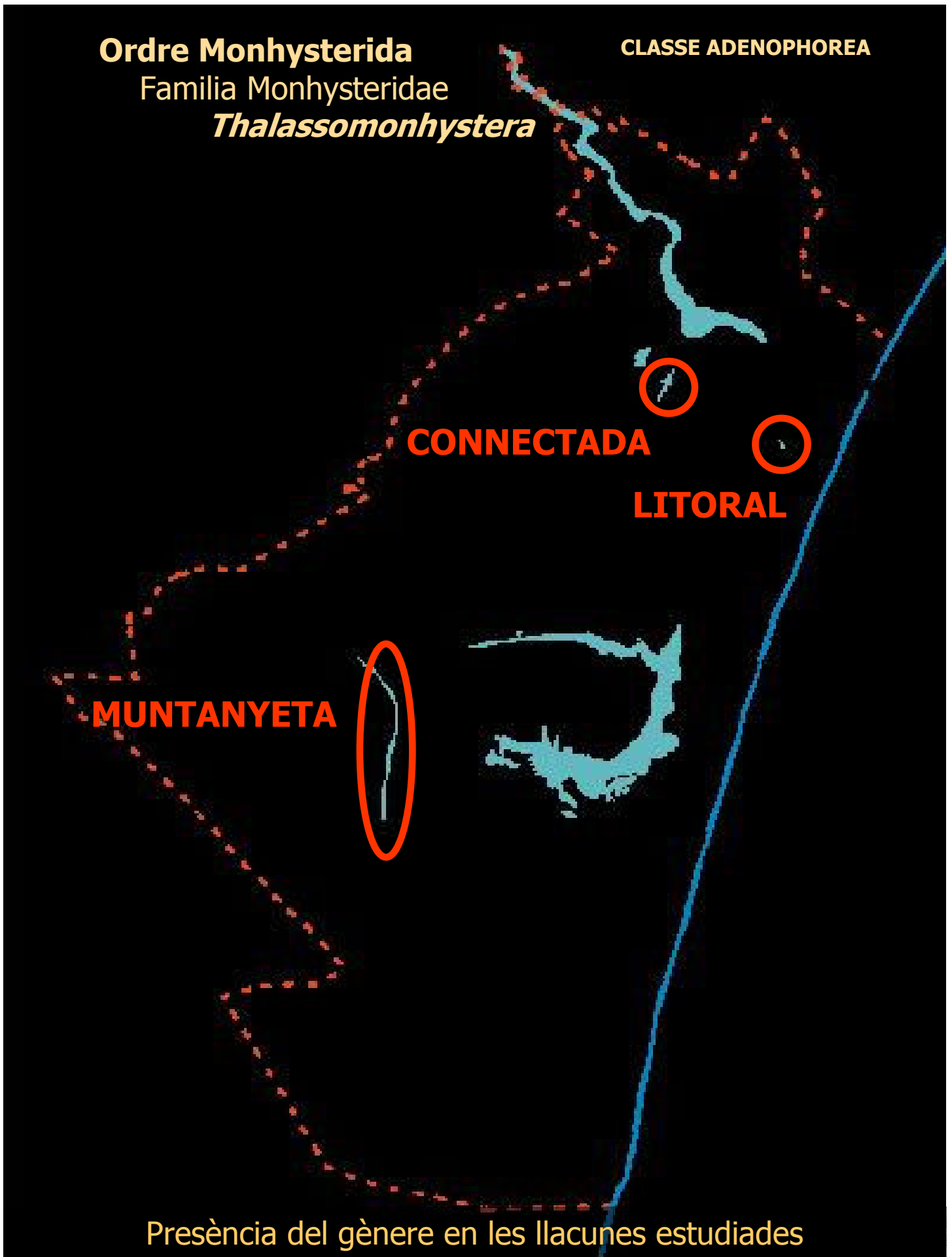
CLASSE ADENOPHOREA

CONNECTADA

LITORAL

MUNTANYETA

Presència del gènere en les llacunes estudiades



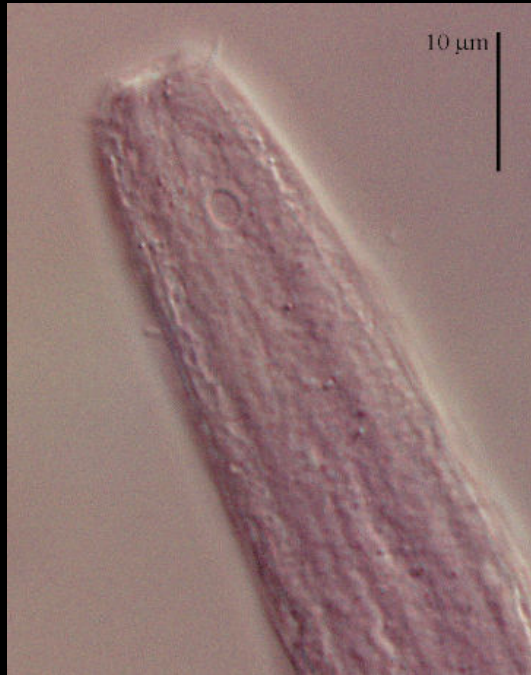
Ordre Monhysterida

Familia Monhysteridae

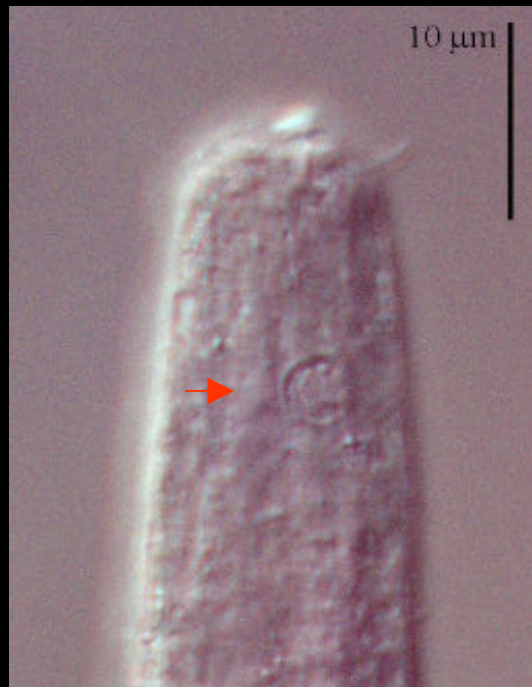
Thalassomonhystera

CLASSE ADENOPHOREA

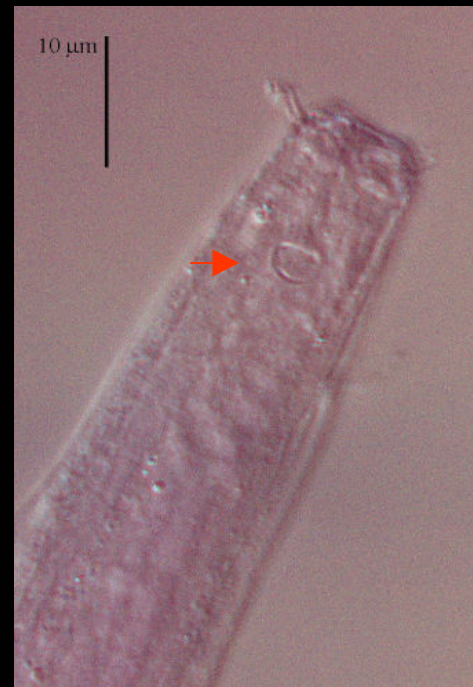
Thalassomonhystera



CAP



AMFIDI



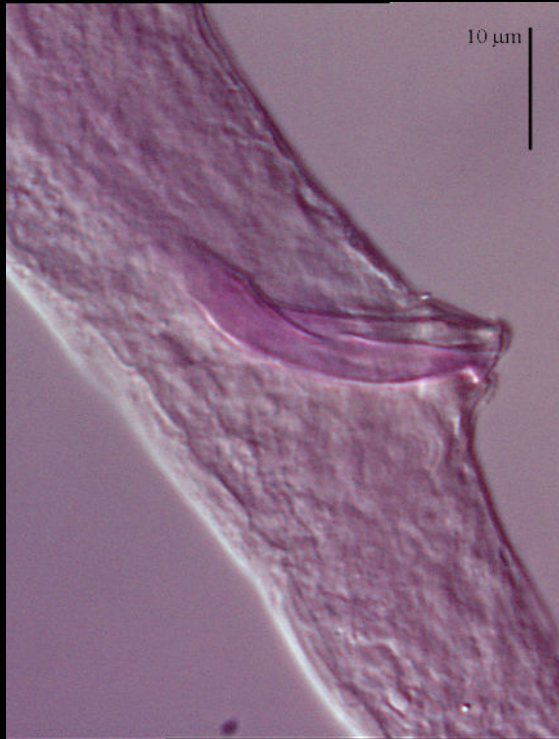
Ordre Monhysterida

Familia Monhysteridae

Thalassomonhystera

CLASSE ADENOPHOREA

Thalassomonhystera



ESPÍCULES

Ordre Monhysterida

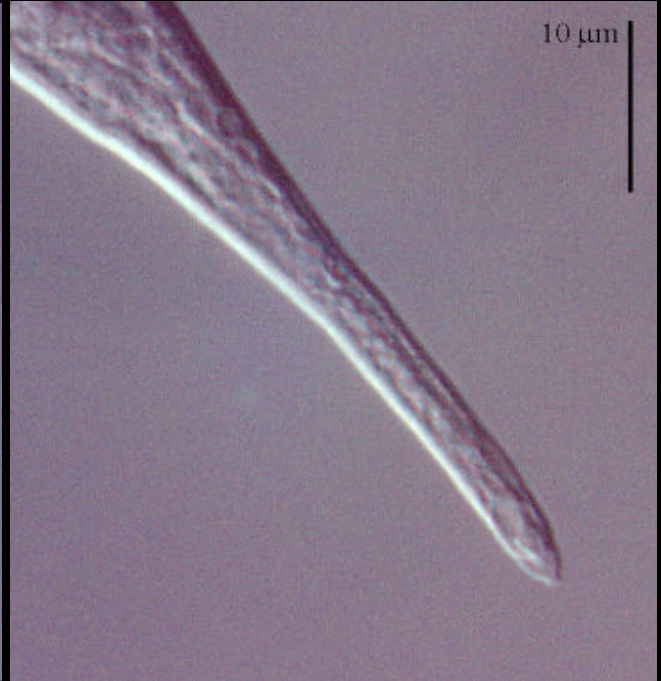
CLASSE ADENOPHOREA

Familia Monhysteridae

Thalassomonhystera

Thalassomonhystera

CUA



CLASSE ADENOPHOREA

Ordre Monhysterida

Familia Xyalidae

Daptonema

Ordre Monhysterida
Familia Xyalidae
Daptonema

CLASSE ADENOPHOREA

CONNECTADA

LITORAL

MUNTANYETA

ROGERA

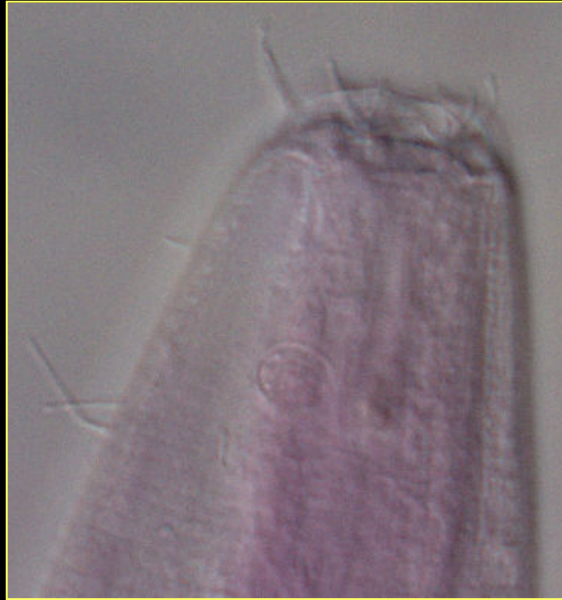
Presència del gènere en les llacunes estudiades

Ordre Monhysterida
Familia Xyalidae
Daptonema

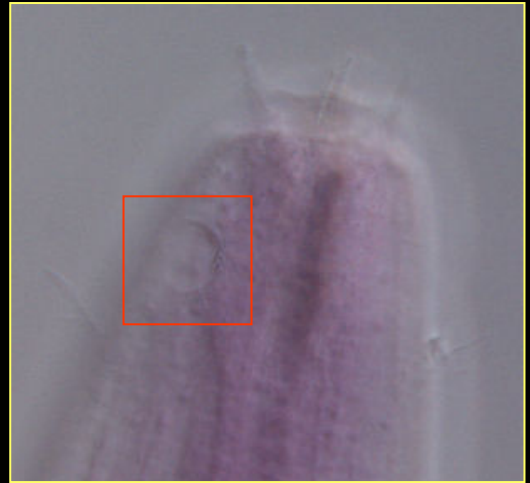
CLASSE ADENOPHOREA

Daptonema

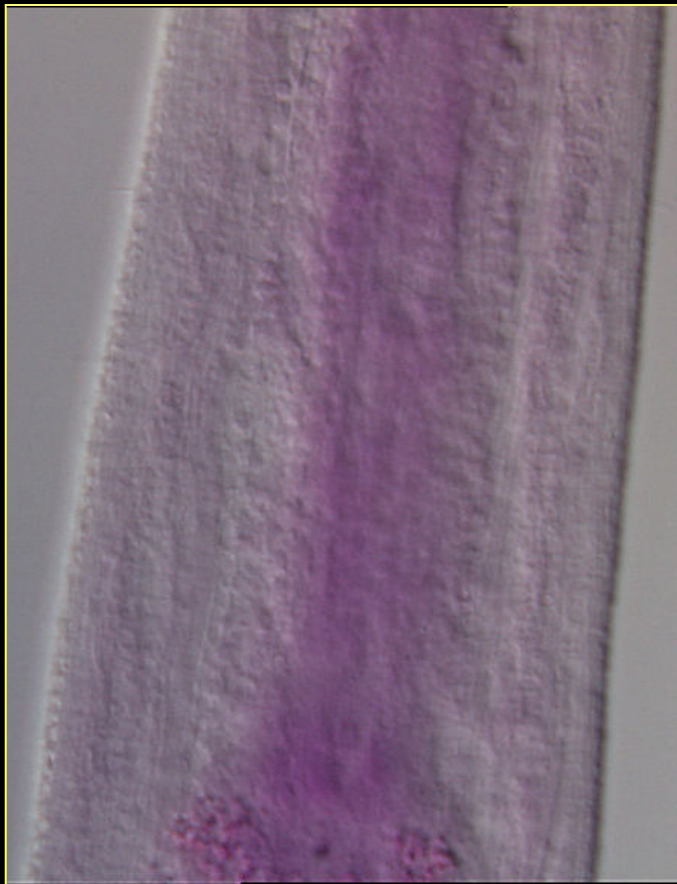
CAP



AMFIDI



BULB



Ordre Monhysterida

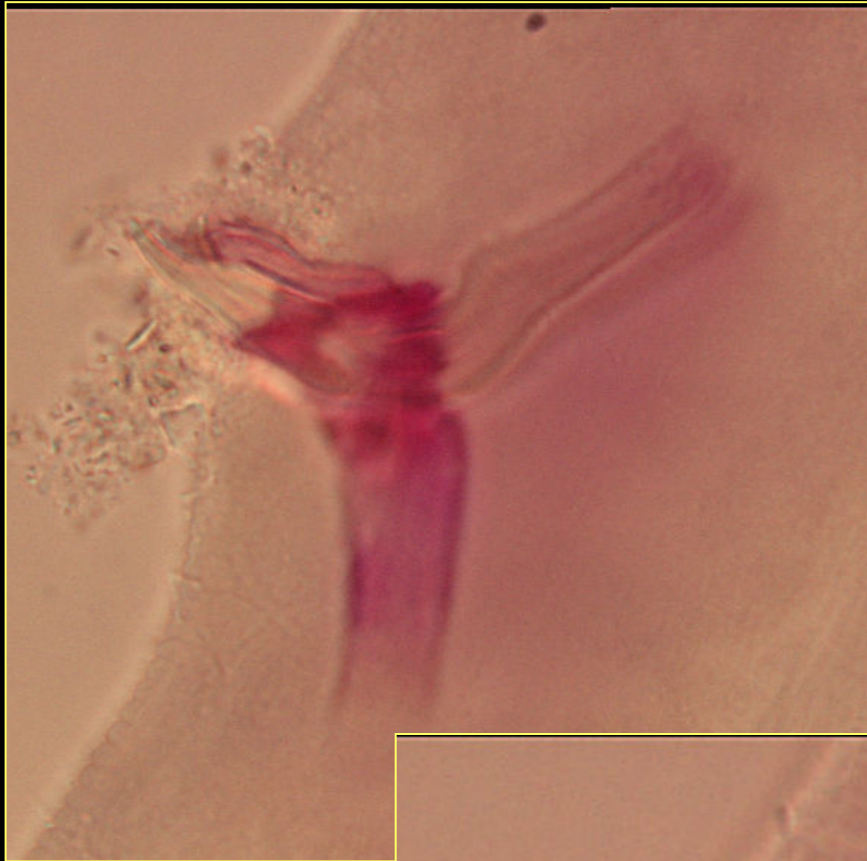
Familia Xyalidae

Daptonema

CLASSE ADENOPHOREA

ESPÍCULES

Daptonema

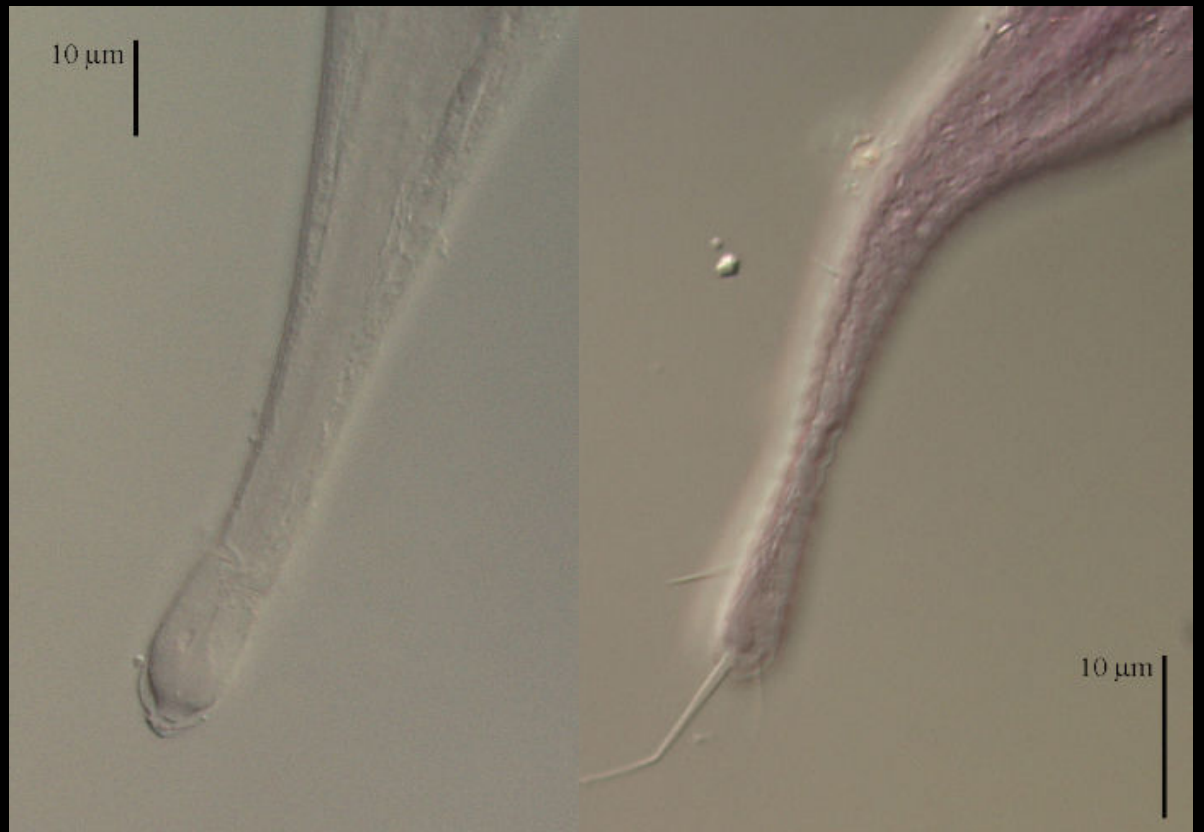


Ordre Monhysterida
Familia Xyalidae
Daptonema

CLASSE ADENOPHOREA

CUA

Daptonema



CLASSE ADENOPHOREA

Ordre Monhysterida

Familia Xyalidae

Theristus

Ordre Monhysterida
Familia Xyalidae
Theristus

CLASSE ADENOPHOREA

TAMARIU

CONNECTADA

LITORAL

MUNTANYETA

ROGERA

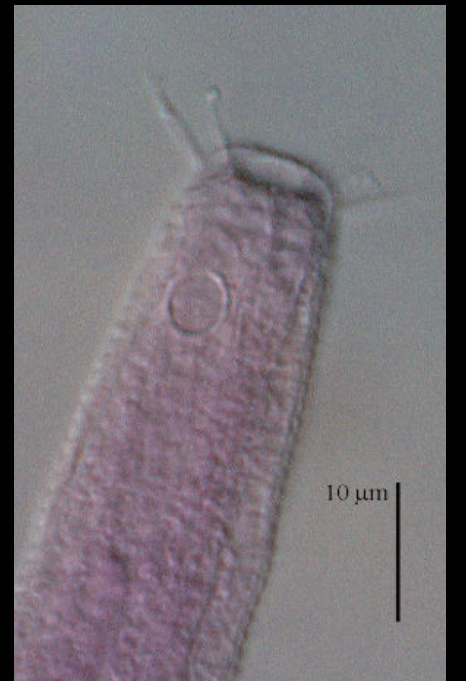
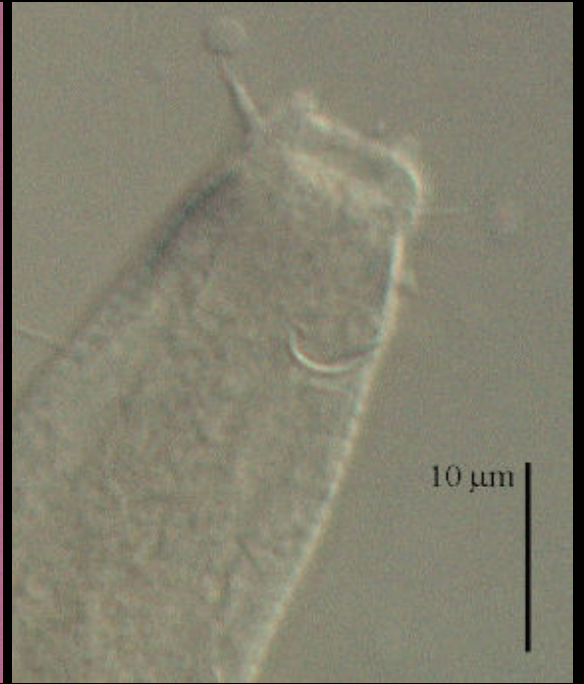
Presència del gènere en les llacunes estudiades

