Títol del treball: Composició i estructura de la comunitat de zooplàncton de les llacunes de La Pletera

---

Estudiant: Pau Colom Montojo Grau en Ciències Ambientals

Correu electrònic: pau.colom.montojo@gmail.com

Tutor: Xavier Quintana Pou

Cotutor*:

Empresa / institució: Universitat de Girona

Vistiplau tutor (i cotutor*):
Nom del tutor: Xavier Quintana Pou Nom del cotutor*: Empresa / institució: Universitat de Girona Correu(s) electrònic(s): xavier.quintana@udg.edu

*si hi ha un cotutor assignat

Data de dipòsit de la memòria a secretaria de coordinació:

Índex

Abstract 3
Resum 4
Resumen 5
1. Introducció 6
2. Objectives 9
3. Metodologia 10
3.1 Àrea d'estudi 10
3.2 Mostreig i anàlisi al laboratori 12
3.3 Anàlisi de dades 12
4. Resultats 15
4.1 Variació del nivell de l'aigua i la salinitat 15
4.2 Nutrients 16
4.3 Estructura i composició de la comunitat zooplanctònica 18
4.4 Intensitat de les pertorbacions i capacitat de resiliència de la comunitat 20
4.5 Estudi de la diversitat de mides 22
5. Discussió 24
5.1 El patró temporal com a factor determinant de l'estructura i composició de la comunitat 24
5.2 El patró espacial: diferències entre llacunes 25
5.3 Diferències entre llacunes permanents i llacunes temporànies de maresma 26
5.4 Reflexió personal 27
6. Conclusions 28
7. Bibliografia 29

Abstract

La Pletera, located north of the river Ter's mouth, is one of the few salt marshes that is kept nowadays in the Catalan coast. Its great biological richness and high productivity comes from the brackish lagoon system, in which there are: two natural lagoons (*Bassa de Fra Ramon* and *Bassa del Pi*) and a newly established lagoon (*Pletera Nova*). To preserve and restore this area partially constructed, the LIFE NATURA project of restoration is being carried out (LIFE Pletera Project, 2014). Framed within the LIFE Pletera project, a study about the ecological state of the marsh before restoration was performed. The objectives of this study have been: (i) to determine the composition and structure of the zooplankton community and to study its relationship with the temporal pattern of flooding and the degree of eutrophication of the lagoons; (ii) to determine the resilience of the aquatic community after a disturbance depending on the type of disturbance and the degree of eutrophication of the lagoons. (iii) to evaluate the applicability of different models described for temporary lagoons in the permanent lagoons of La Pletera.

During the study, four flood-confinement periods were observed. In each of these situations two characteristic situations have been observed: an increase in the water level and a reduction in salinity after a disturbance were observed; afterwards, a progressive reduction of the water level and an increase of the saline concentration were noticed. In a nutrient multivariable analysis of the different lagoons two principal dimensions have been identified. The first dimension related to the accumulation of nutrients, whereas the second related to the nutrient input episodes. In the second dimension, significant differences between the different lagoons have been found. However, the pattern of succession in the composition of species seems to be the same for the different lagoons, determined by a temporal factor. The water level of the lagoon is the structuring and disturbing element that is related both to the size structure as well as to of the community´s resilience. In the analysis of the different disturbances, there is a greater resilience to winter disturbances than to summer disturbances.

We conclude that the temporal pattern of flood-confinement of the different lagoons is the key factor to explain the species composition, the size structure and resilience after a disturbance of the lagoons. In constrast, other factors such as the age of the lagoon or the nutrient load are less important factors. In reference to the resilience, different trends between the different lagoons have been found. Interestingly, autumn-winter disturbances are more resilient on the three lagoons than spring-summer disturbances. Differences in nutrient load between *Bassa del Pi* and *Pletera Nova*, but not between *Pletera Nova* and *Bassa de Fra Ramon*, suggest that the size of the lagoon might be one of the causes for these differences, in addition to the antiquity of the lagoons. Finally, differences in the described models for temporary lagoons were probably caused by the presence of fish in the lagoons of La Pletera.