Ordre Monhysterida
Familia Xyalidae
Theristus

CLASSE ADENOPHOREA

CAP

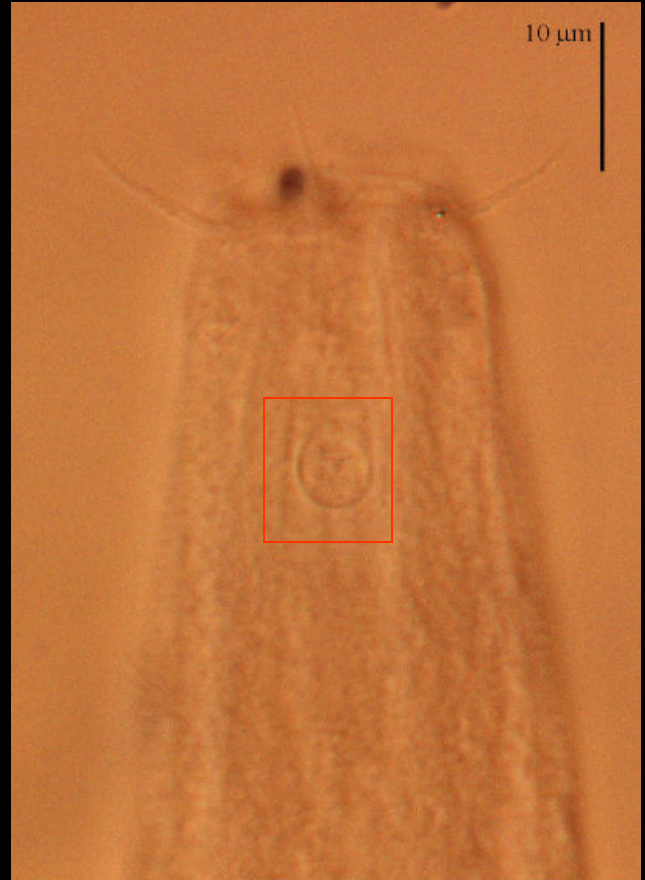
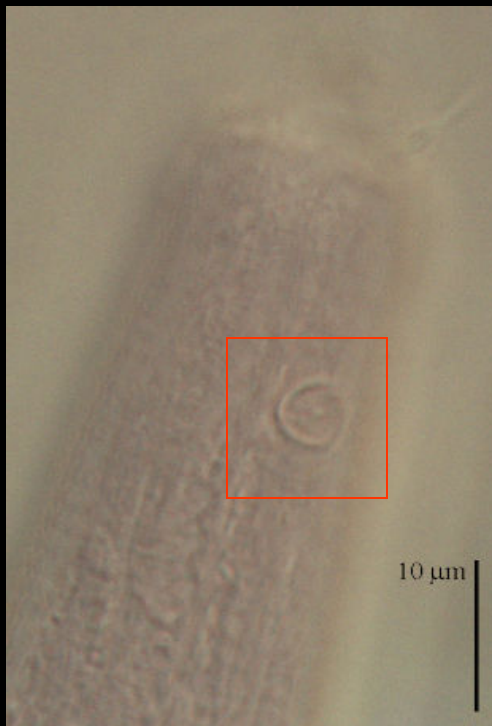
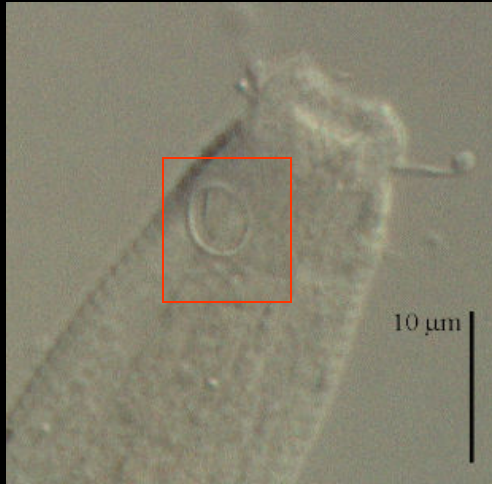
Theristus



Ordre Monhysterida
Familia Xyalidae
Theristus

CLASSE ADENOPHOREA

Theristus



AMFIDI

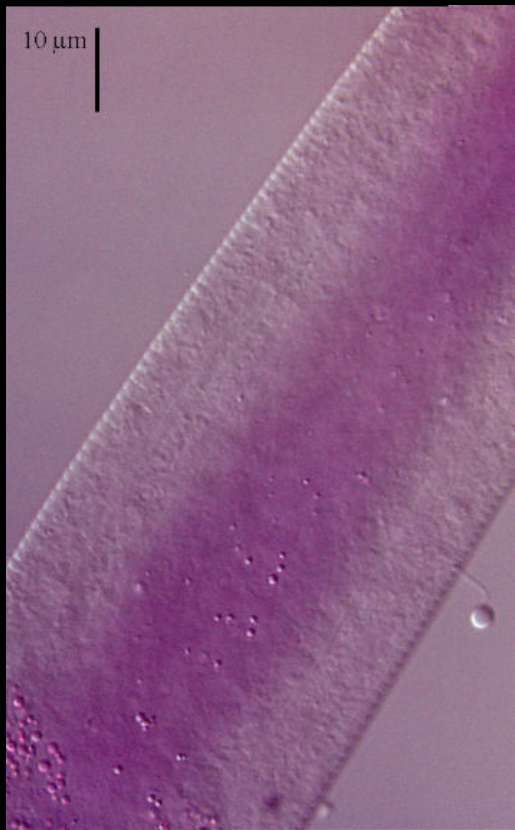
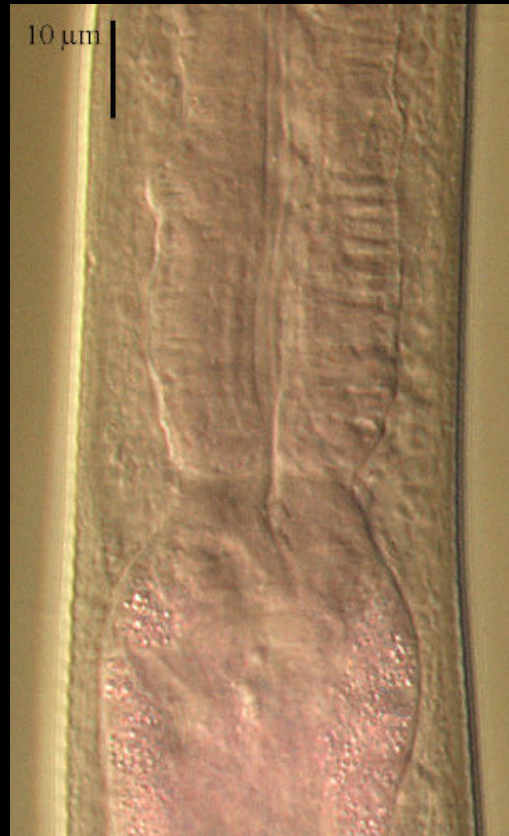
Ordre Monhysterida

Familia Xyalidae

Theristus

CLASSE ADENOPHOREA

Theristus



BULB

Ordre Monhysterida

Familia Xyalidae

Theristus

CLASSE ADENOPHOREA

ESPÍCULES



Theristus

Ordre Monhysterida

Familia Xyalidae

Theristus

CLASSE ADENOPHOREA

CUA

Theristus



CLASSE ADENOPHOREA

Ordre Monhysterida

Familia Sphaerolaimidae

Sphaerolaimus

Ordre Monhysterida
Familia Sphaerolaimidae
Sphaerolaimus

CLASSE ADENOPHOREA

TAMARIU

CONNECTADA

LITORAL

ROGERA

Presència del gènere en les llacunes estudiades

Ordre Monhysterida
Familia Sphaerolaimidae
Sphaerolaimus

CLASSE ADENOPHOREA

CAP

Sphaerolaimus



Ordre Monhysterida

Familia Sphaerolaimidae

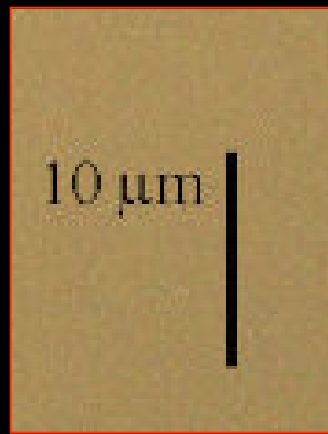
Sphaerolaimus

CLASSE ADENOPHOREA

Sphaerolaimus



AMFIDI



ESPÍCULES



Ordre Monhysterida

Familia Sphaerolaimidae

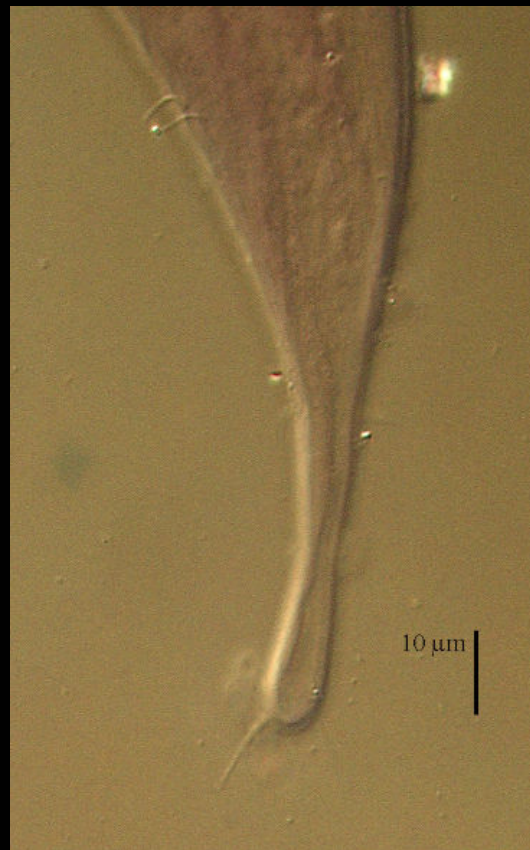
Sphaerolaimus

CLASSE ADENOPHOREA

Sphaerolaimus



CUA



CLASSE ADENOPHOREA

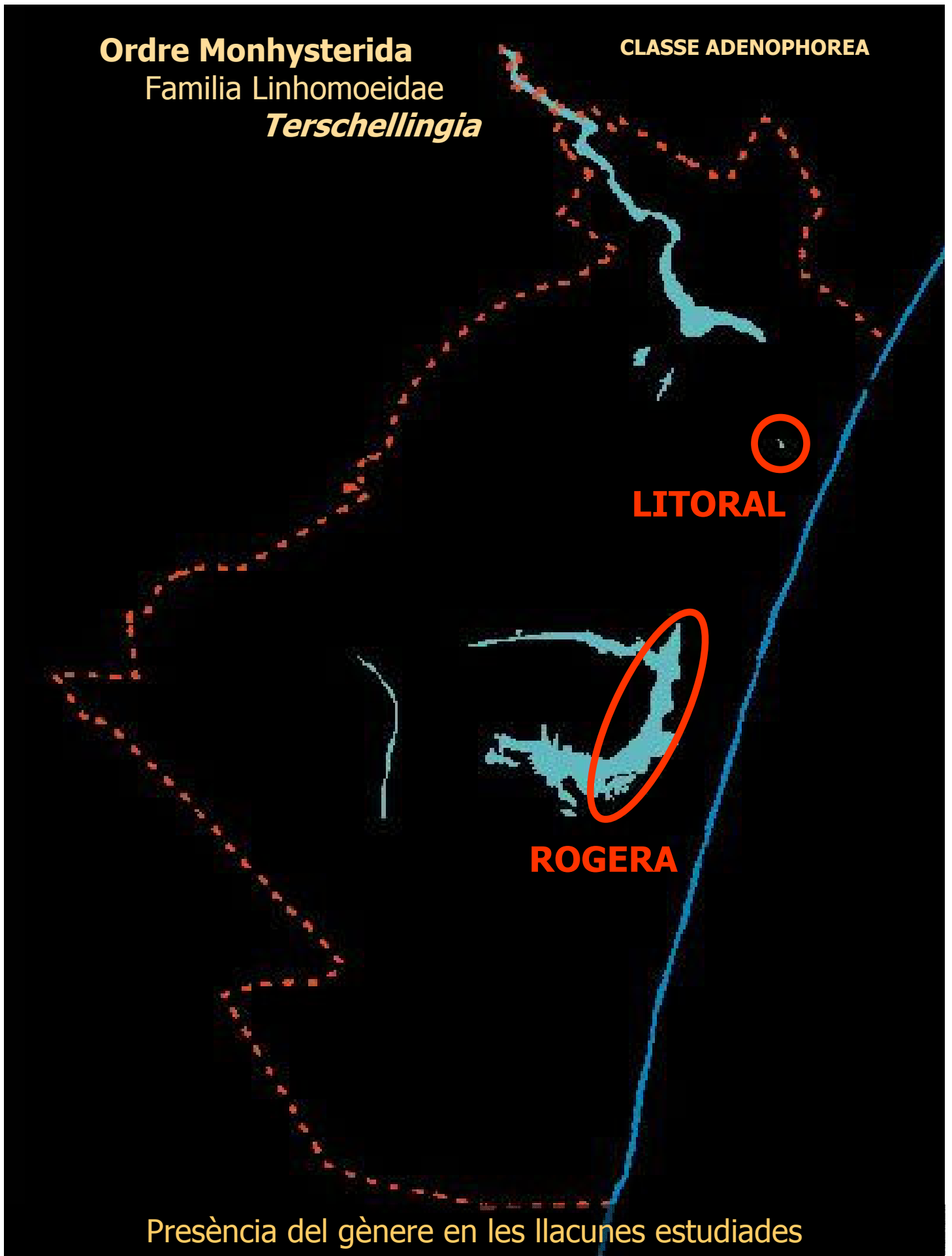
Ordre Monhysterida

Familia Linhomoeidae

Terschellingia

Ordre Monhysterida
Familia Linhomoeidae
Terschellingia

CLASSE ADENOPHOREA



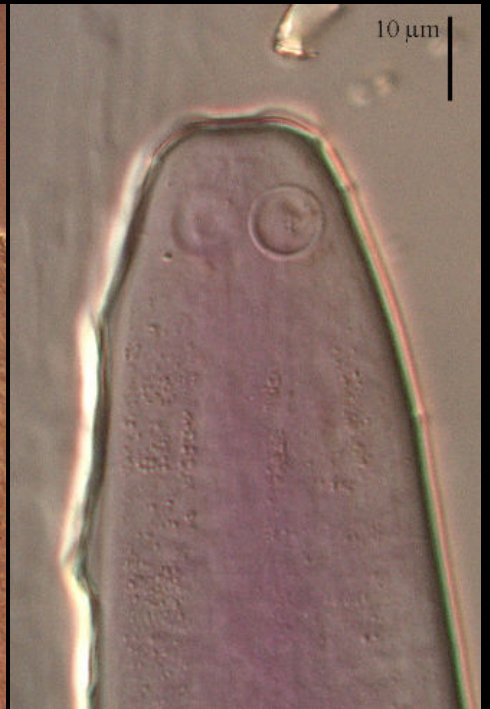
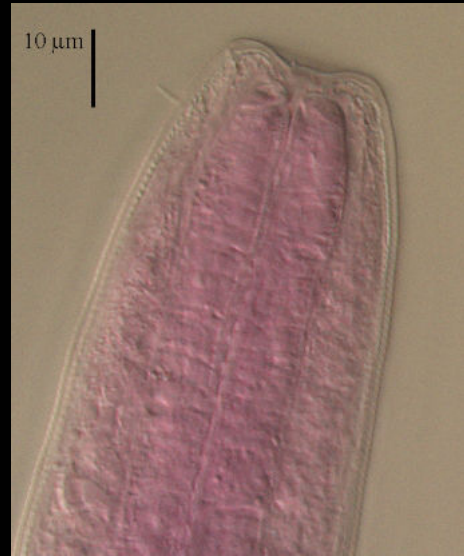
Presència del gènere en les llacunes estudiades

Ordre Monhysterida
Familia Linhomoeidae
Terschellingia

CLASSE ADENOPHOREA

CAP

Terschellingia

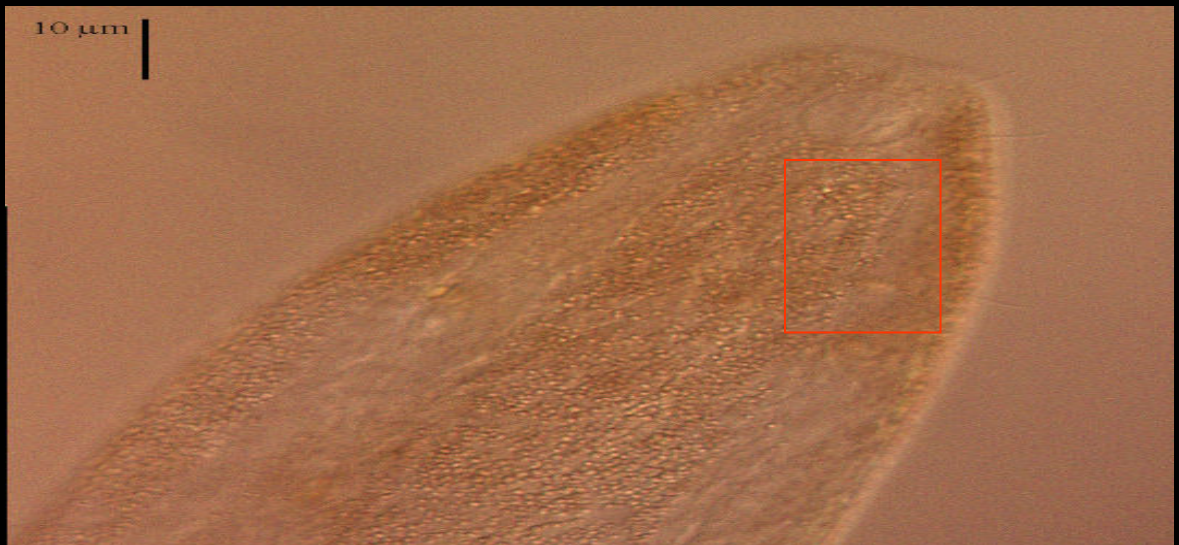
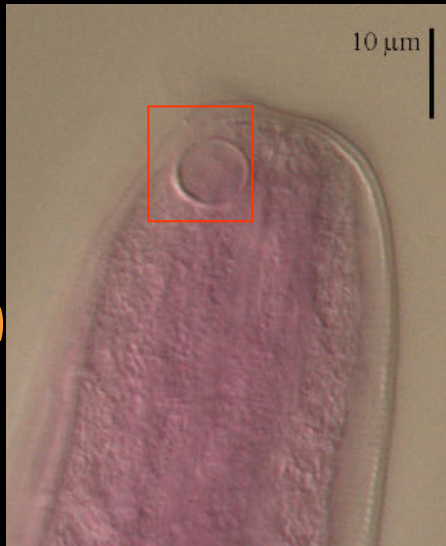


Ordre Monhysterida
Familia Linhomoeidae
Terschellingia

CLASSE ADENOPHOREA

AMFIDI

Terschellingia



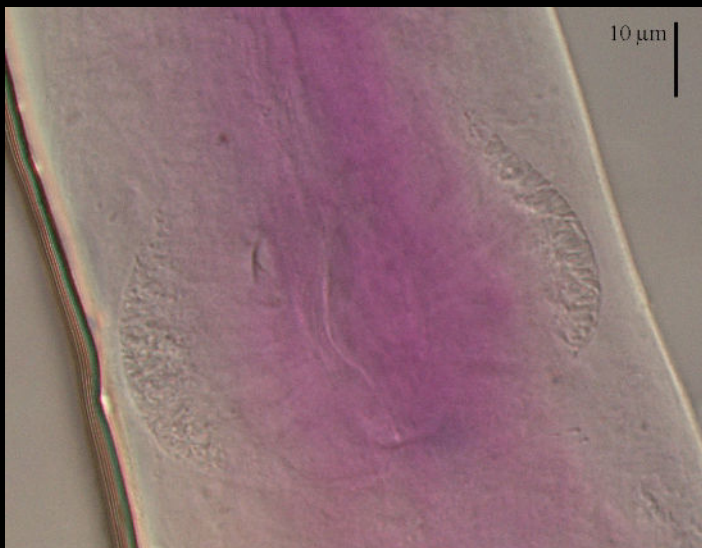
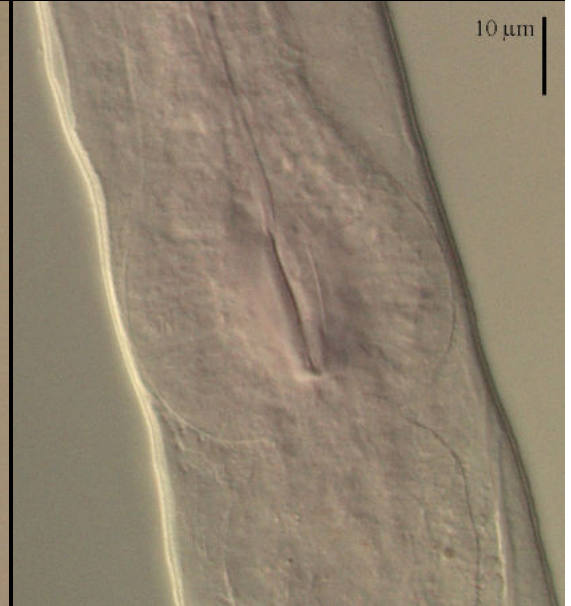
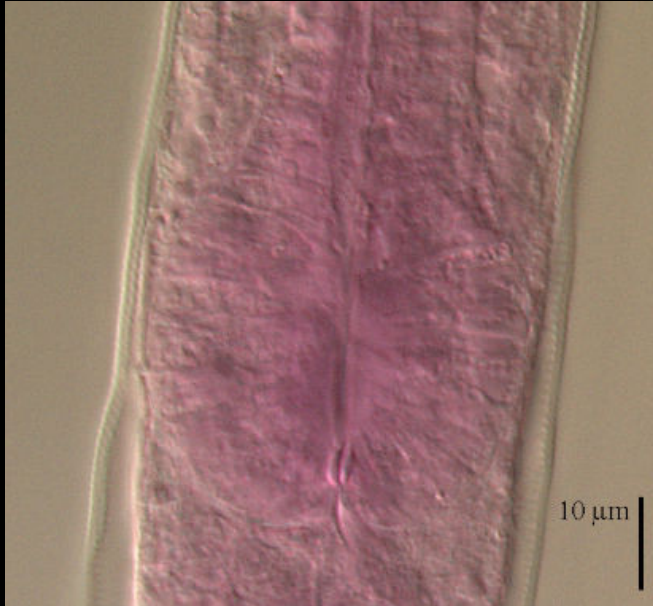
Ordre Monhysterida

Familia Linhomoeidae

Terschellingia

CLASSE ADENOPHOREA

Terschellingia



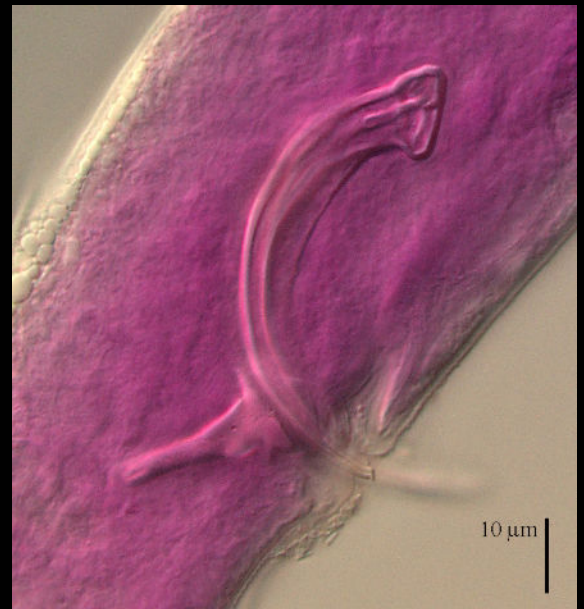
BULB

Ordre Monhysterida
Familia Linhomoeidae
Terschellingia

CLASSE ADENOPHOREA

ESPÍCULES

Terschellingia



Ordre Monhysterida

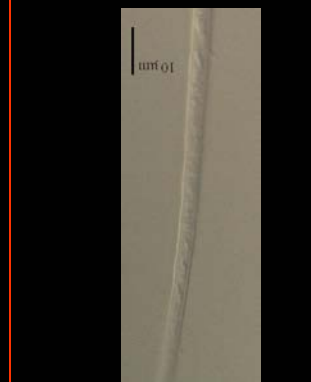
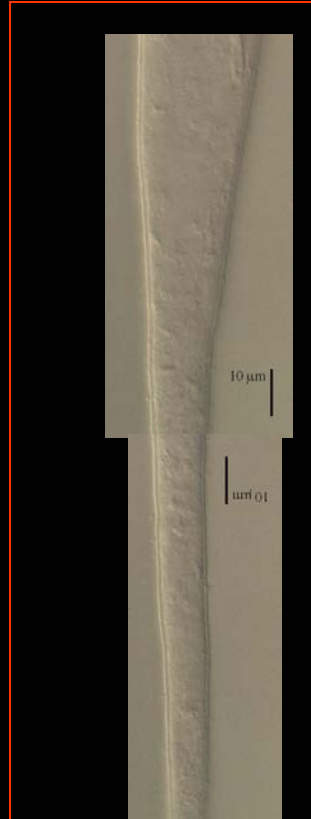
Familia Linhomoeidae

Terschellingia

CLASSE ADENOPHOREA

CUA

Terschellingia



CLASSE ADENOPHOREA

Ordre Chromadorida

Familia Leptolaimidae

Camacolaimus

Ordre Chromadorida
Familia Leptolaimidae
Camacolaimus

CLASSE ADENOPHOREA

MUNTANYETA

ROGERA

Presència del gènere en les llacunes estudiades

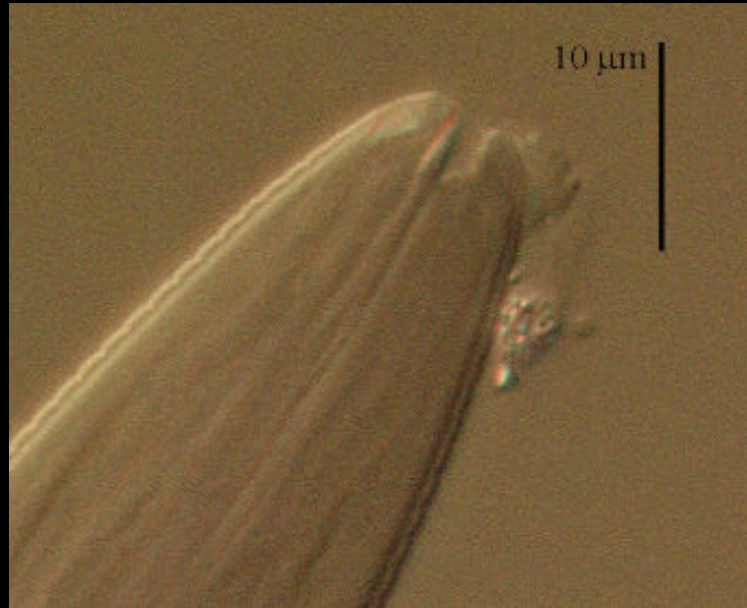
Ordre Chromadorida

CLASSE ADENOPHOREA

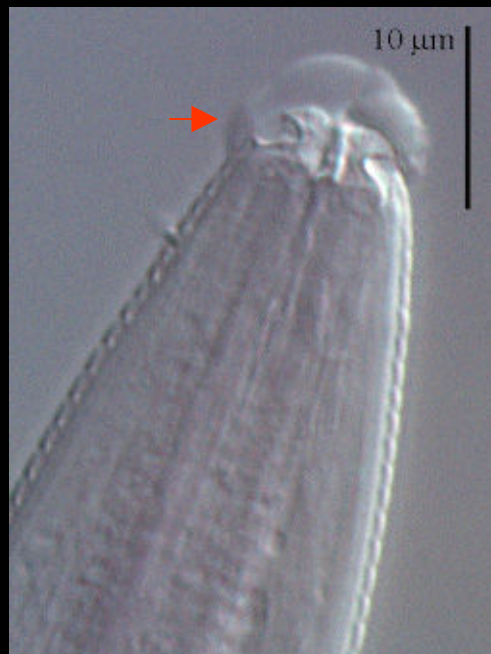
Familia Leptolaimidae

Camacolaimus

CAP



Camacolaimus



AMFIDI

Ordre Chromadorida

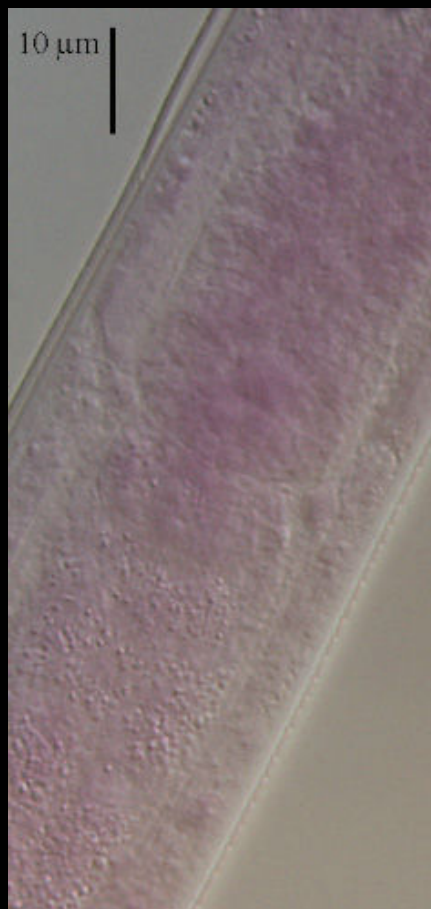
CLASSE ADENOPHOREA

Familia Leptolaimidae

Camacolaimus

BULB

Camacolaimus



Ordre Chromadorida

CLASSE ADENOPHOREA

Familia Leptolaimidae

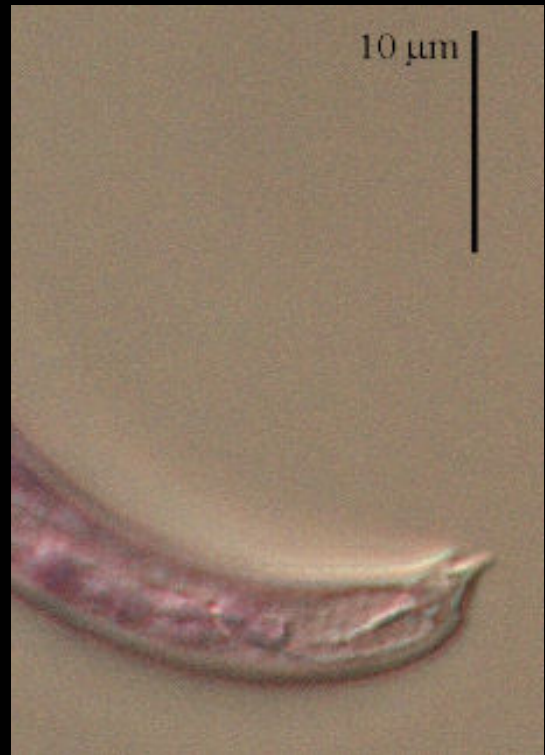
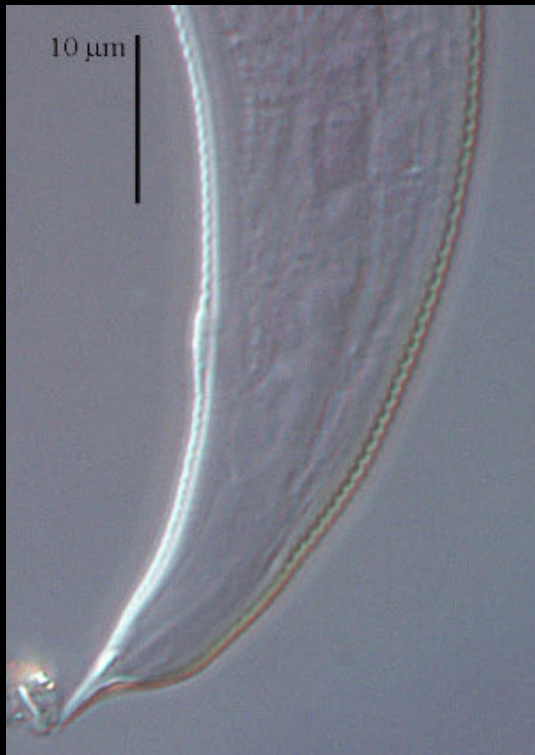
Camacolaimus

ESPÍCULES



Camacolaimus

CUA



Ordre Chromadorida

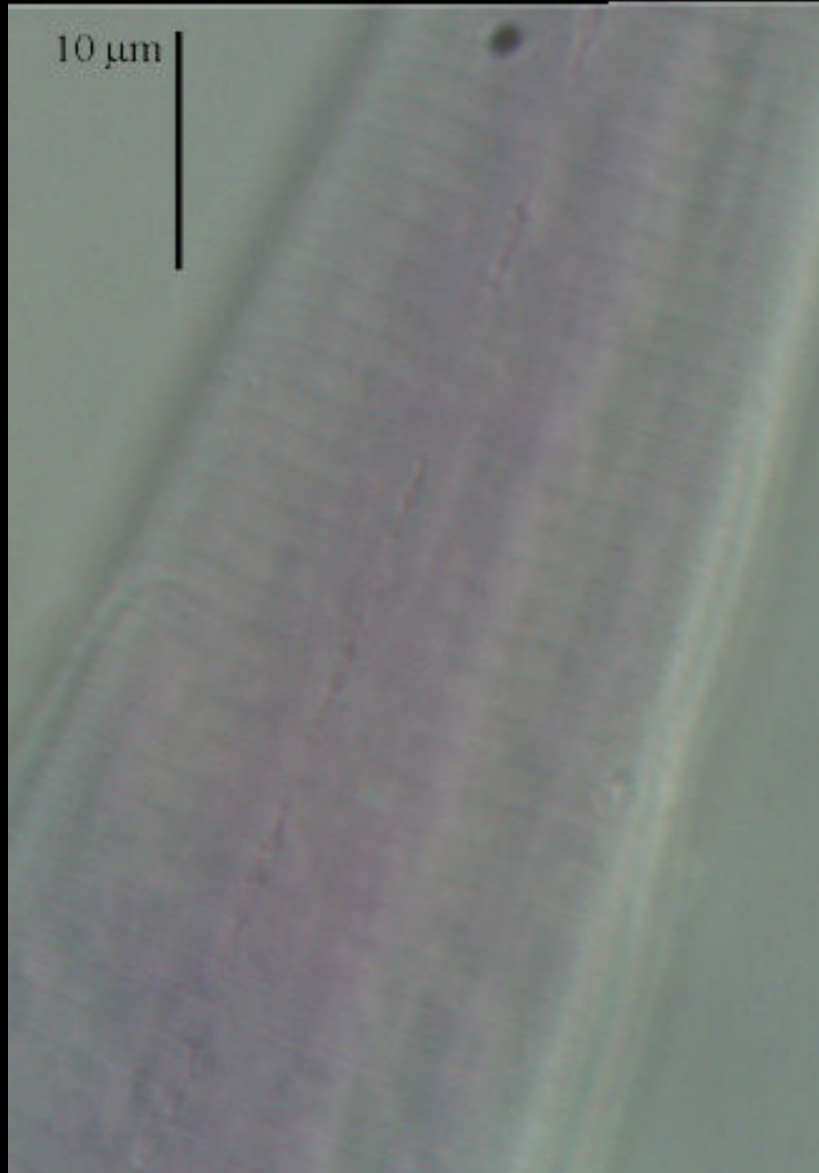
CLASSE ADENOPHOREA

Familia Leptolaimidae

Camacolaimus

TEXTURA

Camacolaimus



CLASSE ADENOPHOREA

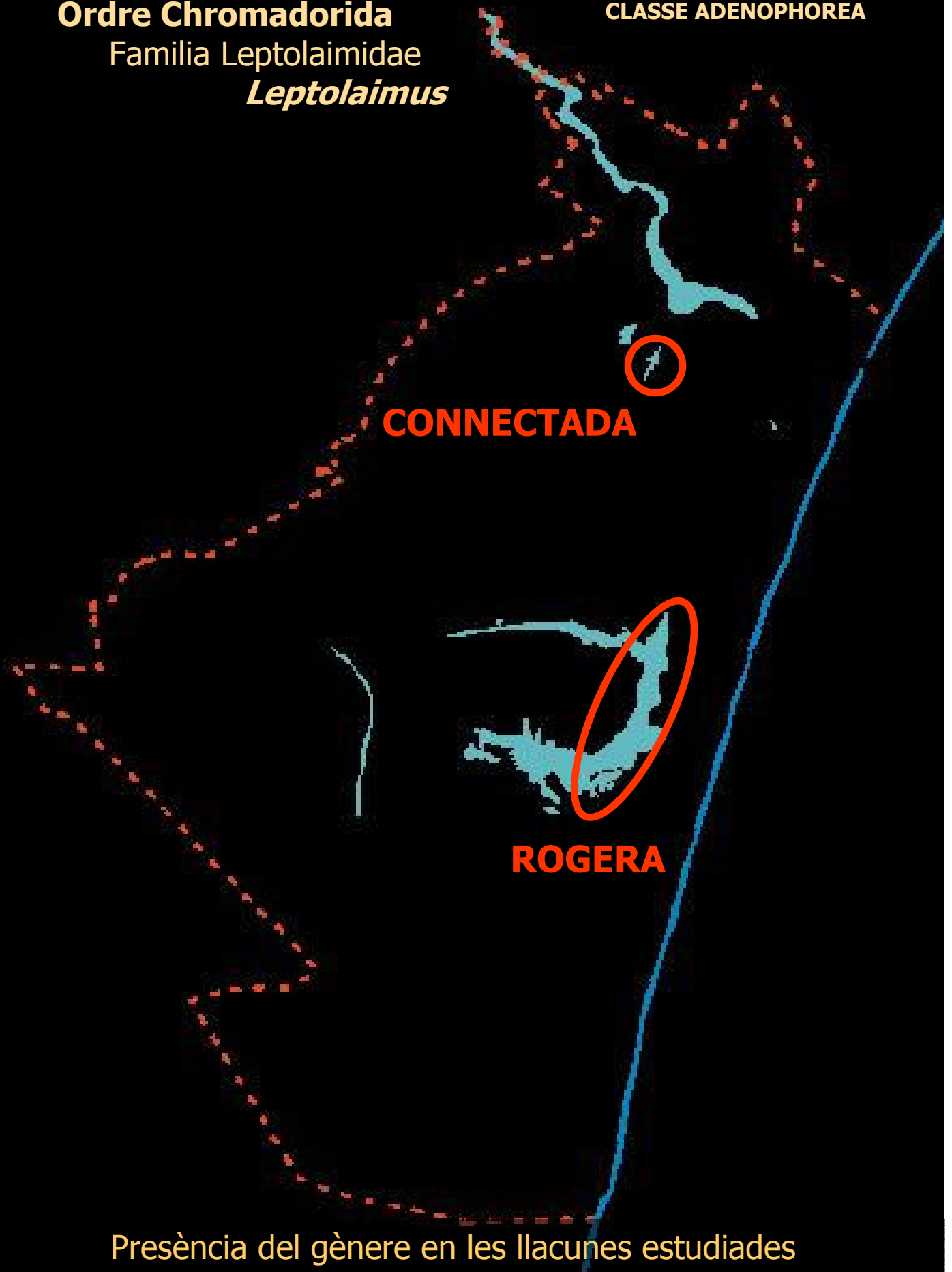
Ordre Chromadorida

Familia Leptolaimidae

Leptolaimus

Ordre Chromadorida
Familia Leptolaimidae
Leptolaimus

CLASSE ADENOPHOREA



Presència del gènere en les llacunes estudiades

Ordre Chromadorida

CLASSE ADENOPHOREA

Familia Leptolaimidae

Leptolaimus

CAP

Leptolaimus



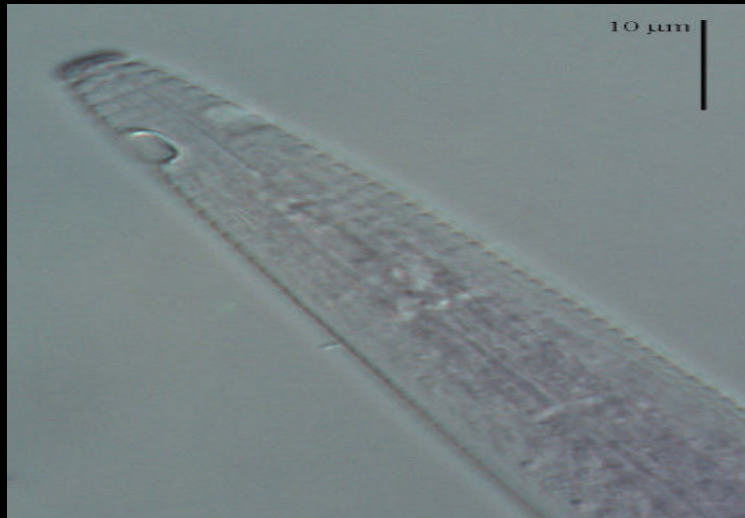
Ordre Chromadorida

CLASSE ADENOPHOREA

Familia Leptolaimidae

Leptolaimus

AMFIDI



Leptolaimus



BULB

Ordre Chromadorida

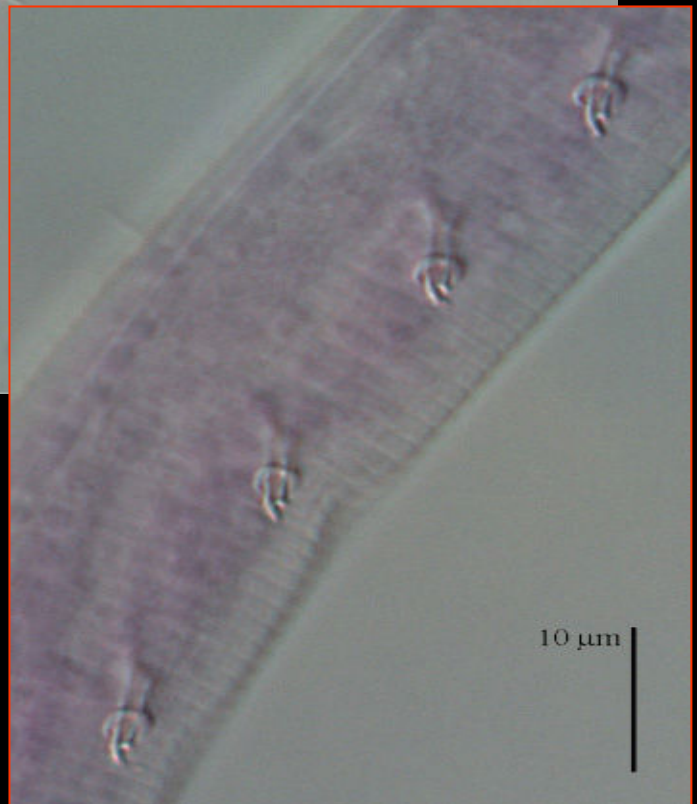
CLASSE ADENOPHOREA

Familia Leptolaimidae

Leptolaimus

SUPLEMENTS

Leptolaimus



Ordre Chromadorida

Familia Leptolaimidae

Leptolaimus

CLASSE ADENOPHOREA

ESPÍCULES



Leptolaimus

CUA



CLASSE ADENOPHOREA

Ordre Chromadorida

Familia Plectidae

Plectus

Ordre Chromadorida
Familia Plectidae
Plectus

CLASSE ADENOPHOREA



ROGERA

Presència del gènere en les llacunes estudiades

Ordre Chromadorida
Familia Plectidae
Plectus

CLASSE ADENOPHOREA



CAP

Plectus



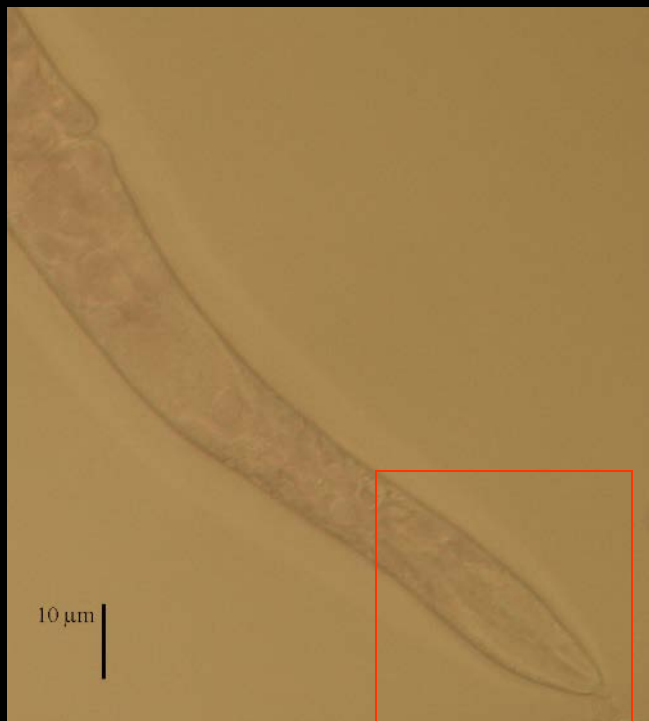
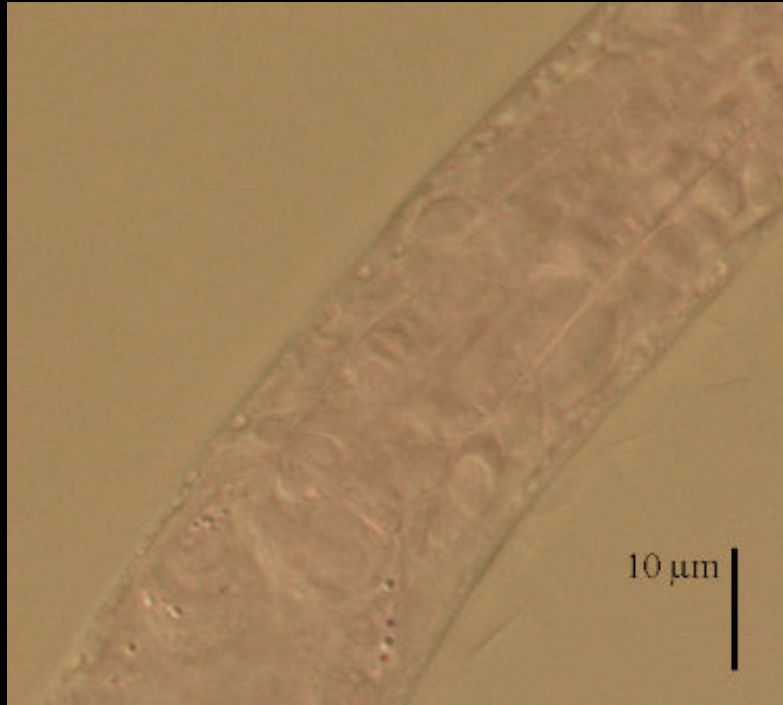
AMFIDI

Ordre Chromadorida
Familia Plectidae
Plectus

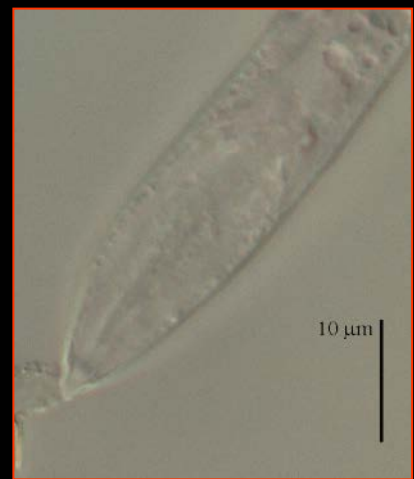
CLASSE ADENOPHOREA

Plectus

BULB



CUA



CLASSE ADENOPHOREA

Ordre Chromadorida

Familia Haliplectidae

Haliplectus

Ordre Chromadorida
Familia Haliplectidae
Haliplectus

CLASSE ADENOPHOREA

TAMARIU

CONNECTADA

LITORAL

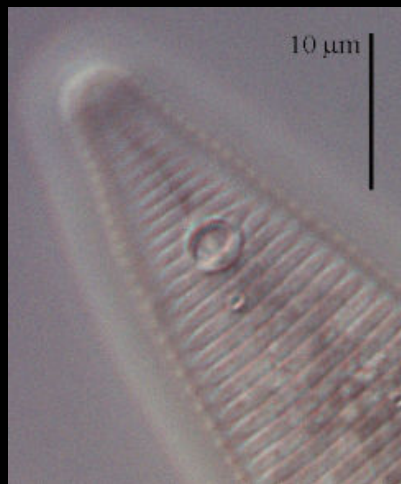
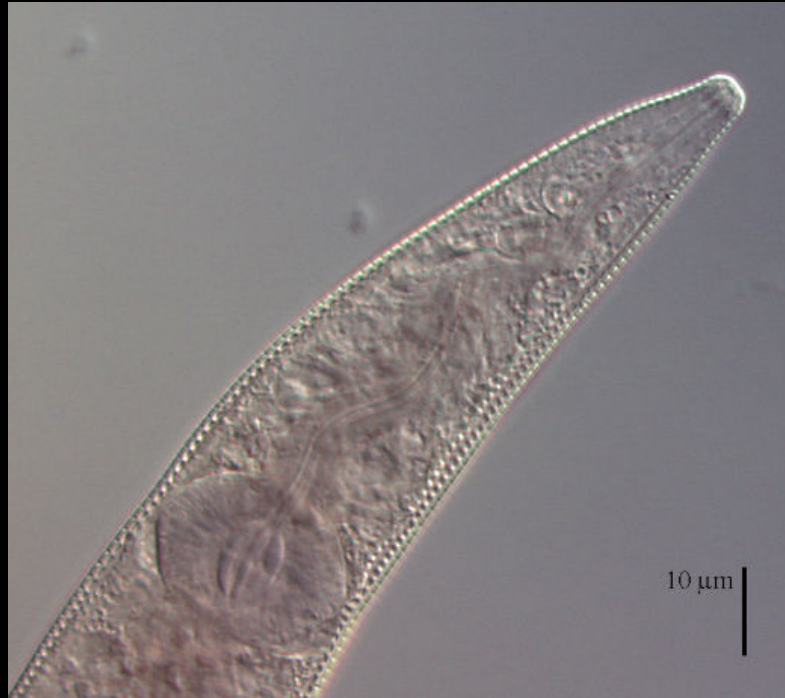
Presència del gènere en les llacunes estudiades