Resum

La Pletera, situada al nord de la gola del riu Ter, és una de les poques zones de maresma que es mantenen avui en dia a la costa catalana. La seva gran riquesa biològica i elevada productivitat deriva del sistema de llacunes salobroses en les quals es troben dues llacunes naturals (*Bassa de Fra Ramon* i *Bassa del Pi*) i una llacuna de nova creació (*Pletera Nova*). Per tal de conservar i recuperar aquesta zona parcialment urbanitzada, s'està duent a terme un projecte LIFE NATURA de restauració (Projecte LIFE Pletera, 2014). Emmarcat dintre d'aquest Projecte LIFE Pletera, s'ha realitzat un estudi de l'estat ecològic de la maresma abans de la restauració. Els objectius d'aquest estudi han sigut: (i) determinar la composició i estructura de la comunitat zooplanctònica, i estudiar la seva relació amb el patró temporal d'inundació i amb el grau d'eutròfia de les llacunes; (ii) determinar la capacitat de resiliència de la comunitat aquàtica després d'una pertorbació en funció del grau d'eutròfia de la llacuna i el tipus de pertorbació; (iii) avaluar l'aplicabilitat dels diferent models descrits per a llacunes temporànies de maresma, a les llacunes permanents de La Pletera.

Durant l'estudi s'han observat quatre períodes d'inundació-confinament. En cada un d'ells s'han observat dues situacions característiques: un augment del nivell de l'aigua després d'una pertorbació i una reducció de la salinitat; i posteriorment, una progressiva reducció del nivell d'aigua i un augment de la concentració salina. En l'anàlisi multivariable de nutrients de les diferents llacunes s'han determinat dues dimensions principals. Una primera dimensió relacionada amb l'acumulació de nutrients, i una segona dimensió relacionada amb els episodis d'entrada de nutrients. En la primera dimensió, s'han determinat diferències significatives entre les diferents llacunes. Tot i així, el patró de successió en la composició d'espècies sembla ser el mateix per les diferents llacunes, determinat per un factor temporal. El nivell de l'aigua de la llacuna es l'element estructurador i pertorbador que es relaciona tant amb la estructura de mides com en la resiliència de la comunitat. Al analitzar les diferents pertorbacions, s'observa una major resiliència en front de les pertorbacions hivernals que de les estivals.

Es conclou, que el patró temporal d'inundació-confinament de les diferents llacunes és el factor clau a l'hora d'explicar la composició d'espècies de les llacunes, l'estructura de mides i la resiliència després d'una pertorbació. En canvi, altres factors com l'edat de la llacuna o la càrrega de nutrients són factors menys importants. Pel que fa a la resiliència sí que existeixen tendències diferents entre les diferents llacunes. Tanmateix, les pertorbacions de tardor-hivern són més resilients a les 3 llacunes que les de primavera-estiu. Les diferències en la càrrega de nutrients entre *Bassa del Pi* i *Pletera Nova*, però no entre *Pletera Nova* i *Bassa de Fra Ramon,* suggereixen que la mida de la llacuna podria ser una de les causes d'aquestes diferències, a més de l'antiguitat de les llacunes. Finalment, s'han pogut determinar diferències en els models descrits per a llacunes temporànies, segurament causades per l'activitat dels peixos en els període estival a les llacunes de La Pletera.

Resumen

La Pletera, situada al norte de la desembocadura del rio Ter, es una de las pocas zonas de marisma que se mantienen hoy en día en la costa catalana. Su gran riqueza biológica y elevada productividad deriva del sistema de lagunas salobres donde se encuentran dos lagunas naturales (*Fra Ramon* y *Bassa del Pi*) y una laguna de nueva creación (*Pletera Nova*). Con el fin de conservar y recuperar esta zona parcialmente urbanizada, se está llevando a cabo un proyecto LIFE NATURA de restauración (Proyecto LIFE Pletera, 2014). En el marco de este Proyecto LIFE Pletera, se ha realizado un estudio del estado ecológico de la marisma antes de la restauración. Los objetivos de este estudio han sido: (i) determinar la composición y estructura de la comunidad zooplanctónica, y estudiar su relación con el patrón temporal de inundación y con el grado de eutrofia de las lagunas; (ii) determinar la capacidad de resiliencia de la comunidad acuática después de una perturbación en función del grado de eutrofia de la laguna y el tipo de perturbación; (iii) evaluar la aplicabilidad de los diferentes modelos descritos por las lagunas temporáneas de marisma a las lagunas permanentes de La Pletera.