Ordre Chromadorida
Familia Haliplectidae
Haliplectus

CLASSE ADENOPHOREA

Haliplectus

CAP



AMFIDI

Ordre Chromadorida
Familia Haliplectidae
Haliplectus

CLASSE ADENOPHOREA

Haliplectus

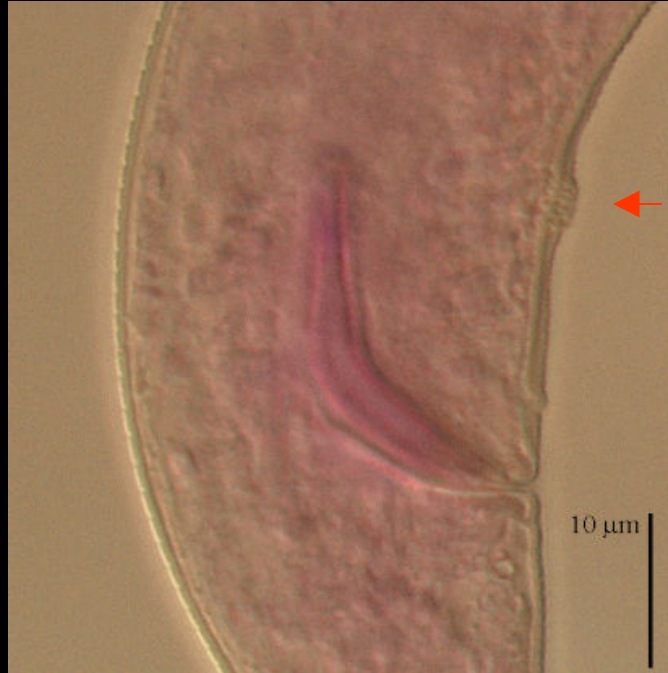


BULB

Ordre Chromadorida
Familia Haliplectidae
Haliplectus

CLASSE ADENOPHOREA

SUPLEMENTS



Haliplectus

ESPÍCULES

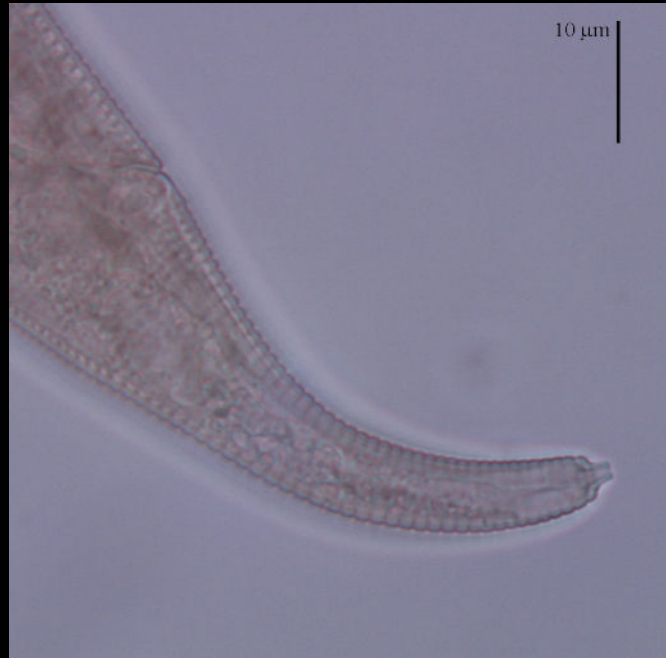


Ordre Chromadorida
Familia Haliplectidae
Haliplectus

CLASSE ADENOPHOREA

CUA

Haliplectus



CLASSE ADENOPHOREA

Ordre Chromadorida

Familia Chromadoridae

Dichromadora

Ordre Chromadorida
Familia Chromadoridae
Dichromadora

CLASSE ADENOPHOREA

TAMARIU
CONNECTADA
LITORAL
ROGERA

Presència del gènere en les llacunes estudiades

Ordre Chromadorida

CLASSE ADENOPHOREA

Familia Chromadoridae

Dichromadora

CAP

Dichromadora



Ordre Chromadorida

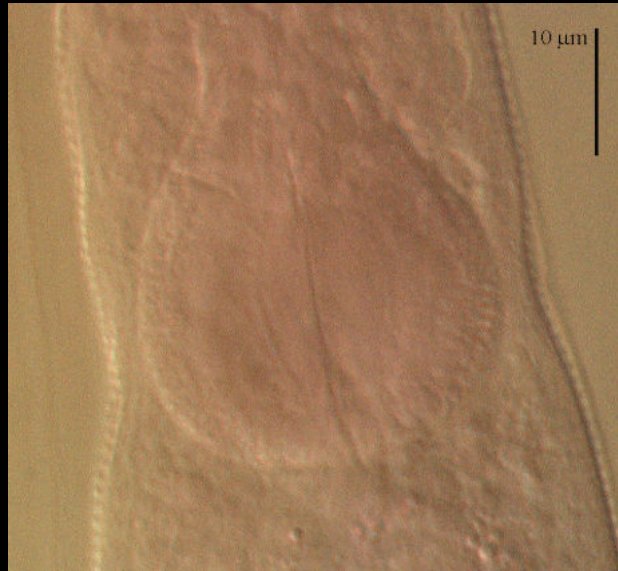
CLASSE ADENOPHOREA

Familia Chromadoridae

Dichromadora

BULB

Dichromadora

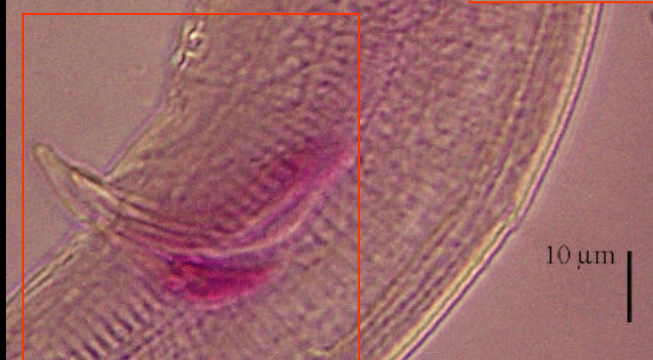
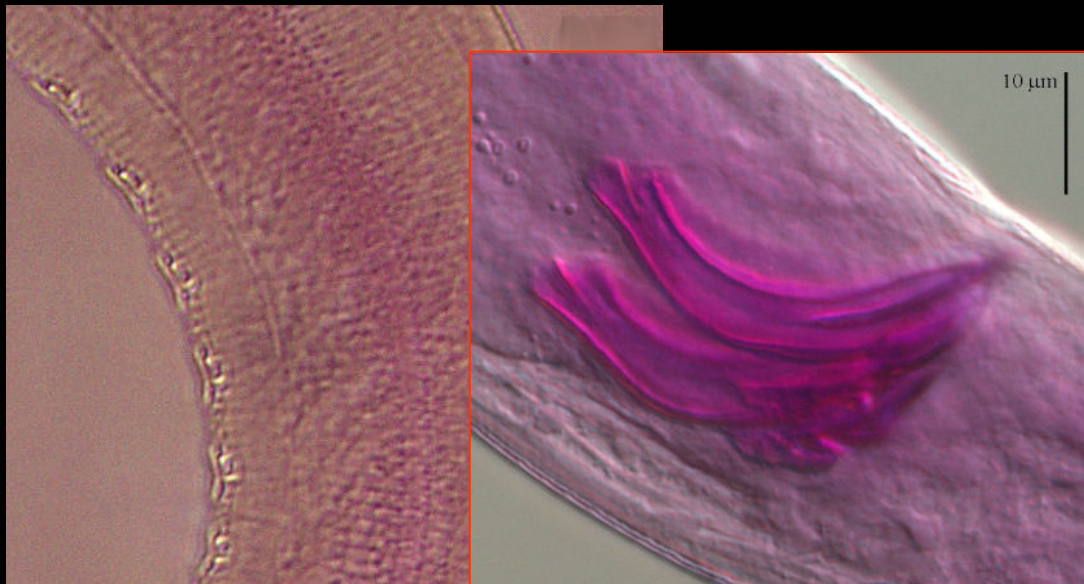


Ordre Chromadorida
Familia Chromadoridae
Dichromadora

CLASSE ADENOPHOREA

ESPÍCULES

Dichromadora



Ordre Chromadorida

Familia Chromadoridae

Dichromadora

CLASSE ADENOPHOREA

CUA

Dichromadora

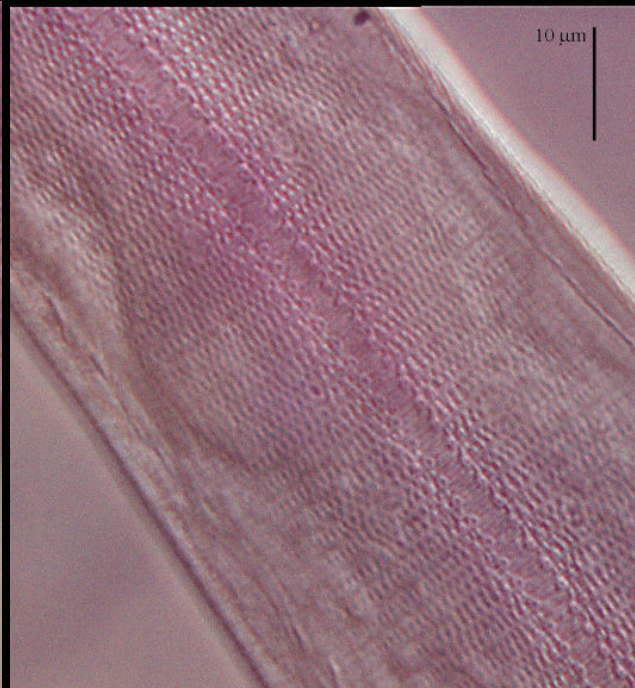
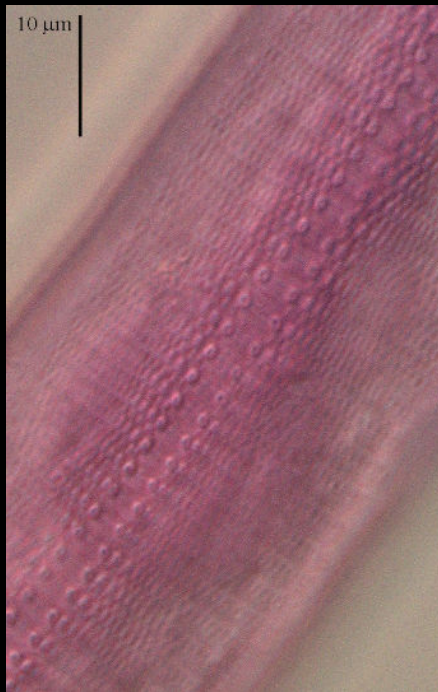
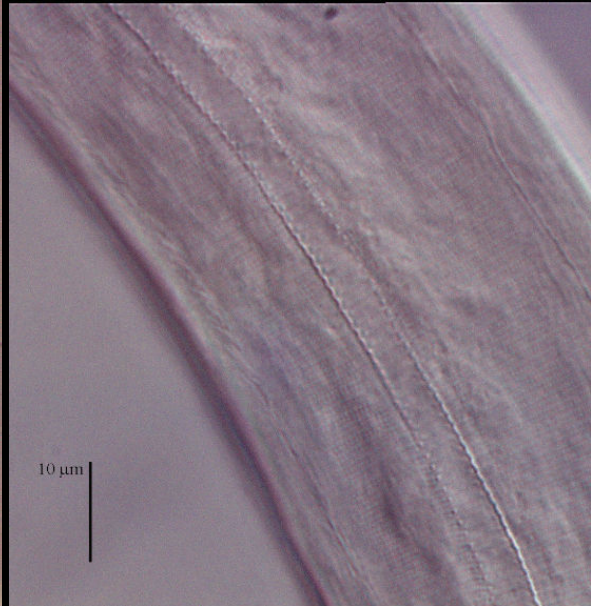
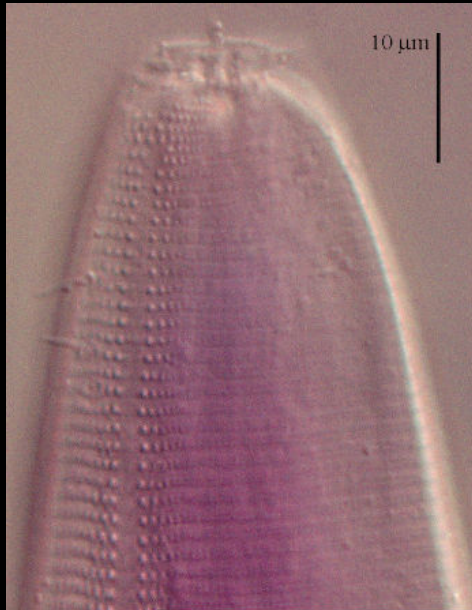


Ordre Chromadorida
Familia Chromadoridae
Dichromadora

CLASSE ADENOPHOREA

TEXTURA

Dichromadora



CLASSE ADENOPHOREA

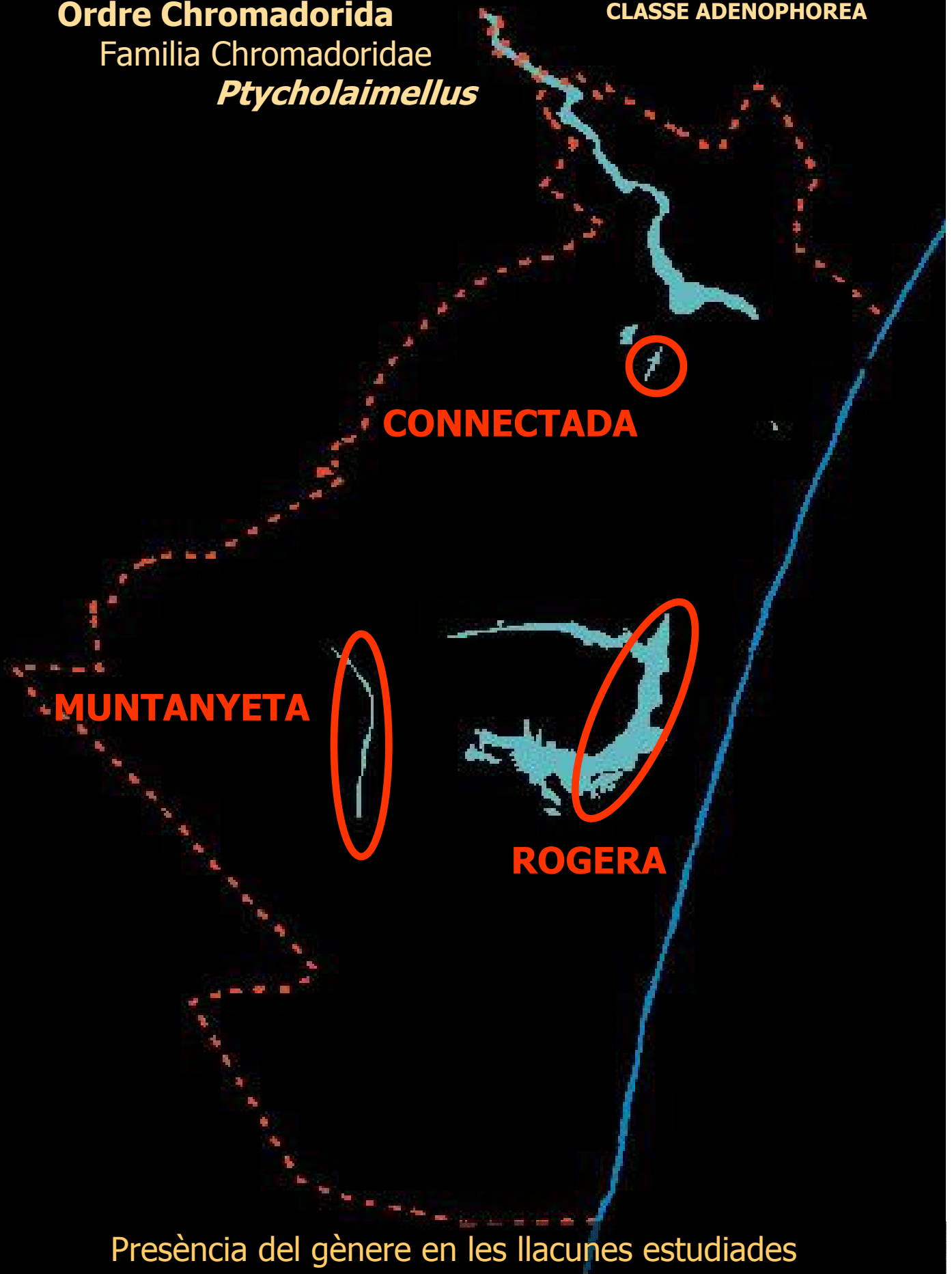
Ordre Chromadorida

Familia Chromadoridae

Ptycholaimellus

Ordre Chromadorida
Familia Chromadoridae
Ptycholaimellus

CLASSE ADENOPHOREA



Presència del gènere en les llacunes estudiades

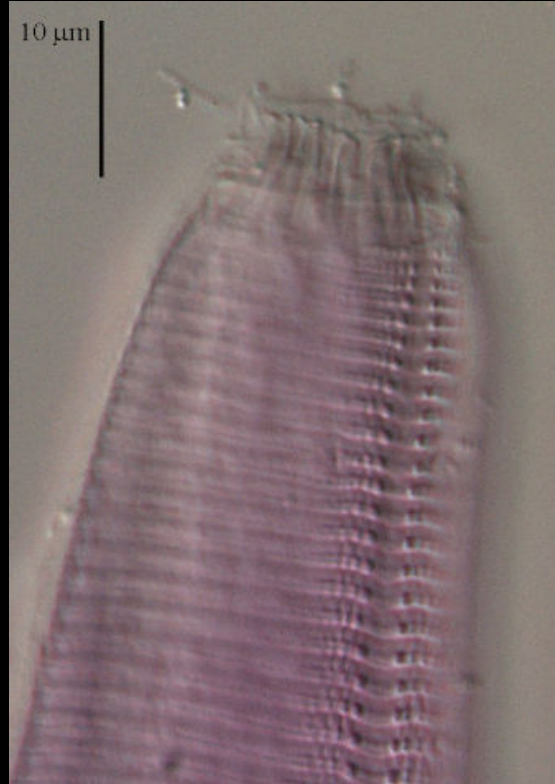
Ordre Chromadorida

CLASSE ADENOPHOREA

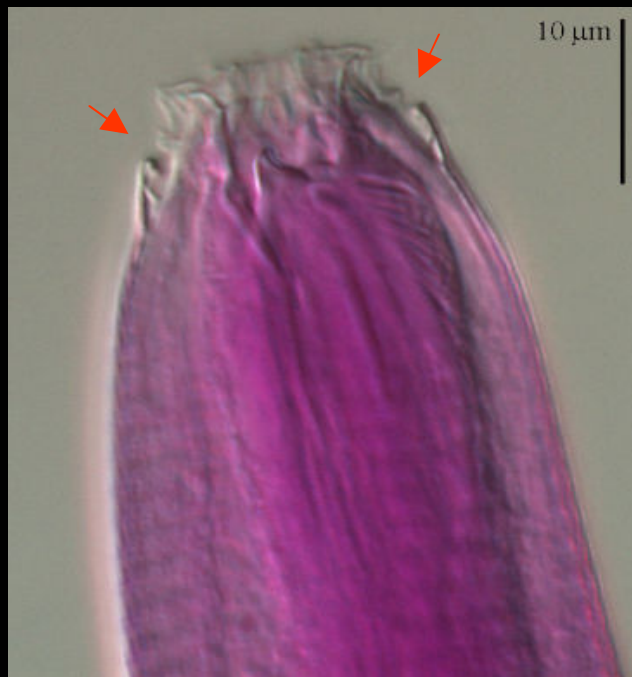
Familia Chromadoridae

Ptycholaimellus

Ptycholaimellus



CAP



AMFIDI

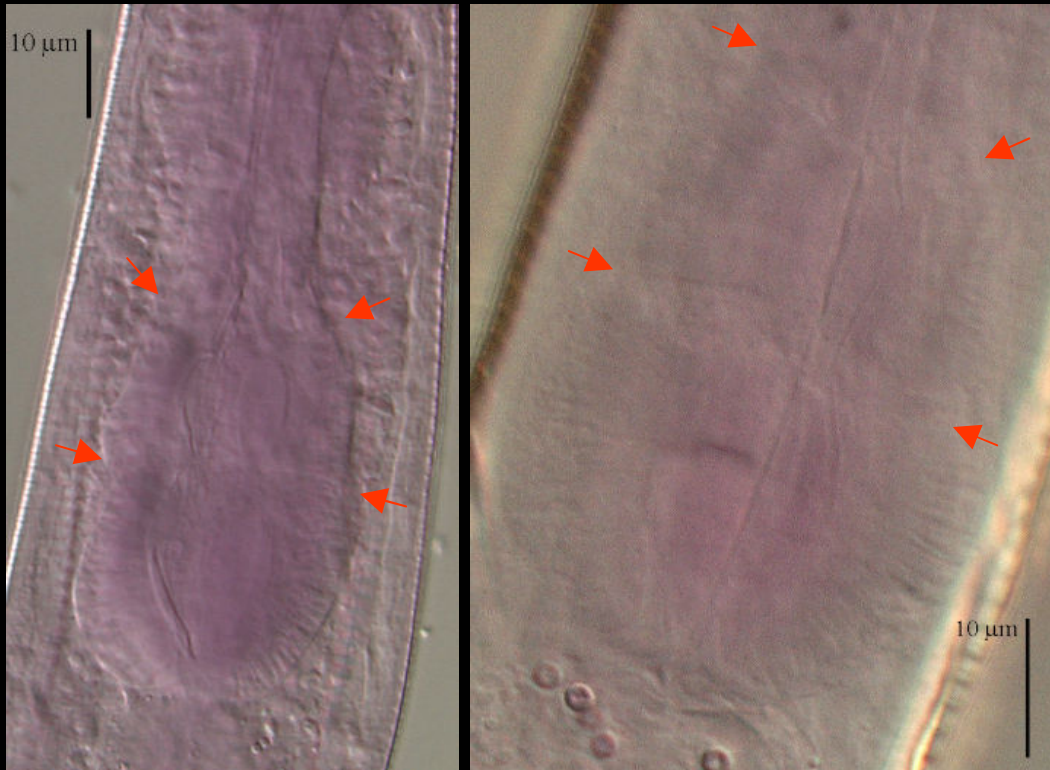
Ordre Chromadorida

CLASSE ADENOPHOREA

Familia Chromadoridae

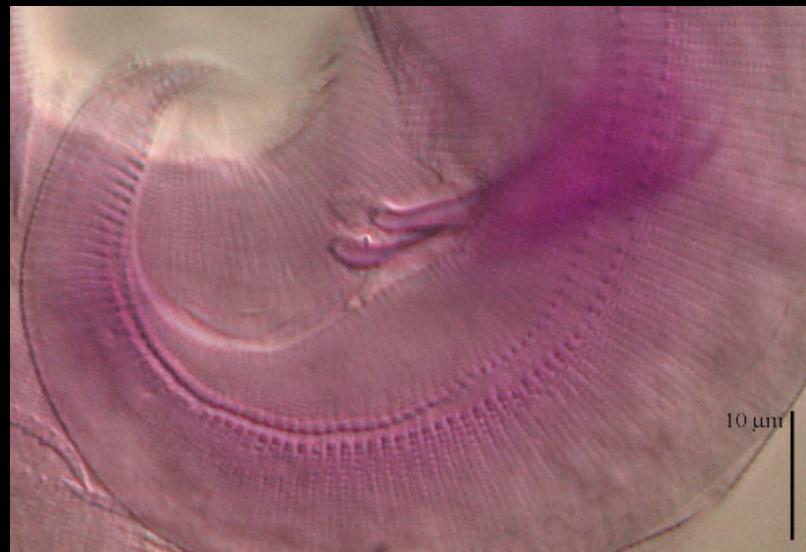
Ptycholaimellus

BULB



Ptycholaimellus

ESPICULES



Ordre Chromadorida

Familia Chromadoridae

Ptycholaimellus

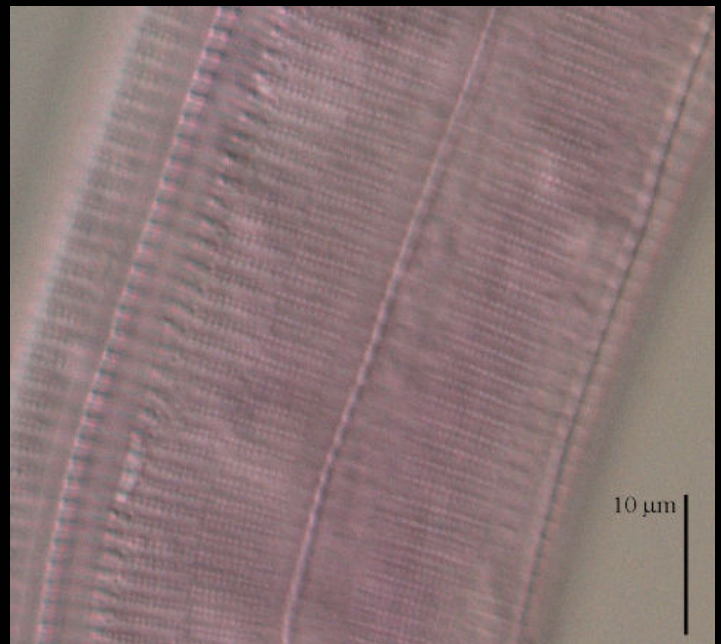
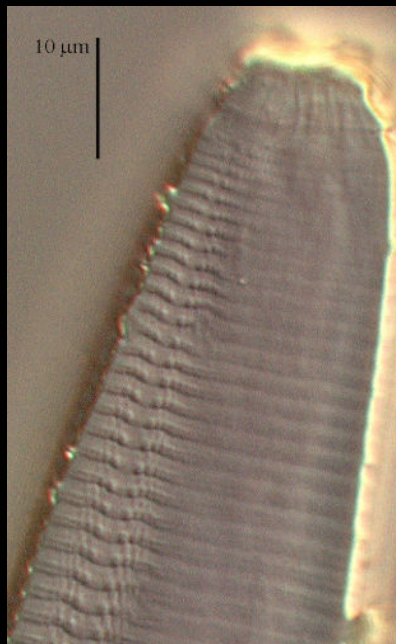
CLASSE ADENOPHOREA

Ptycholaimellus



CUA

TEXTURA



CLASSE ADENOPHOREA

Ordre Chromadorida

Familia Chromadoridae

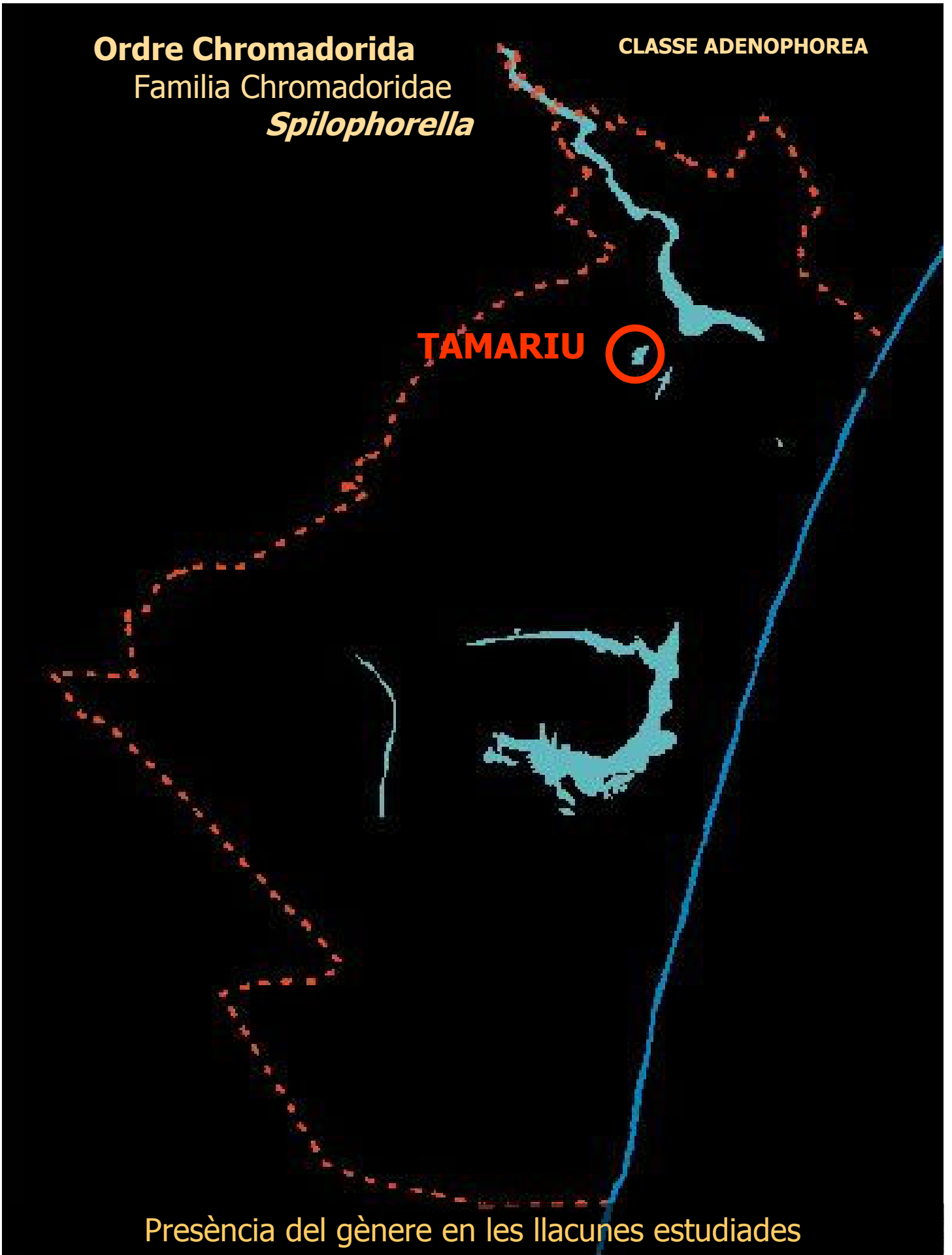
Spilophorella

Ordre Chromadorida
Familia Chromadoridae
Spilophorella

CLASSE ADENOPHOREA

TAMARIU 

Presència del gènere en les llacunes estudiades

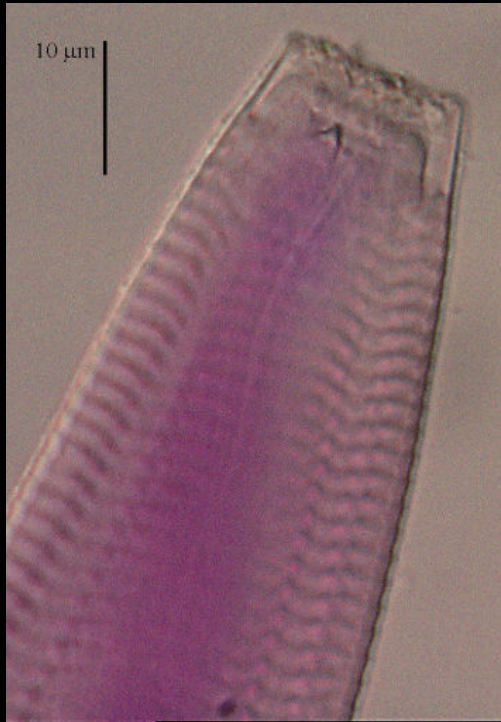


Ordre Chromadorida
Familia Chromadoridae
Spilophorella

CLASSE ADENOPHOREA

Spilophorella

CAP



BULB



Ordre Chromadorida
Familia Chromadoridae
Spilophorella

CLASSE ADENOPHOREA

Spilophorella



ESPÍCULES



CUA

Ordre Chromadorida

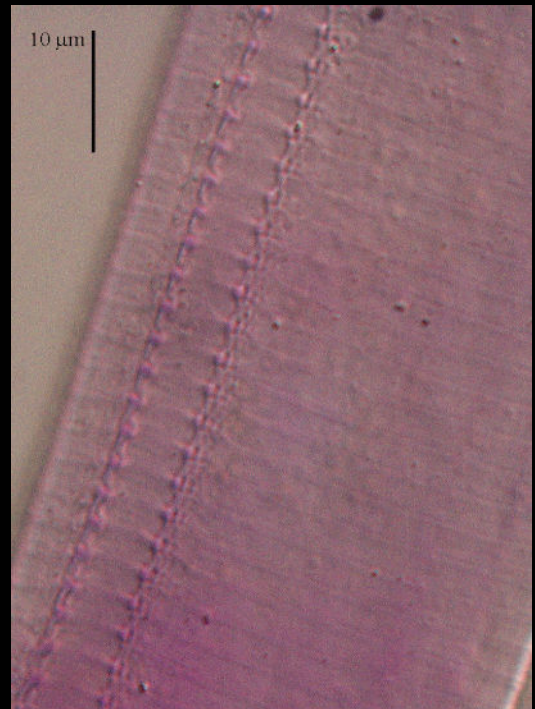
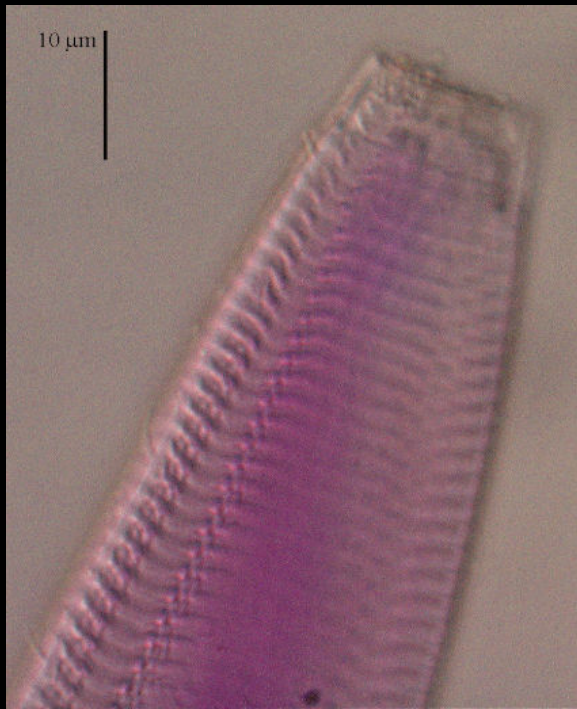
Familia Chromadoridae

Spilophorella

CLASSE ADENOPHOREA

TEXTURA

Spilophorella



CLASSE ADENOPHOREA

Ordre Chromadorida

Familia Cyatholaimidae

Paracanthochus

Ordre Chromadorida

Família Cyatholaimidae

Paracanthochus

CLASSE ADENOPHOREA



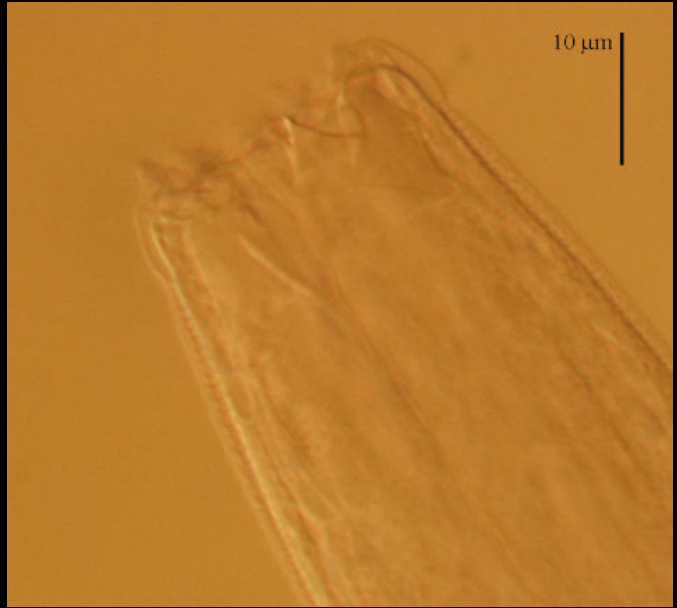
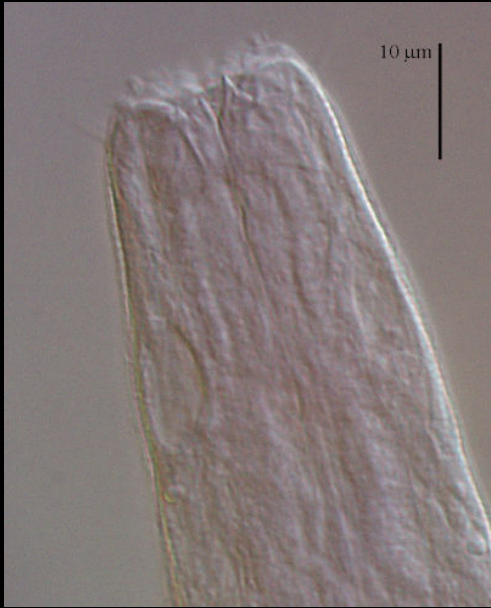
ROGERA

Presència del gènere en les llacunes estudiades

Ordre Chromadorida
Familia Cyatholaimidae
Paracanthonus

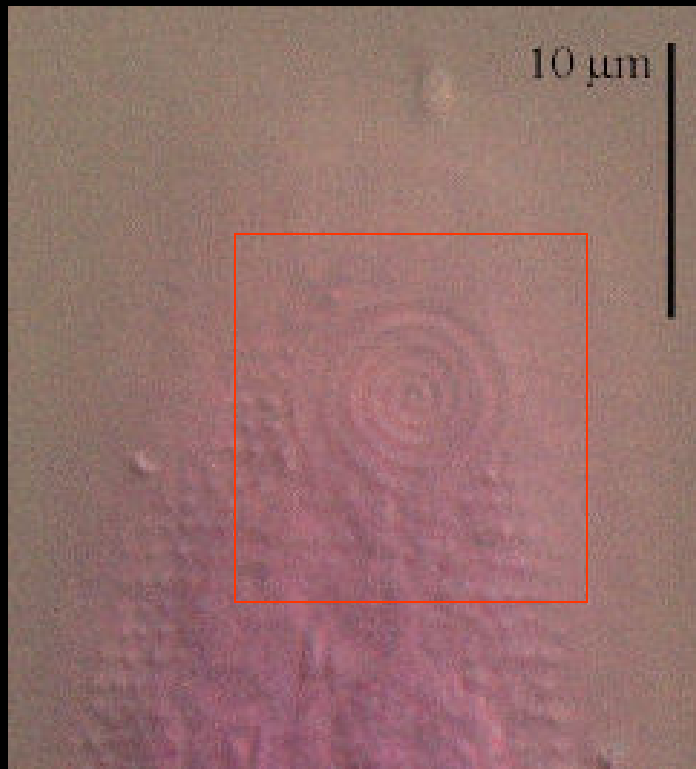
CLASSE ADENOPHOREA

CAP



Paracanthonus

AMFIDI



Ordre Chromadorida

CLASSE ADENOPHOREA

Familia Cyatholaimidae

Paracanthonus

SUPLEMENTS

Paracanthonus



ESPÍCULES



Ordre Chromadorida

Familia Cyatholaimidae

Paracanthonus

CLASSE ADENOPHOREA

CUA

Paracanthonus



Ordre Chromadorida

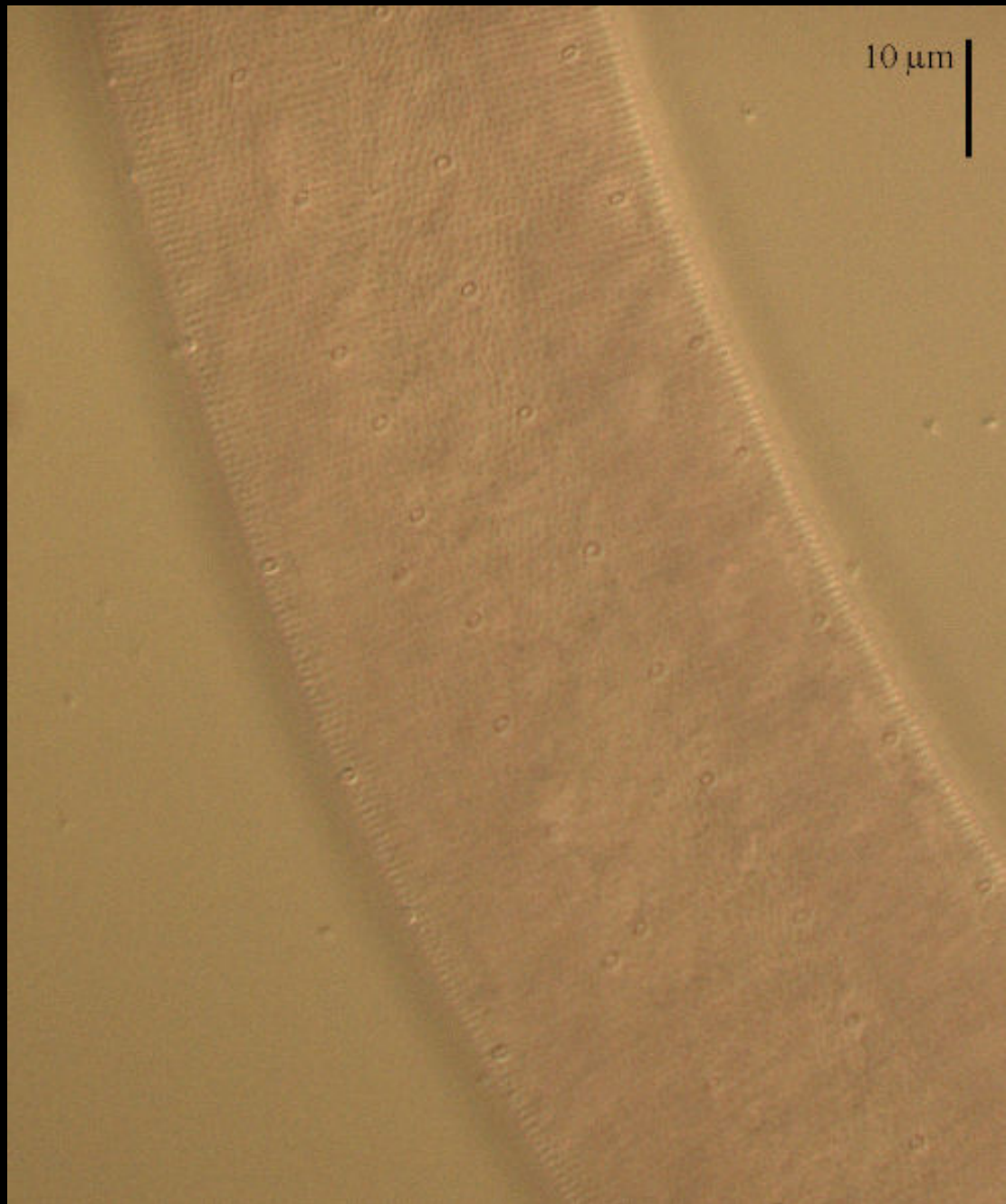
CLASSE ADENOPHOREA

Familia Cyatholaimidae

Paracanthonus

TEXTURA

Paracanthonus



CLASSE ADENOPHOREA

Ordre Chromadorida

Familia Microlaimidae

Calomicrolaimus

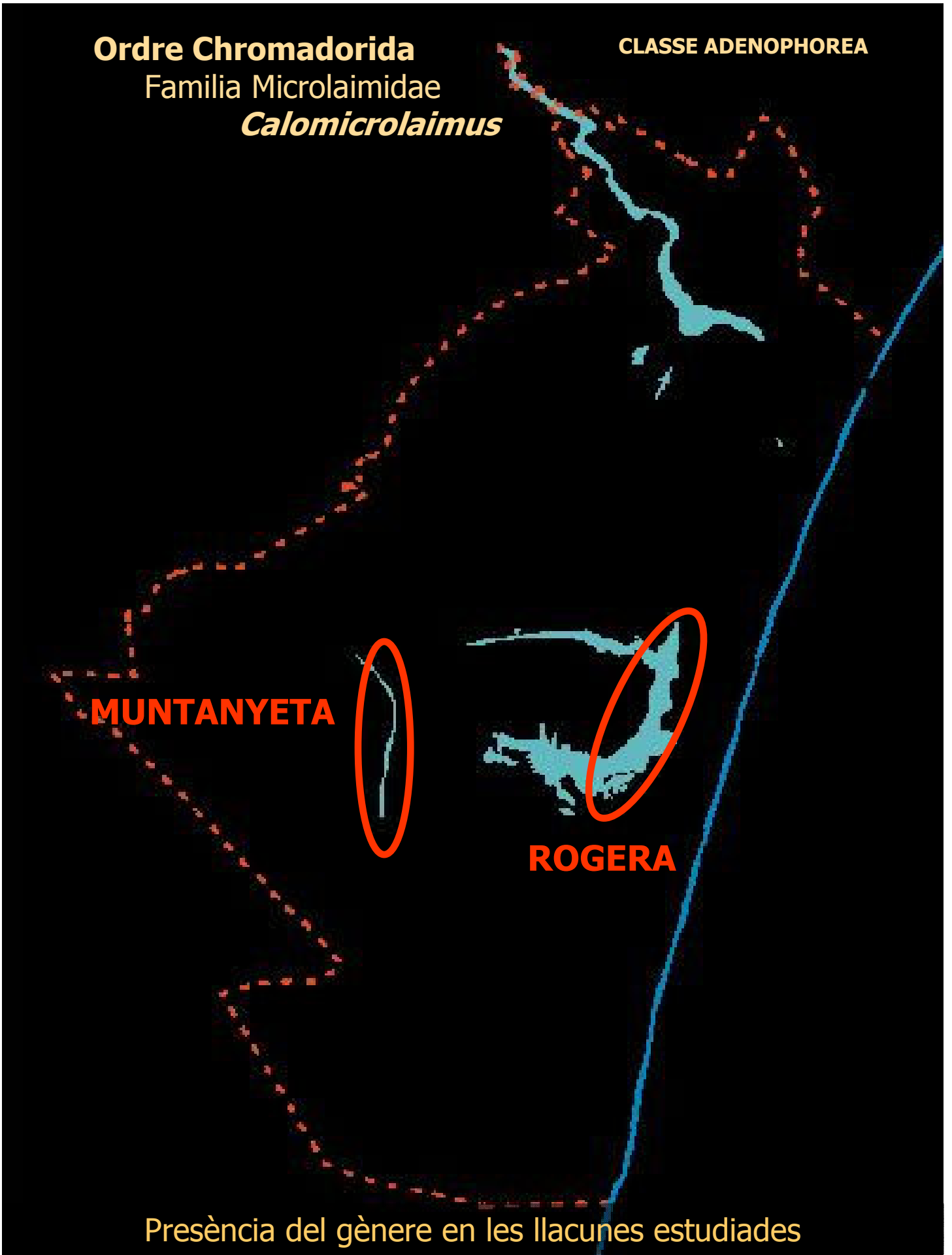
Ordre Chromadorida
Familia Microlaimidae
Calomicrolaimus

CLASSE ADENOPHOREA

MUNTANYETA

ROGERA

Presència del gènere en les llacunes estudiades



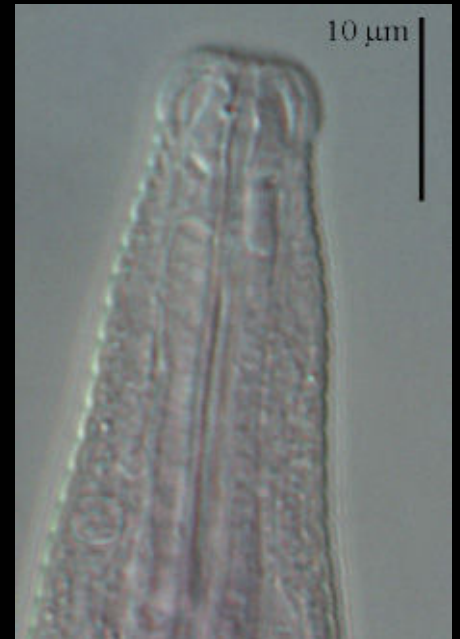
Ordre Chromadorida

CLASSE ADENOPHOREA

Familia Microlaimidae

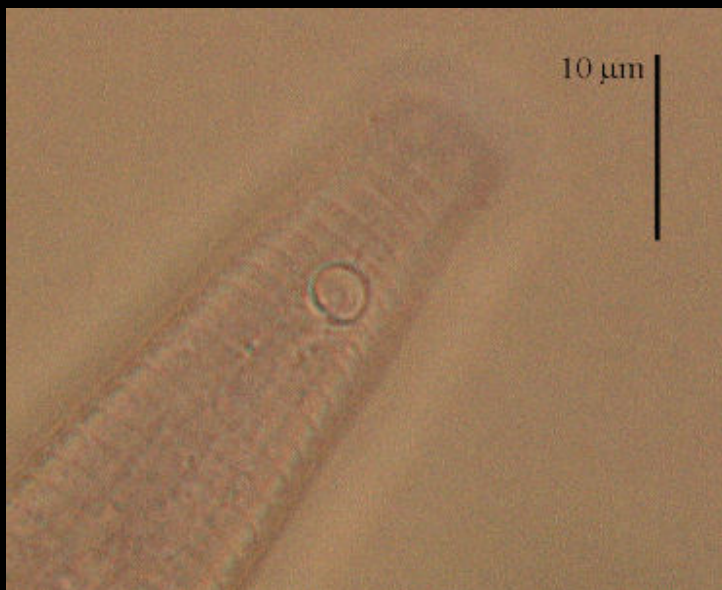
Calomicrolaimus

CAP



Calomicrolaimus

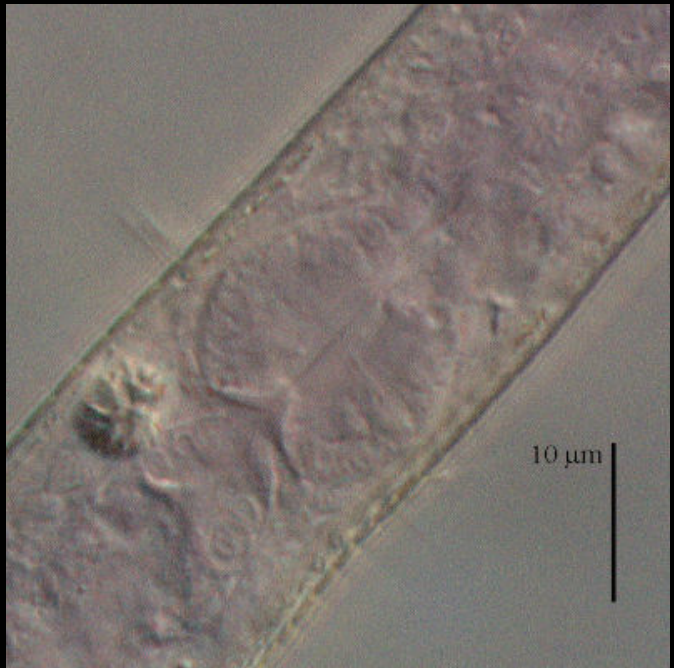
AMFIDI



Ordre Chromadorida
Familia Microlaimidae
Calomicrolaimus

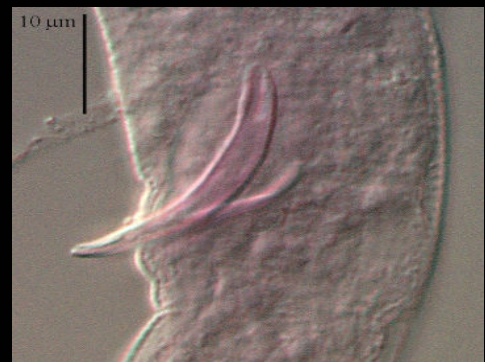
CLASSE ADENOPHOREA

BULB



Calomicrolaimus

ESPICULES



Ordre Chromadorida

Familia Microlaimidae

Calomicrolaimus

CLASSE ADENOPHOREA

ANUS

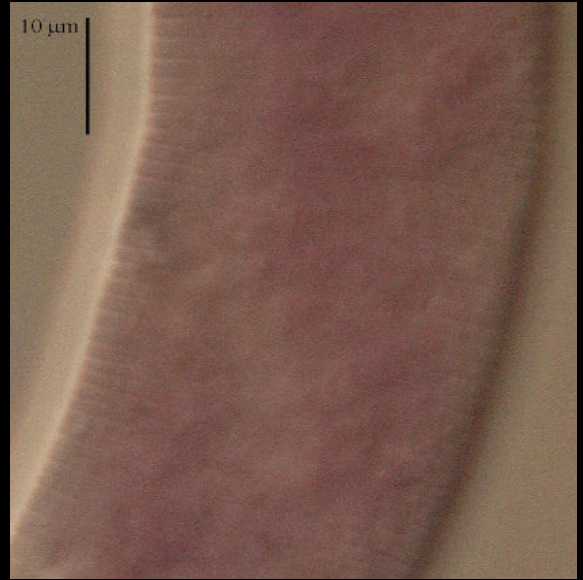


Calomicrolaimus

CUA



TEXTURA



**S'agraeix la col·laboració de Tom Bongers
i de Hanny van Megen per a perdre el
temps per mostrar-me les “pàgines
grogues” dels nematodes.**

**CATÀLEG VISUAL DELS NEMATODES DE LA
RESERVA DE "LES LLAUNES" DELS
AIGUAMOLLS DE L'EMPORDÀ**

**Part III: Classe ADENOPHOREA
Ordre Enoplida
Ordre Dorylaimida**

Fílum NEMATHELMINTHES

Classe ADENOPHOREA

Ordre Enoplida

Familia Anoplostomidae

Anoplostoma spp.