Durante el estudio se han observado cuatro periodos de inundación-confinamiento. En cada uno de ellos se han observado dos situaciones características: Un aumento del nivel de agua después de la perturbación y una reducción de la salinidad; y posteriormente, una progresiva reducción del nivel del agua y un aumento de la concentración salina. En el análisis multivariable de nutrientes de las diferentes lagunas se han determinado dos dimensiones principales. Una primera dimensión relacionada con la acumulación de nutrientes, y una segunda dimensión relacionada con los episodios de entrada de nutrientes. En la primera dimensión, se han determinado diferencias significativas entre las diferentes lagunas. No obstante, el patrón de sucesión en la composición de especies parece ser el mismo para las diferentes lagunas, determinado por un factor temporal. El nivel de agua de la laguna es el elemento estructurador y perturbador que se relaciona tanto con la estructura de tamaños como la resiliencia de la comunidad. Al analizar les diferentes perturbaciones, se observa una mayor resiliencia frente a las perturbaciones hibernales que de las estivales.

Se concluye, que el patrón temporal de inundación-confinamiento de las diferentes lagunas es el factor clave al explicar la composición de especies de las lagunas, la estructura de tamaños y la resiliencia después de una perturbación. En cambio, otros factores como la edad de la laguna o la carga de nutrientes son factores menos importantes. Respecto a la resiliencia sí que existen diferencias entre las diferentes lagunas. Sin embargo, las perturbaciones de otoño-invierno son más resilientes a las 3 lagunas que las de primavera-verano. Las diferencias en la carga de nutrientes entre *Bassa del Pi* y *Pletera Nova*, pero no entre *Pletera Nova* y *Bassa de Fra Ramon*, sugieren que el tamaño de la laguna podría ser una de las causas de estas diferencias, además de la antigüedad de las lagunas. Finalmente, se han podido determinar diferencias en los modelos descritos para lagunas temporáneas, seguramente causadas por la actividad de los peces en el periodo estival en las lagunas de La Pletera.

1. Introducció

Entre continentals i costeres, les zones humides constitueixen 12,8 milions de quilòmetres quadrats en la superfície terrestre (Dugan, 1992). Una de les característiques principals de les zones humides és l'enorme biodiversitat que contenen i la seva elevada productivitat. A més, aquests hàbitats també tenen la capacitat de capturar el diòxid de carboni, una funció especialment rellevant pel moment de canvi climàtic en que ens trobem. Entre els ecosistemes aquàtics marins i els continentals, es calcula que emmagatzemen el 40% del carboni generat pel planeta (De Groot *et al*., 2007). Per altra banda, aquests sistemes de gran valor ecològic generalment són molt vulnerables al canvi global: els canvis de temperatura, l'augment del nivell del mar o la major freqüència dels períodes de precipitacions els afectaria severament (Simas *et al*., 2001). Dintre del context de canvi global entra en joc el concepte de funcionalitat ecològica, és a dir, la capacitat de resiliència d'un sistema natural davant diferents pressions tant humanes com ambientals o capacitat de retornar a l'estat original després d'una pertorbació(Corry *et al*., 2010). La restauració i recuperació d'aquest tipus d'hàbitats, per tant, ha d'anar encaminada a recuperar la funcionalitat ecològica a llarg termini, tenint en compte les condicions ambientals futures (Newman, 2008). Sota aquest principi s'ha encaminat la restauració de la maresma de La Pletera (L'estartit), amb la idea de recuperar aquesta zona de gran interès ecològic (LIFE Pletera, 2014).