Familia Oxystominidae

Halalaimus spp.

Litinium spp.

Oxystomina spp.

Familia Oncholaimidae

Adoncholaimus spp.

Viscosia spp.

Oncholaimus spp.

Familia Tripyloididae

Tripyloides spp.

Familia Tripylidae

Tripyla spp.

Ordre Dorylaimida

Familia Mononchidae

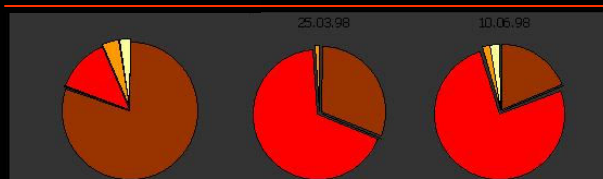
Mononchidae indeterminat

Familia Dorylaimidae

Dorylaimidae indeterminat

ELS AIGUAMOLLS DE L'EMPORDÀ, RESERVA INTEGRAL DE "LES LLAUNES"

TAMARIU



Gener Març Juny

Gener Març Juny



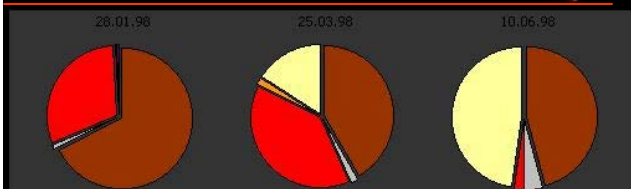
LITORAL

CONNECTADA



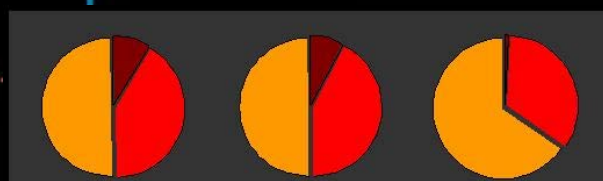
Gener Març Juny

MUNTANYETA

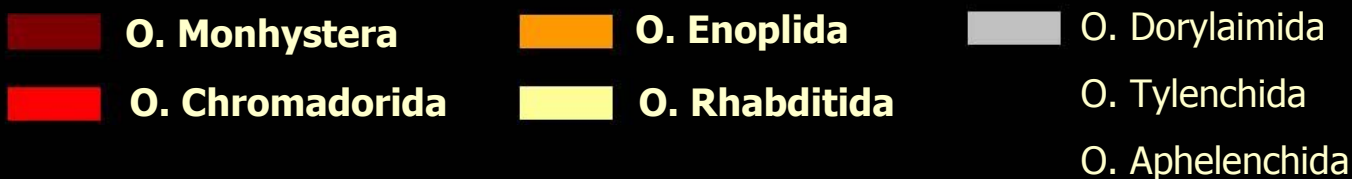


Gener Març Juny

ROGERA



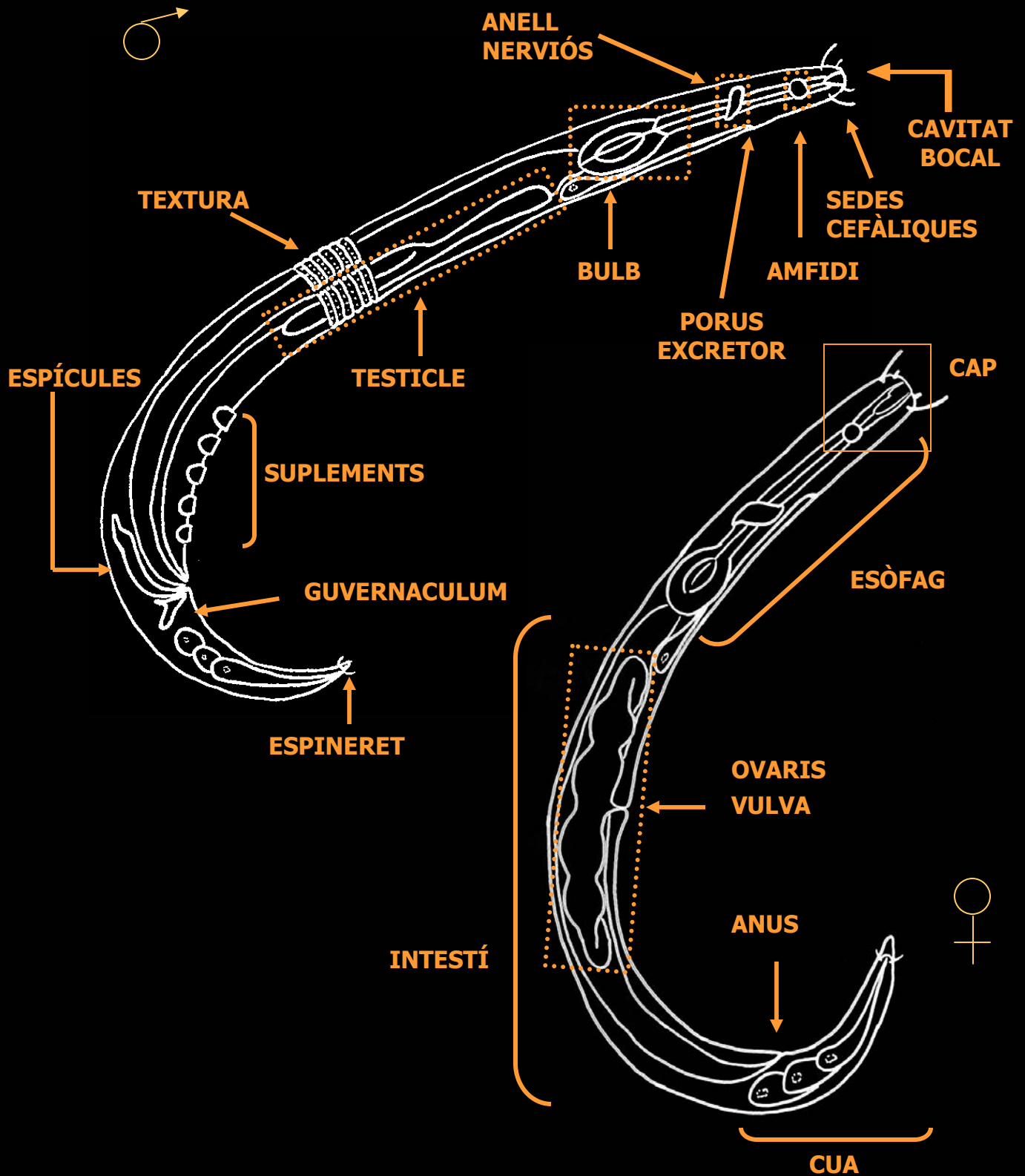
Gener Març Juny



Importància relativa (nombre d'individus) dels diferents ordres de nematodes

MORFOLOGIA GENERAL DELS NEMATODES

Esquema modificat a partir de Platt & Warwick (1983)



CLASSE ADENOPHOREA

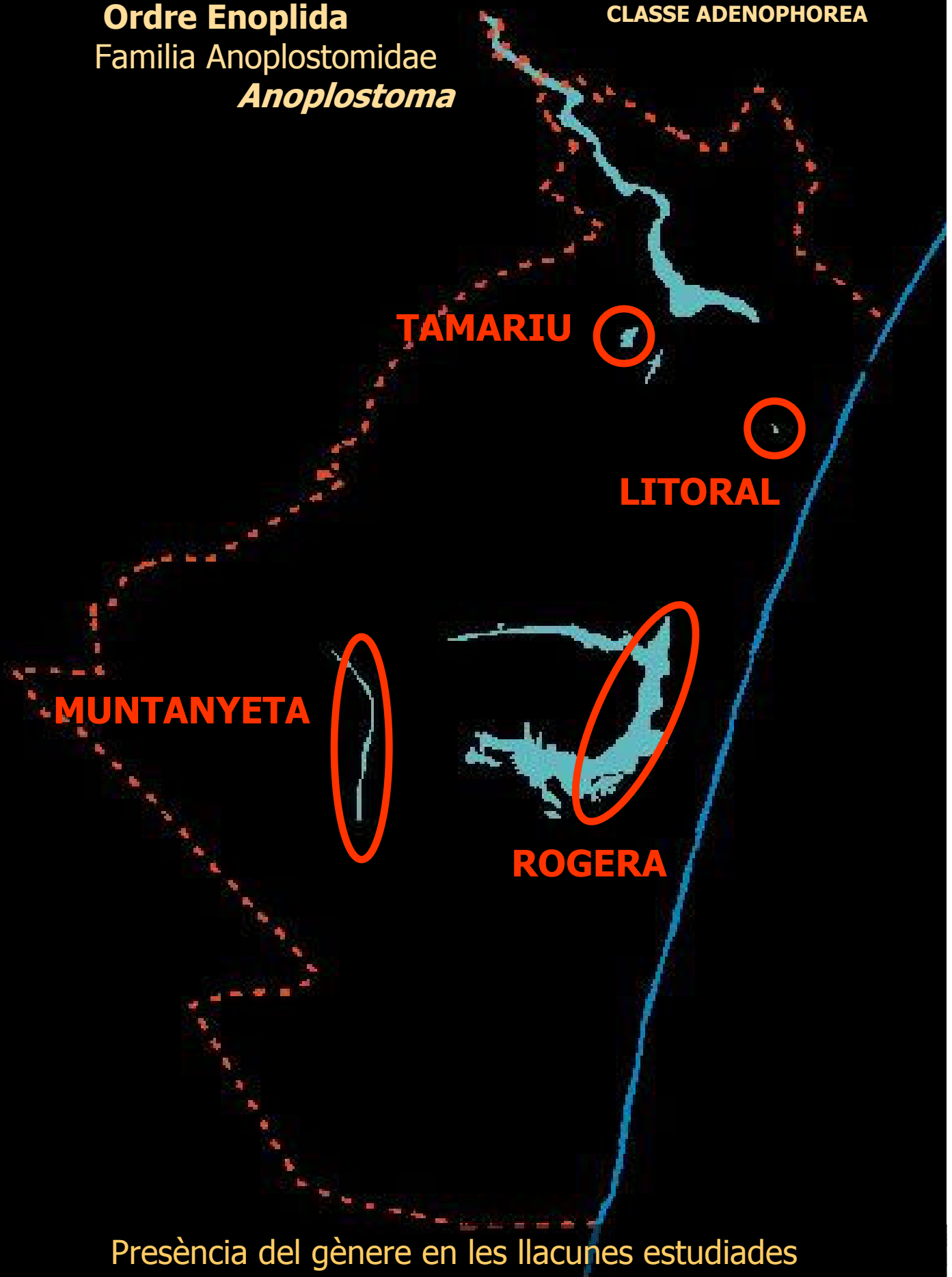
Ordre Enoplida

Familia Anoplostomidae

Anoplostoma

Ordre Enoplida
Familia Anoplostomidae
Anoplostoma

CLASSE ADENOPHOREA



Presència del gènere en les llacunes estudiades

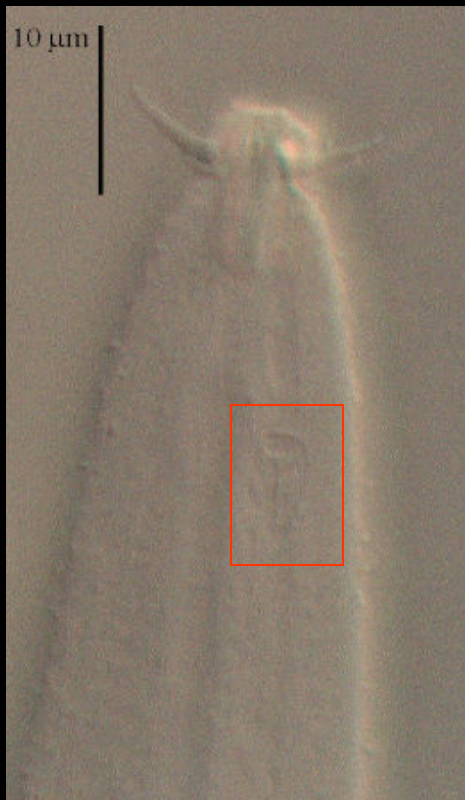
Ordre Enoplida
Familia Anoplostomidae
Anoplostoma

CLASSE ADENOPHOREA

Anoplostoma



CAP



AMFIDI



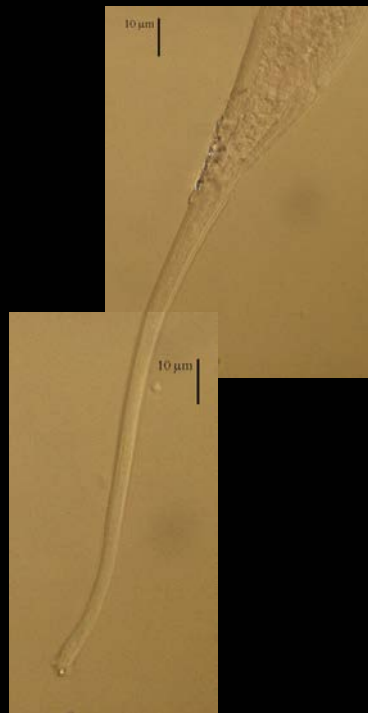
Ordre Enoplida
Familia Anoplostomidae
Anoplostoma

CLASSE ADENOPHOREA

ESPÍCULES



Anoplostoma



CUA

CLASSE ADENOPHOREA

Ordre Enoplida

Familia Oxystominidae

Halalaimus

Ordre Enoplida
Familia Oxystominidae
Halalaimus

CLASSE ADENOPHOREA



ROGERA

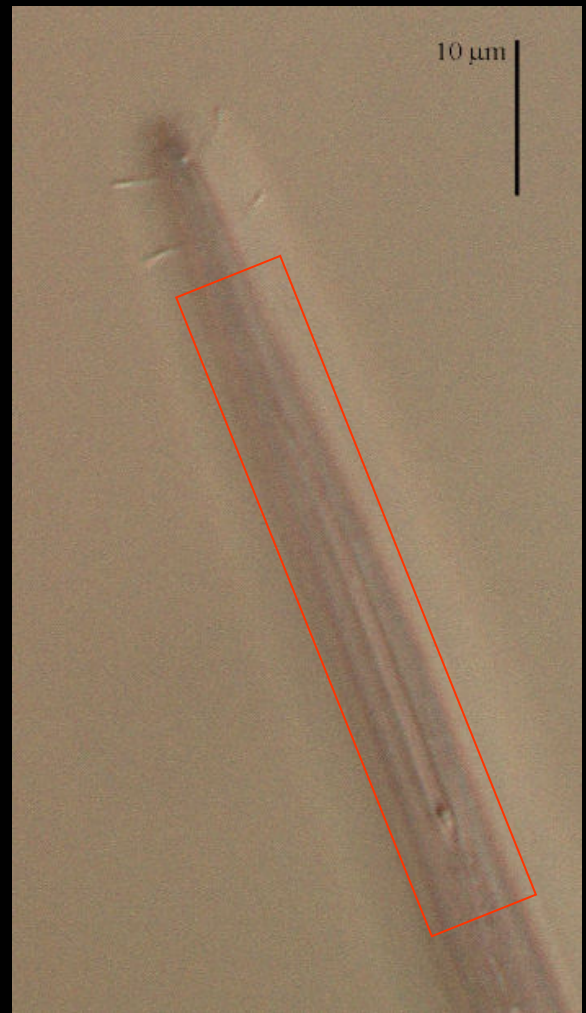
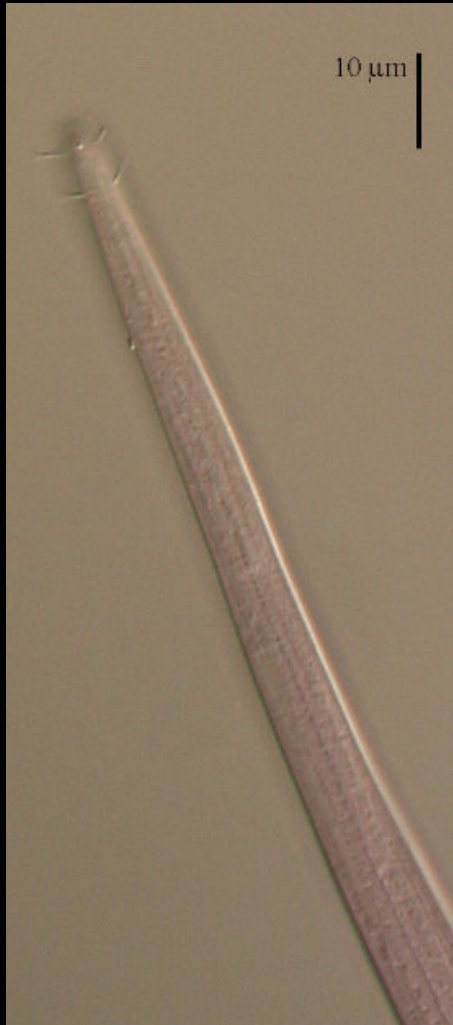
Presència del gènere en les llacunes estudiades

Ordre Enoplida
Familia Oxystominidae
Halalaimus

CLASSE ADENOPHOREA

Halalaimus

CAP

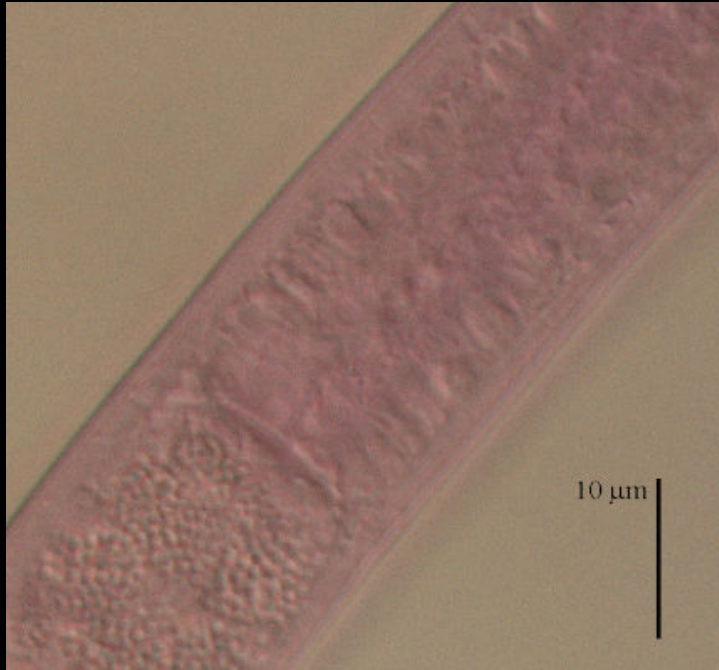


AMFIDI

Ordre Enoplida
Familia Oxystominidae
Halalaimus

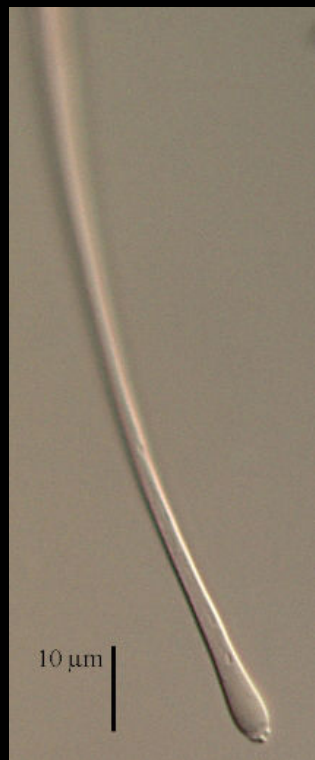
CLASSE ADENOPHOREA

Halalaimus

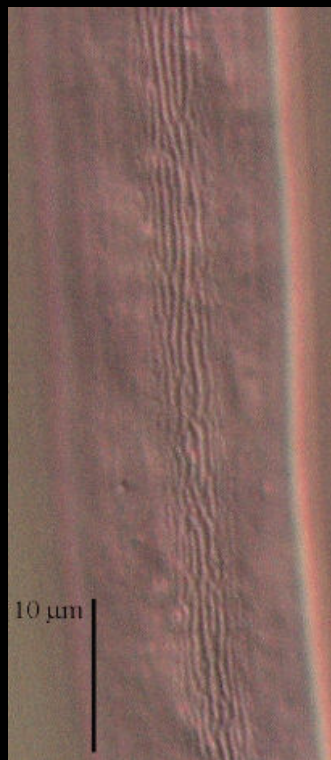


BULB

CUA



TEXTURA



CLASSE ADENOPHOREA

Ordre Enoplida

Familia Oxystominidae

Litinium

Ordre Enoplida
Familia Oxystominidae
Litinium

CLASSE ADENOPHOREA

MUNTANYETA

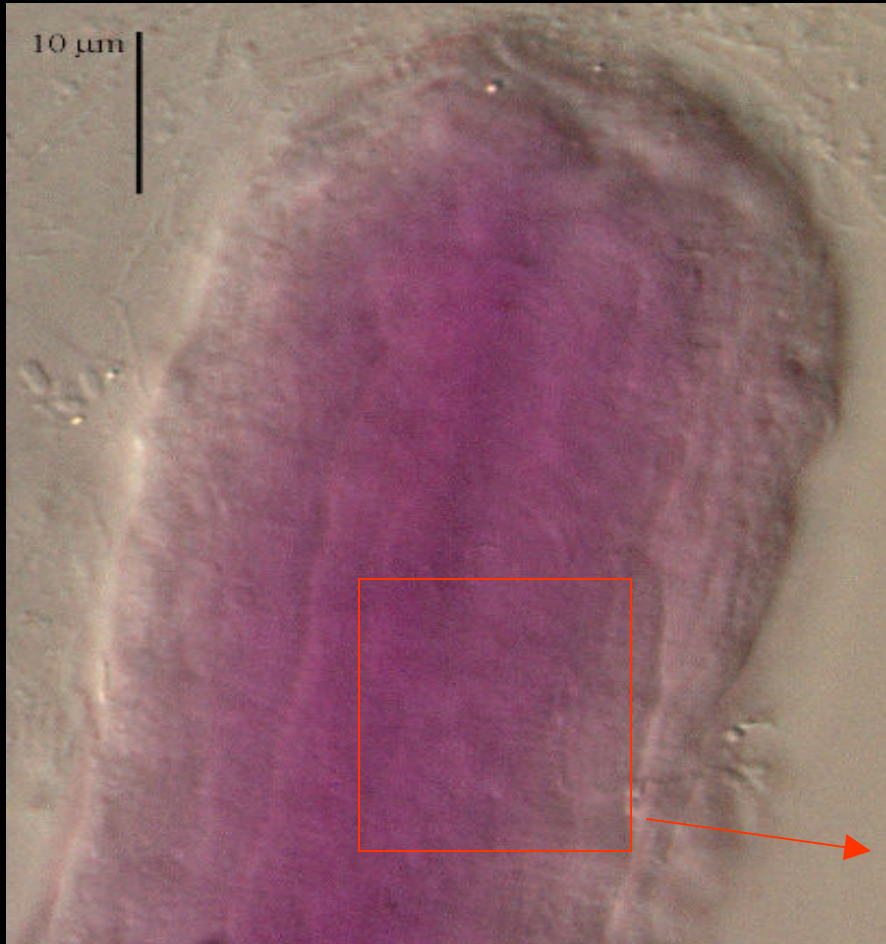


Presència del gènere en les llacunes estudiades

Ordre Enoplida
Familia Oxystominidae
Litinium

CLASSE ADENOPHOREA

Litinium



CAP

AMFIDI



CUA

CLASSE ADENOPHOREA

Ordre Enoplida

Familia Oxystominidae

Oxystomina

Ordre Enoplida
Familia Oxystominidae
Oxystomina

CLASSE ADENOPHOREA



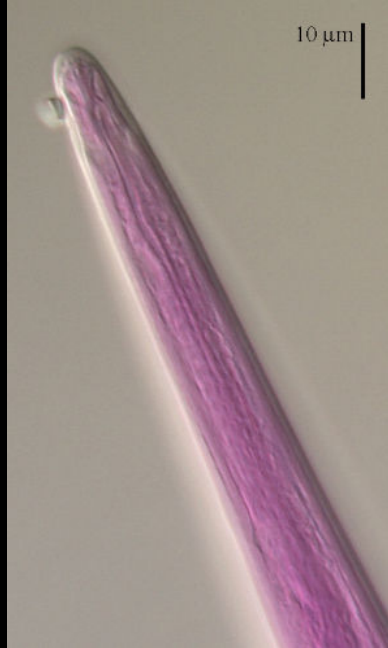
ROGERA

Presència del gènere en les llacunes estudiades

Ordre Enoplida
Familia Oxystominidae
Oxystomina

CLASSE ADENOPHOREA

Oxystomina



CAP

AMFIDI



BULB

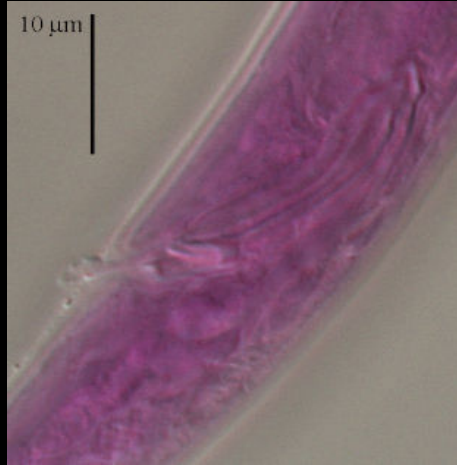
PORUS



Ordre Enoplida
Familia Oxystominidae
Oxystomina

CLASSE ADENOPHOREA

ESPÍCULES



Oxystomina

BULB



CUA

CLASSE ADENOPHOREA

Ordre Enoplida

Familia Oncholaimidae

Adoncholaimus

Ordre Enoplida

Família Oncholaimidae

Adoncholaimus

CLASSE ADENOPHOREA



ROGERA

Presència del gènere en les llacunes estudiades

Ordre Enoplida

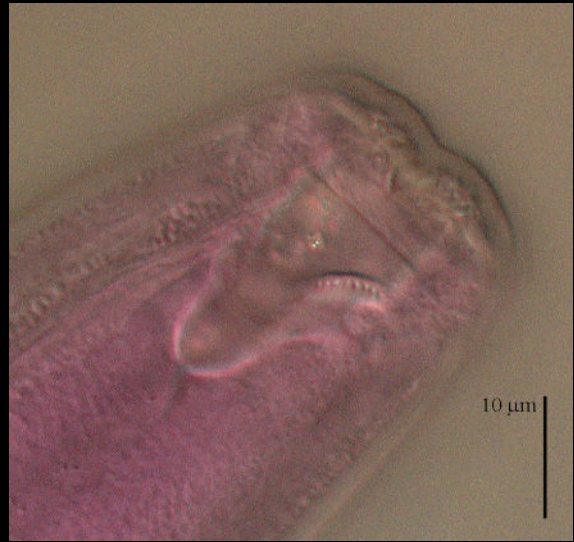
Familia Oncholaimidae

Adoncholaimus

CLASSE ADENOPHOREA

CAP

Adoncholaimus



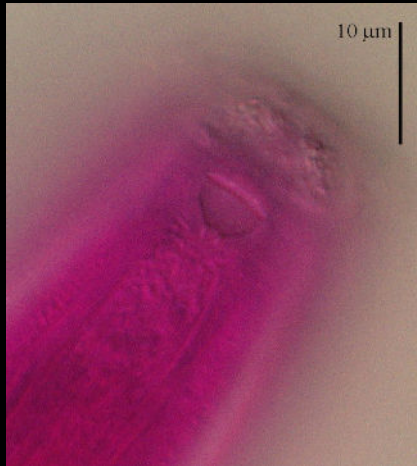
Ordre Enoplida

Familia Oncholaimidae

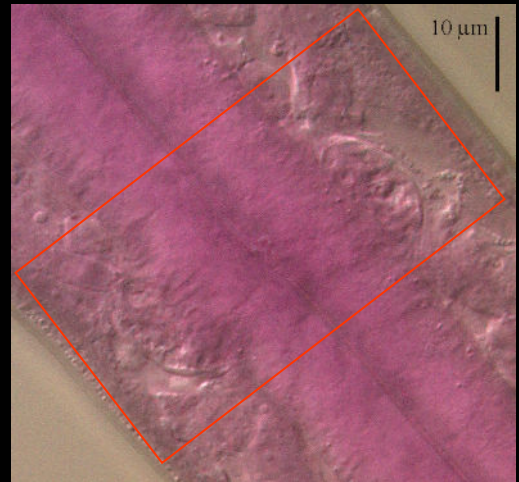
Adoncholaimus

CLASSE ADENOPHOREA

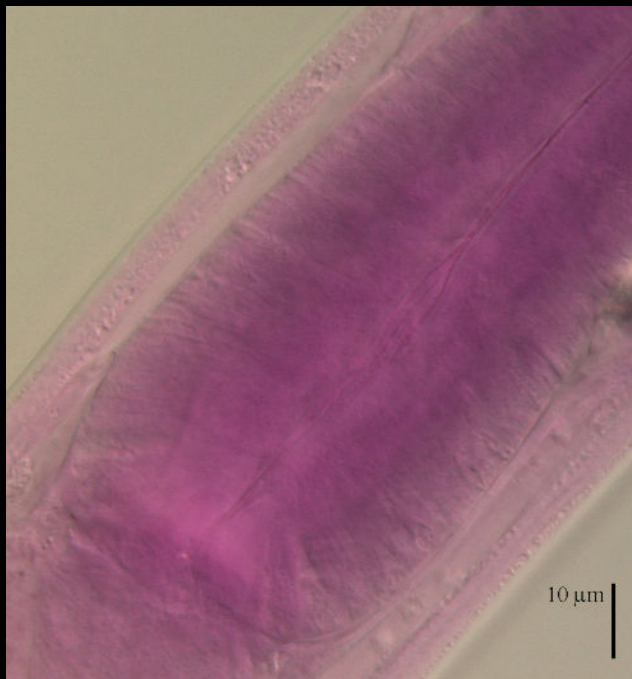
AMFIDI



NUS



BULB

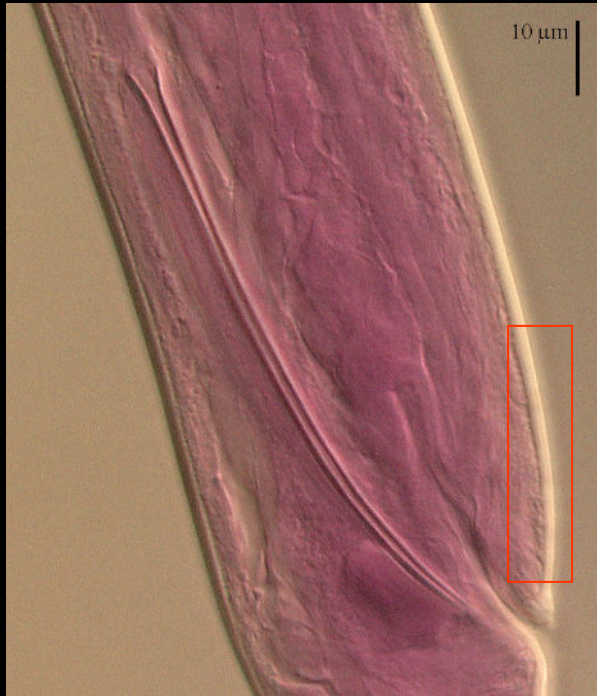


Adoncholaimus

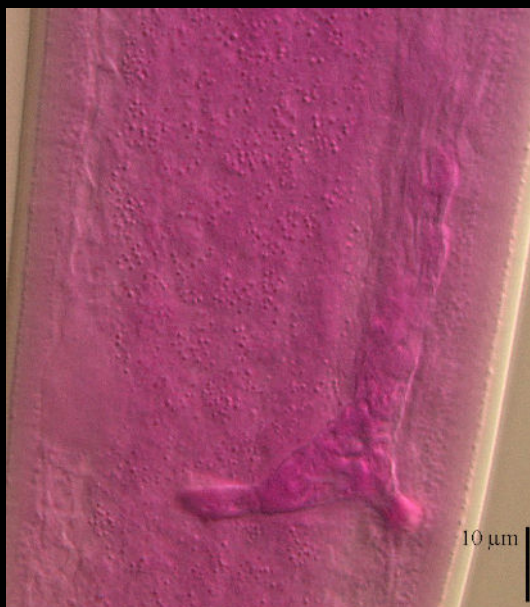
Ordre Enoplida
Familia Oncholaimidae
Adoncholaimus

CLASSE ADENOPHOREA

ESPÍCULES



Adoncholaimus



PORUS



CLASSE ADENOPHOREA

Ordre Enoplida

Familia Oncholaimidae

Viscosia

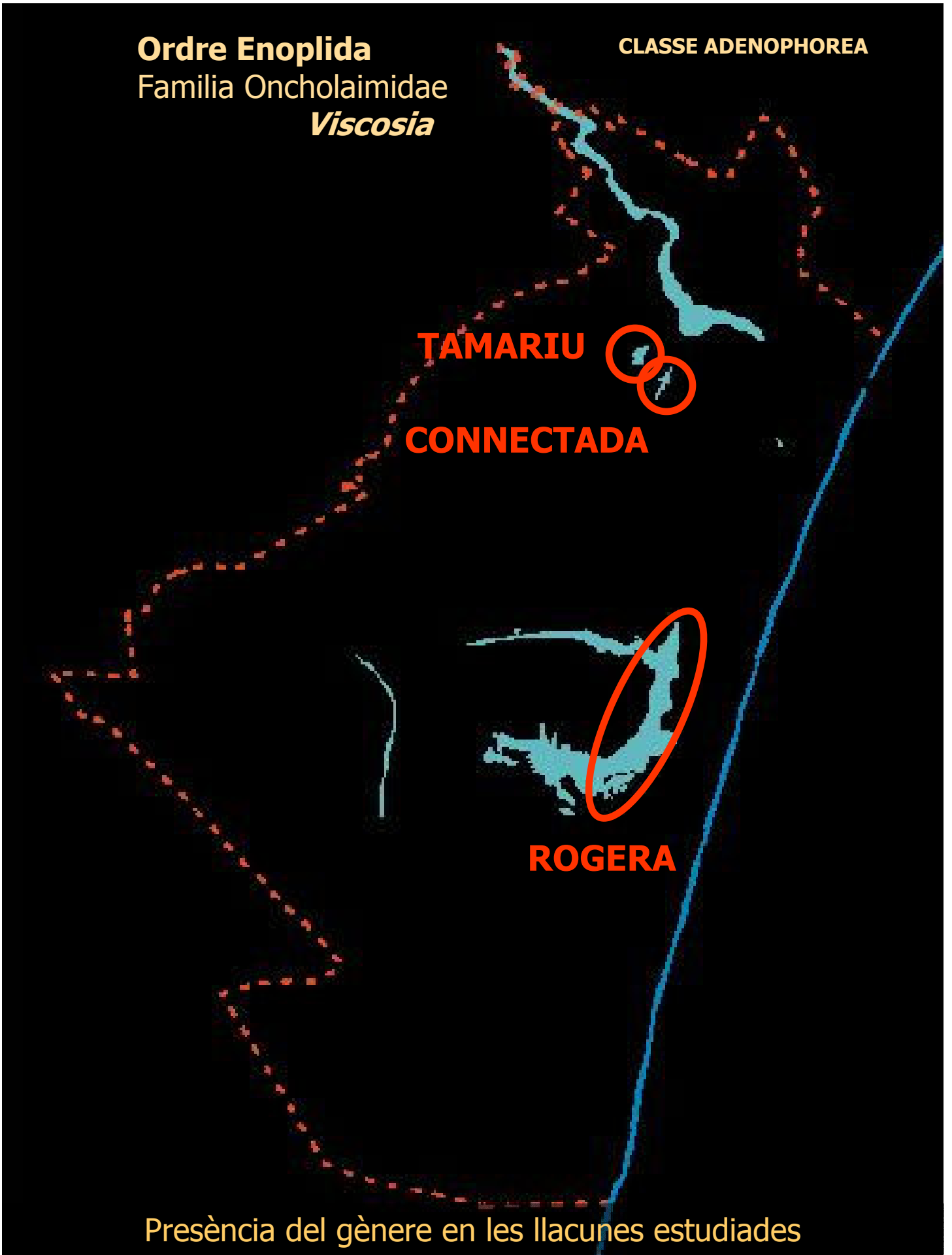
Ordre Enoplida
Familia Oncholaimidae
Viscosia

CLASSE ADENOPHOREA

TAMARIU
CONNECTADA

ROGERA

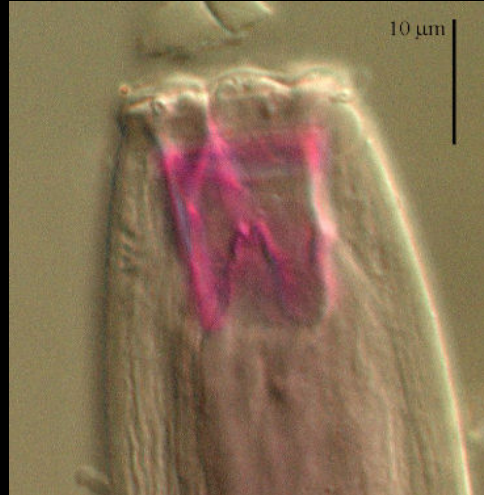
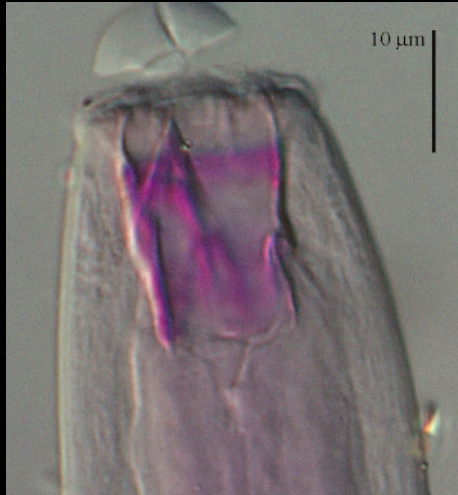
Presència del gènere en les llacunes estudiades



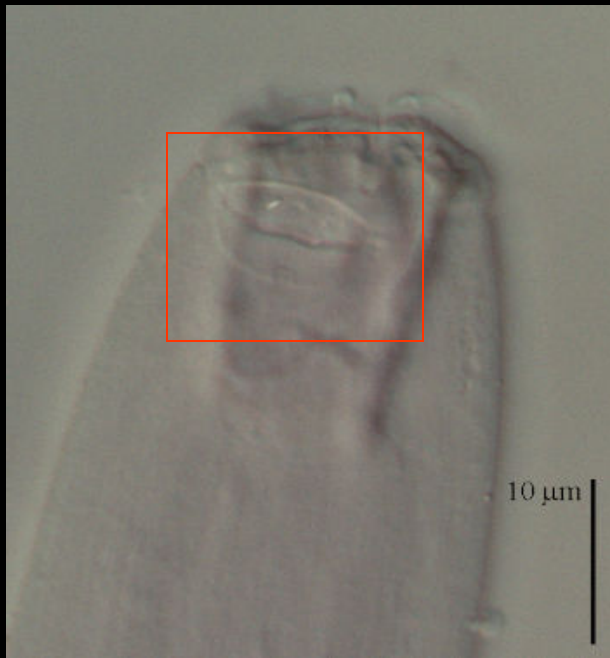
Ordre Enoplida
Familia Oncholaimidae
Viscosia

CLASSE ADENOPHOREA

CAP



Viscosia



AMFIDI

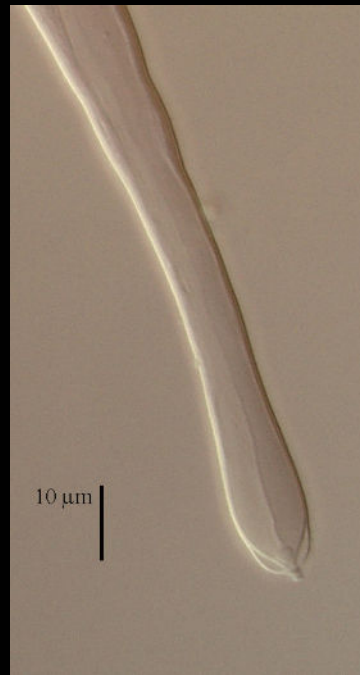
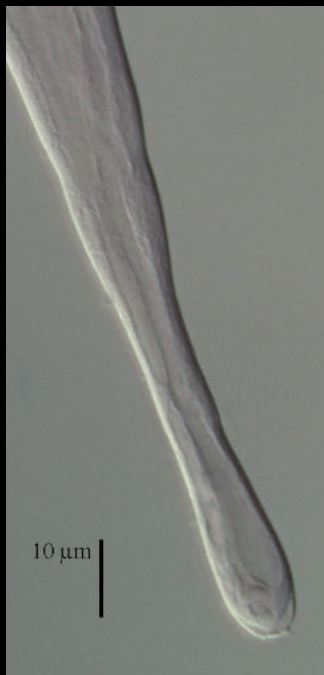
Ordre Enoplida
Familia Oncholaimidae
Viscosia