L'any 1987 la urbanització parcial de la maresma suposà una alteració en el funcionament del sistema de llacunes de La Pletera (Quintana *et al*., 2009; Badosa, 2007). Actualment existeix un projecte de desurbanització i restauració de la maresma de La Pletera (LIFE Pletera, 2014). Aquest projecte té com a objectiu la restauració integral del conjunt de llacunes, recuperant la seva funcionalitat ecològica, alterada com a conseqüència de la urbanització parcial de la maresma. Amb aquesta restauració es pretén que l'ecosistema respongui i perduri sota les previsions de canvi global a llarg termini.

Per tal de poder valorar en un futur els resultats de la restauració, cal estudiar l'estat ecològic de la maresma prèviament. En llacunes temporànies d'ecosistema de maresma de l'Alt Empordà s'ha observat una relació entre la composició d'espècies i el sistema inundació-confinament (Quintana *et al*., 1998b). Dos grans eixos expliquen la composició d'espècies en aquest tipus d'ambients: El nivell d'inundació o el grau de confinament i la càrrega de nutrients de la llacuna (**Fig. 1**). Al produir-se la inundació de la llacuna, es produeix una entrada d'energia en forma de nutrients que és aprofitada ràpidament per organismes de creixement ràpid (rotífers com *Synchaeta spp*.), que són substituïts primer per copèpodes ciclopoides i després per calanoides, a mesura que augmenta el confinament i s'esgota el recurs. En aquestes condicions una sola espècie de copèpode calanoide domina la llacuna, tot i que també hi són presents espècies de rotífers amb abundàncies menors. En situacions de màxim confinament, apareixen diferents grups d'organismes depenent de la càrrega de nutrients. En llacunes amb un grau d'eutròfia elevat l'espècie *Brachionus plicatilis* es pot trobar en concentracions molt grans. Aquesta espècie detritívora, gràcies a la seva tolerància a períodes perllongats d'anòxia, aprofita l'excés de matèria orgànica i pot arribar a dominar la comunitat quasi en exclusiva (Walker, 1981). Per altra banda, en llacunes més oligotròfiques la comunitat és dominada per l'espècie *Odessia maeotica* i en situacions intermèdies l'espècie dominant és *Gammarus aequicauda* (**Fig. 1**).

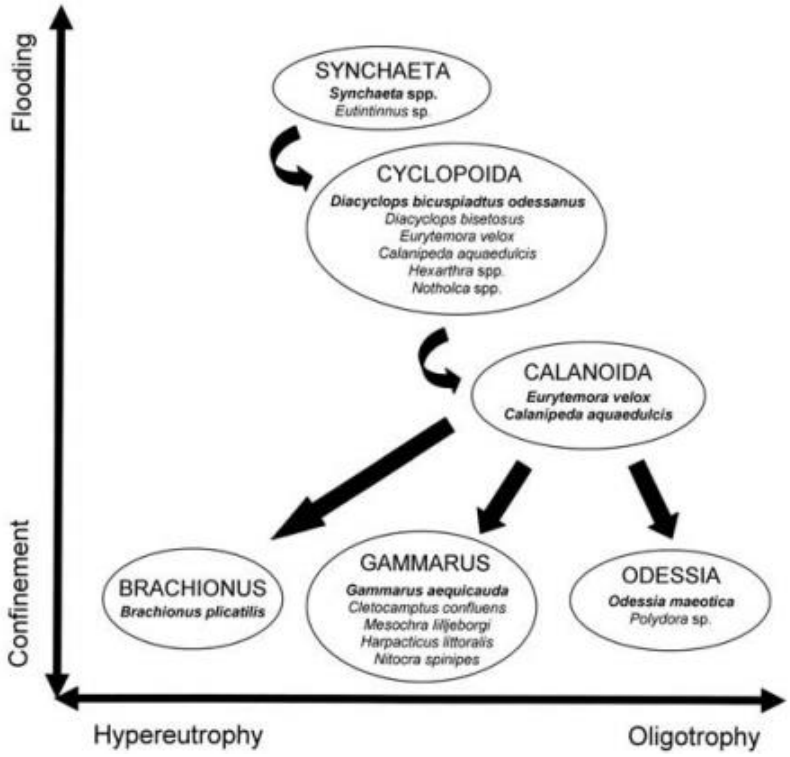

Figura 1. Model conceptual de successió de la composició d'espècies per llacunes confinades temporànies (Quintana *et al*., 1998b; Brucet *et al*., 2005; Badosa *et al*., 2006; Quintana et al., 2006).