CLASSE ADENOPHOREA

ESPÍCULES



Viscosia



CUA

CLASSE ADENOPHOREA

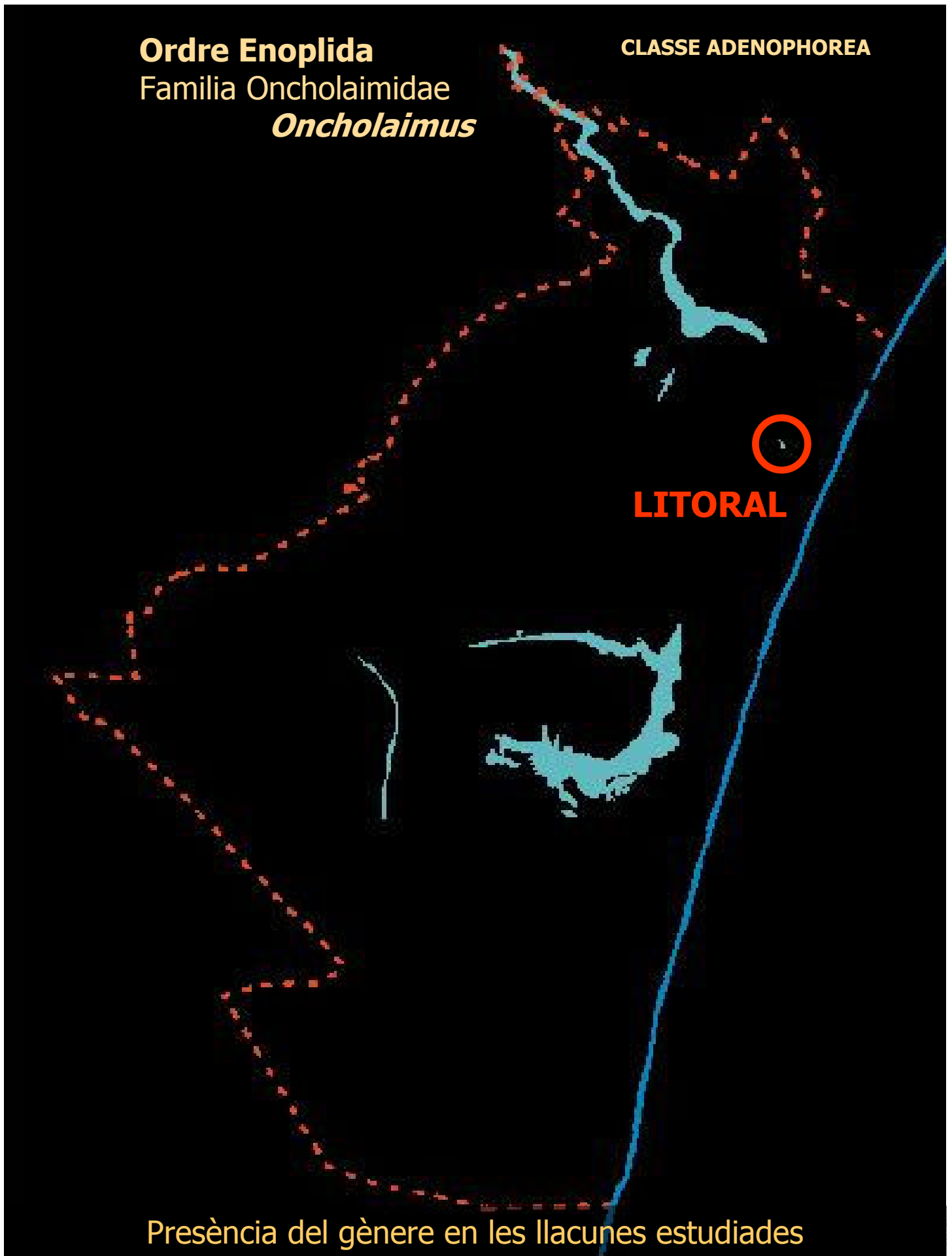
Ordre Enoplida

Familia Oncholaimidae

Oncholaimus

Ordre Enoplida
Familia Oncholaimidae
Oncholaimus

CLASSE ADENOPHOREA



LITORAL

Presència del gènere en les llacunes estudiades

Ordre Enoplida

CLASSE ADENOPHOREA

Familia Oncholaimidae

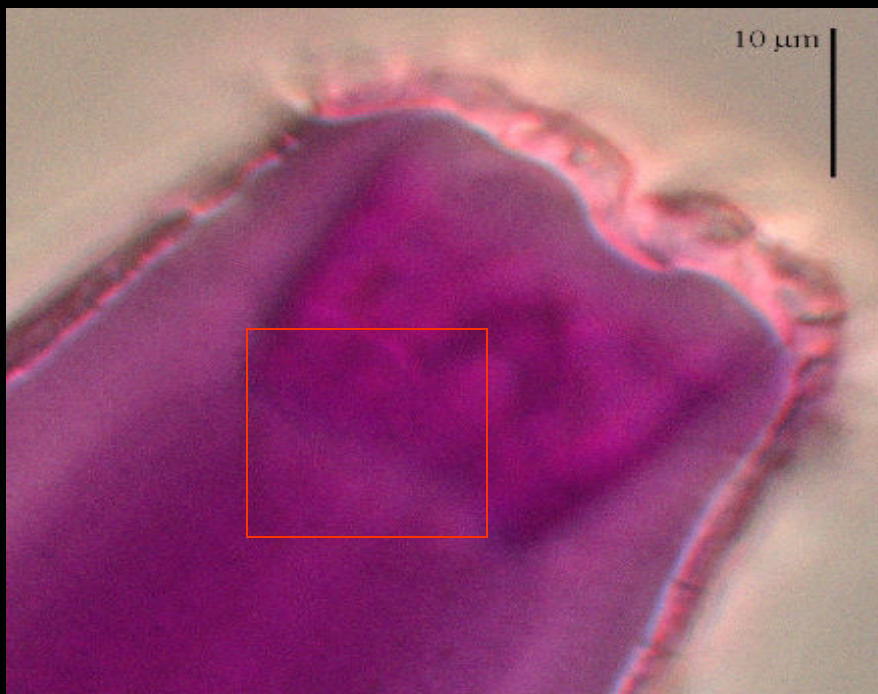
Oncholaimus

Oncholaimus



CAP

AMFIDI



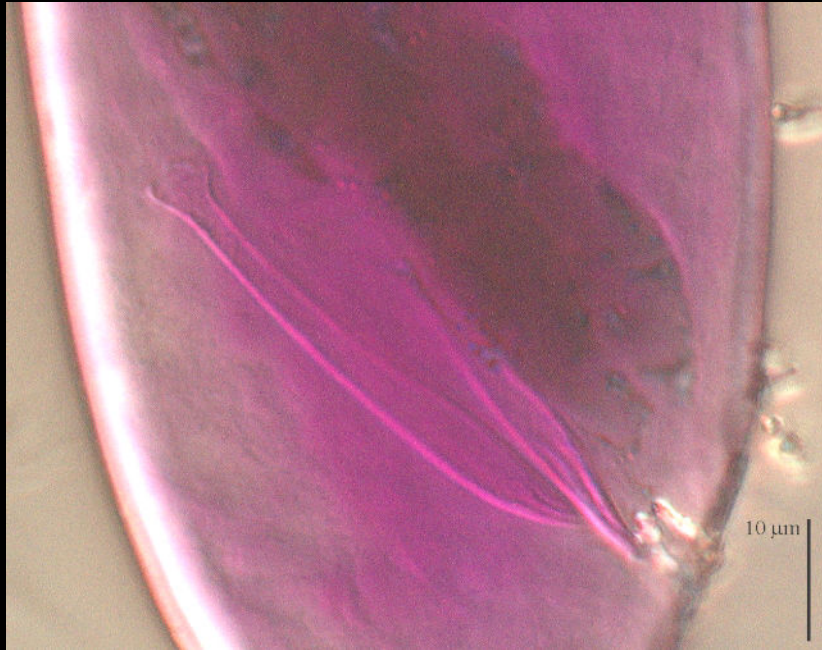
Ordre Enoplida

CLASSE ADENOPHOREA

Familia Oncholaimidae

Oncholaimus

ESPÍCULES



Oncholaimus



CUA

CLASSE ADENOPHOREA

Ordre Enoplida

Familia Tripyloididae

Tripyloides

Ordre Enoplida
Familia Tripyloididae
Tripyloides

CLASSE ADENOPHOREA



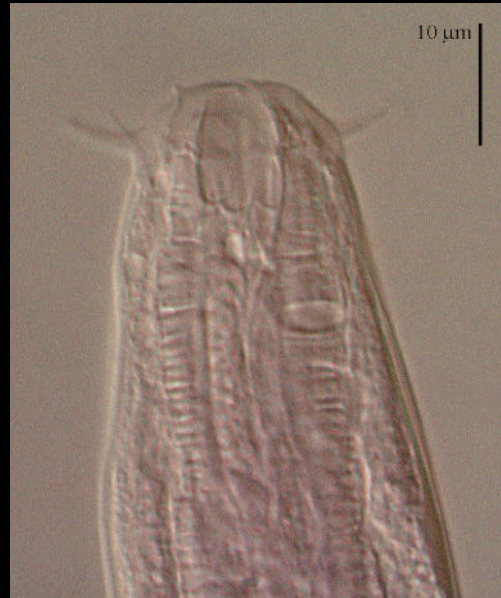
ROGERA

Presència del gènere en les llacunes estudiades

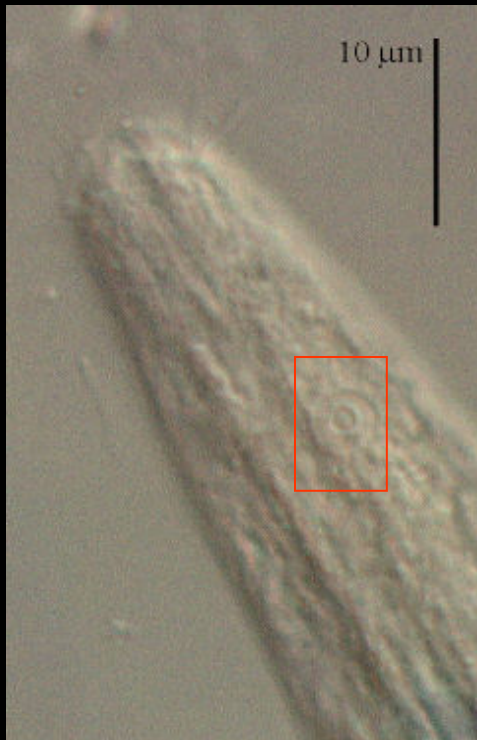
Ordre Enoplida
Familia Tripyloididae
Tripyloides

CLASSE ADENOPHOREA

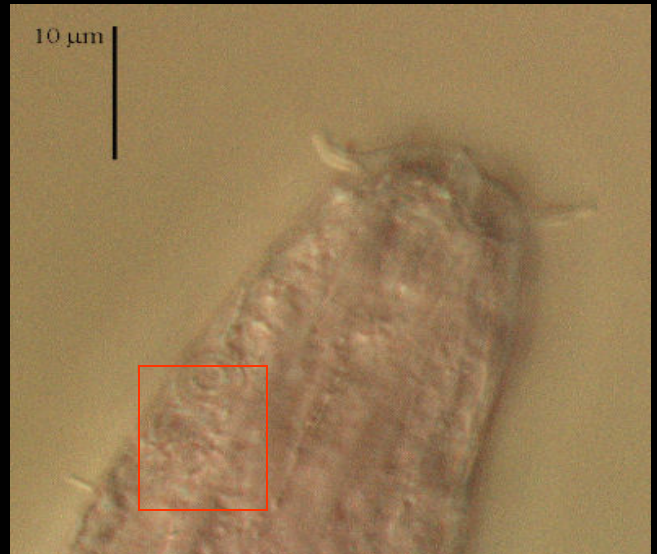
CAP



Tripyloides



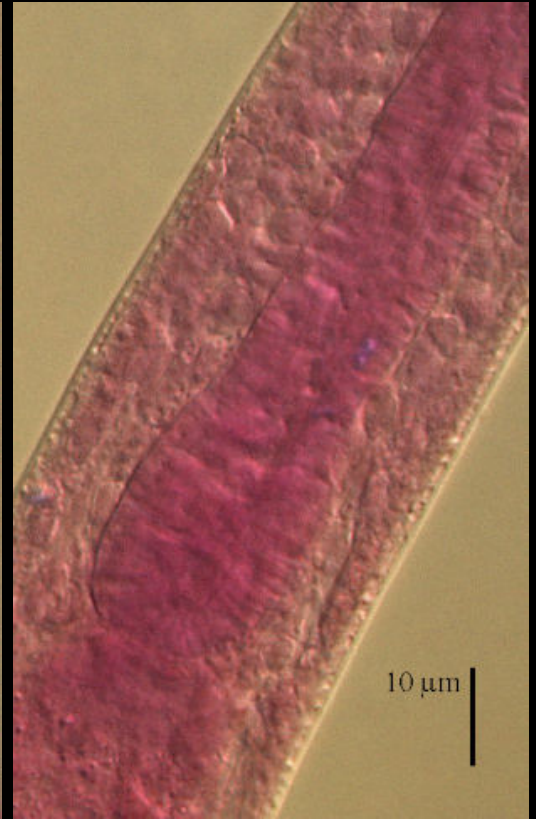
AMFIDI



Ordre Enoplida
Familia Tripyloididae
Tripyloides

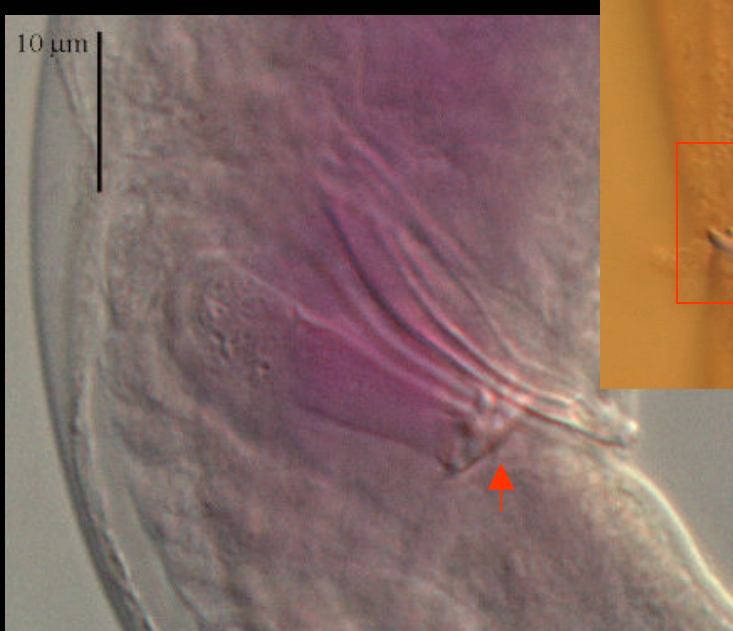
CLASSE ADENOPHOREA

BULB



Tripyloides

AMFIDI



Ordre Enoplida

Familia Tripyloididae

Tripyloides

CLASSE ADENOPHOREA

CUA

Tripyloides



CLASSE ADENOPHOREA

Ordre Enoplida

Familia Tripylidae

Tripyla

Ordre Enoplida
Familia Tripylidae
Tripyla

CLASSE ADENOPHOREA



ROGERA

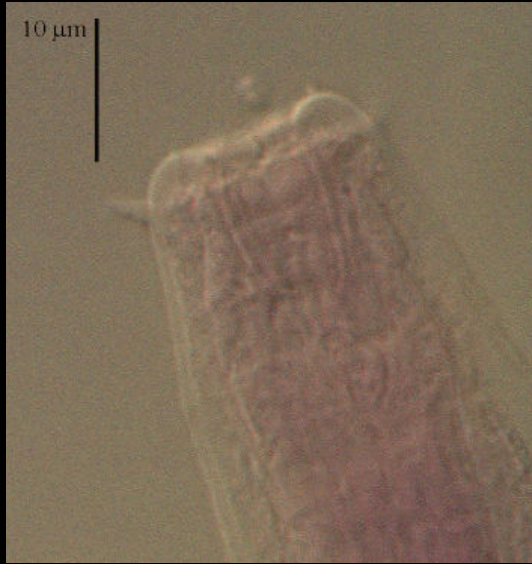
Presència del gènere en les llacunes estudiades

Ordre Enoplida
Familia Tripylidae
Tripyla

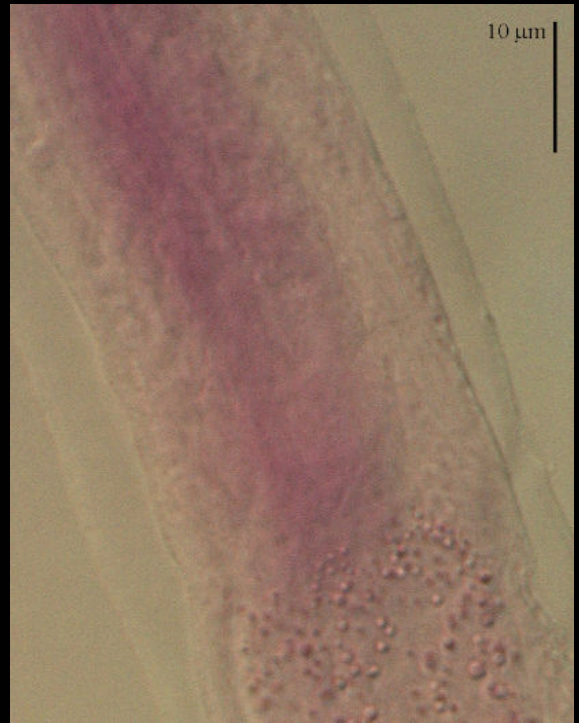
CLASSE ADENOPHOREA

Tripyla

CAP



BULB



CUA



CLASSE ADENOPHOREA

Ordre Dorylaimida

Familia Mononchidae

Mononchidae indet.

Ordre Dorylaimida

Família Mononchidae

Mononchidae indeterminat

CLASSE ADENOPHOREA

MUNTANYETA



Presència del gènere en les llacunes estudiades

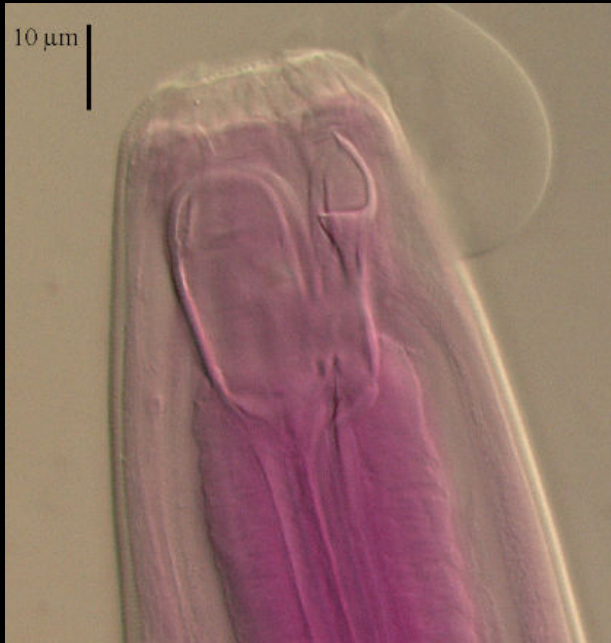
Ordre Dorylaimida

Familia Mononchidae

Mononchidae indeterminat

CLASSE ADENOPHOREA

CAP



Mononchidae

BULB



CUA



CLASSE ADENOPHOREA

Ordre Dorylaimida

Familia Dorylaimidae

Dorylaimidae indet.

Ordre Dorylaimida

Família Dorylaimidae

Dorylaimidae indeterminat

CLASSE ADENOPHOREA

TAMARIU

CONNECTADA

MUNTANYETA

Presència del gènere en les llacunes estudiades

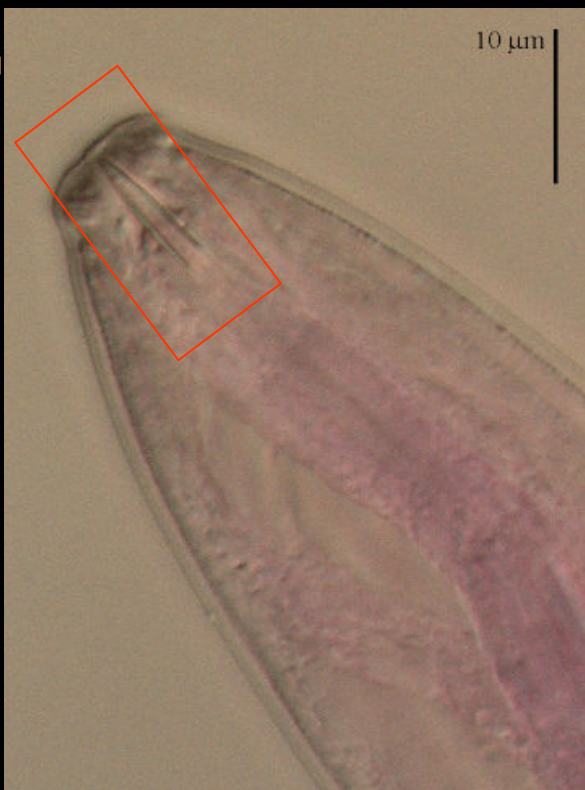
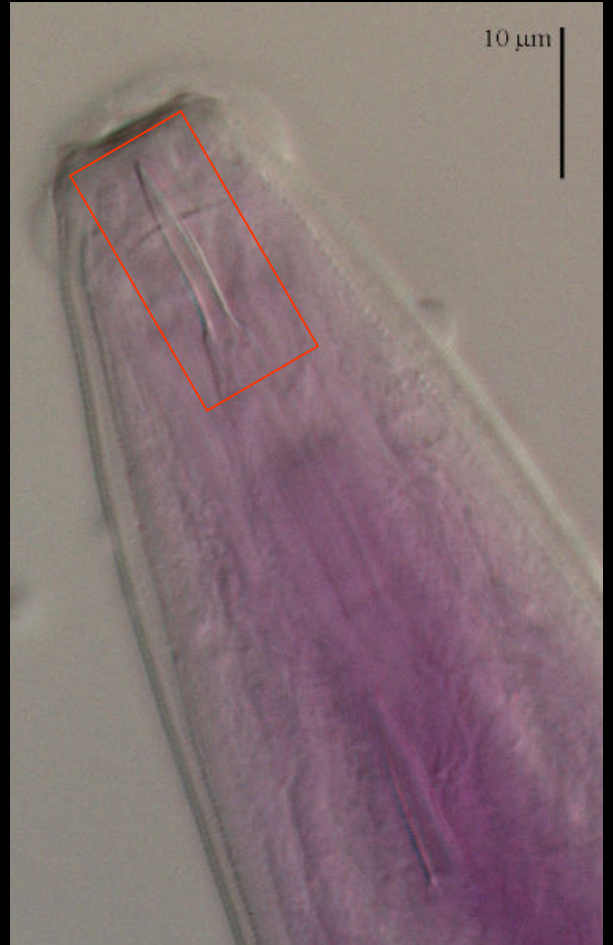
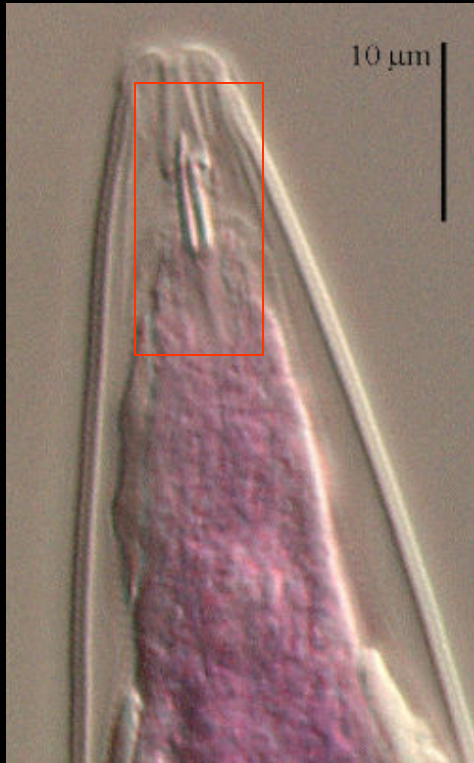
Ordre Dorylaimida

Familia Dorylaimidae

Dorylaimidae indeterminat

CLASSE ADENOPHOREA

Dorylaimidae



CAP

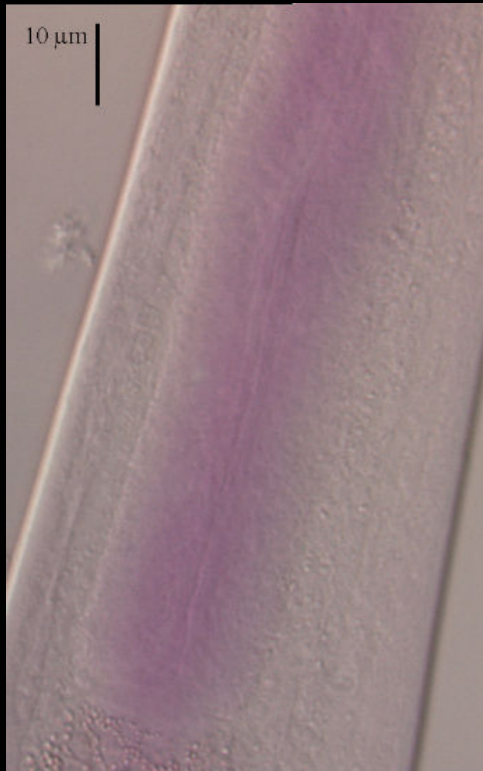
Ordre Dorylaimida

CLASSE ADENOPHOREA

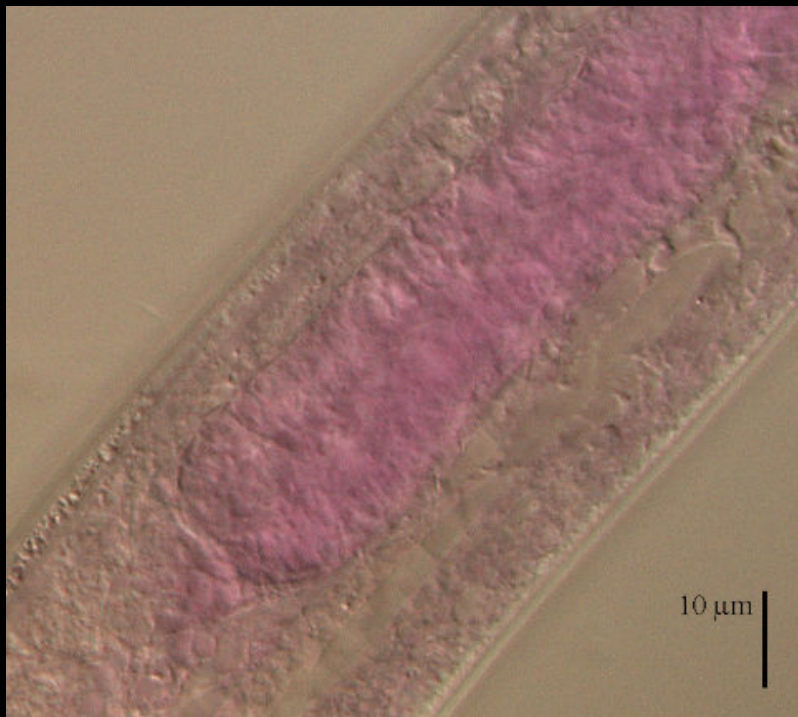
Familia Dorylaimidae

Dorylaimidae indeterminat

Dorylaimidae



BULB



Ordre Dorylaimida

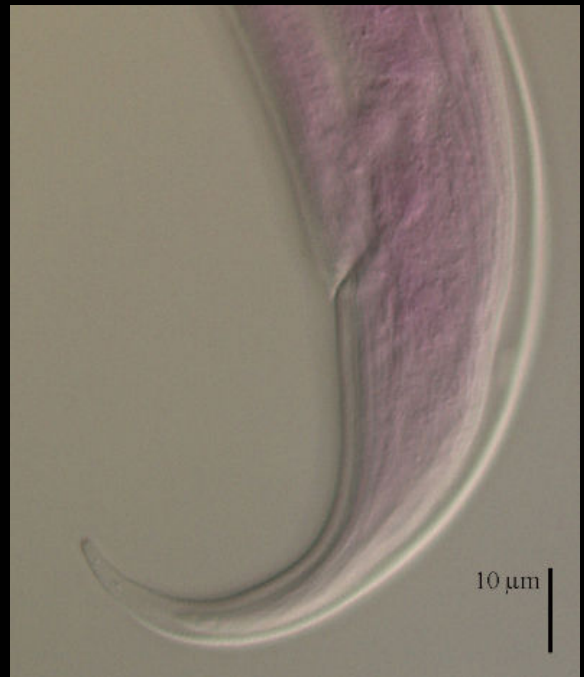
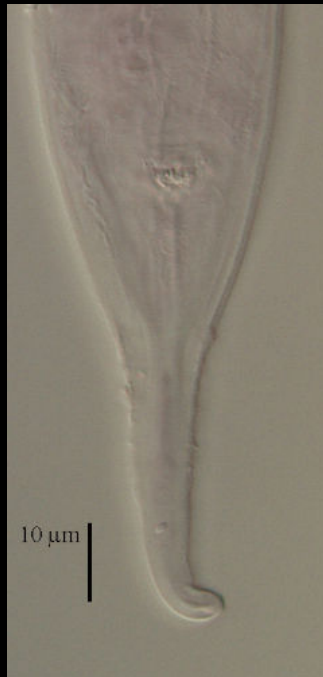
Familia Dorylaimidae

Dorylaimidae indeterminat

CLASSE ADENOPHOREA

Dorylaimidae

CUA





10 μm

S'agraeix la col·laboració de Tom Bongers i de Hanny van Megen per a perdre el temps per mostrar-me les “pàgines grogues” dels nematodes.