En relació al model de successió anterior descrit per a llacunes temporànies de maresma, s'ha proposat com a mesura de pertorbació la determinació i quantificació dels canvis en funció de la substitució d'espècies (Quintana, 2002). Els temporals de mar, les precipitacions o les entrades d'aigua dolça provinents del nivell freàtic són les pertorbacions més comunes a les maresmes confinades mediterrànies. Després de què es produeixi alguna d'aquestes pertorbacions amb prou intensitat, trobem la situació en que domina *Synchaeta sp*. i, posteriorment, la comunitat es recupera cap a una situació de major complexitat amb presència de copèpodes i diferents espècies de rotífers. El temps que tarda la comunitat en recuperar la situació de major complexitat fa referència a la seva capacitat de resiliència, i es pot quantificar mitjançant el paràmetre Z_2 proposat per Quintana (2002). En llacunes amb situacions d'hipertròfia disposen d'una menor inèrcia per tal de recuperar-se davant d'una pertorbació. D'aquesta manera, el temps de recuperació o resiliència de la comunitat tal vegada pot dependre del grau d'eutròfia de la llacuna.

Un altre element que pot ser útil a l'hora d'estudiar les pertorbacions i el seu efecte en la comunitat és l'estructura en mides de la comunitat zooplanctònica (Strayer, 1991; Rodriguez & Magnan, 1993; Brucet *et al*., 2005). Diferents estudis realitzats en llacunes temporànies de maresma han pogut constatar que, en aquest tipus de sistemes, la diversitat d'espècies augmenta després d'una pertorbació i disminueix progressivament cap a condicions de confinament. En canvi, la diversitat de mides dóna una idea de la complexitat de la comunitat, que disminueix després de la pertorbació i va augmentant el seu valor cap a condicions de major confinament (Brucet *et al*., 2006; Quintana *et al*., 2006; Badosa *et al*., 2007).

En una mateixa maresma, el primer eix d'aquest model (el gradient d'inundació-confinament) generalment és el mateix per a les diferents llacunes. És a dir, que les entrades d'aigua causades pels fenòmens meteorològics i les sortides causades pels processos d'evaporació són similars. En canvi, la càrrega de nutrients pot ser diferent entre les diferents llacunes de la maresma. En treballs anteriors (Badosa *et al*., 2006) s'ha plantejat que l'edat de les llacunes suposa diferències en la concentració de nutrients i en la salinitat, entre llacunes naturals i llacunes de nova creació. Aquest fet s'explicaria pels mecanismes d'acumulació ocorreguts en els períodes de confinament al llarg del temps, i que afectarien la comunitat de zooplàncton. De la mateixa manera, aquestes diferències entre les llacunes naturals i les llacunes de nova creació, podrien manifestar-se també amb diferències en la seva capacitat de resiliència (Z_2) o amb una diferent estructuració de la comunitat (diversitat de mides). La composició d'espècies de les diferents llacunes pot ser similar, pel fet que el patró inundació-confinament és el mateix, o bé podria ser diferent en funció de les característiques diferencials de les llacunes.

Tanmateix, els diferents models descrits en llacunes temporànies poden no ser reproduïbles a llacunes permanents. Tal com s'esmenta a Compte *et al*., (2012), els peixos, concretament *Aphanius iberus*, té un efecte significatiu en la composició de la comunitat planctònica. La presència d'aquest peix en llacunes permanents coincideix amb un reducció en l'abundància de *O. maeotica* i *G. aequicuda* i un augment dels organismes planctònics de mides intermèdies. D'aquesta manera, la presència de *Aphanius iberus* a les llacunes de La Pletera durant tot l'any pot suposar variacions als models descrits per a llacunes temporànies.

2. Objectives

This project is framed within the Pletera LIFE Project, as a previous tracing to the restoration of La Pletera salt marsh. To study the ecological status and the operation of the lagoon system of the marsh previous to the restoration, the present research has proposed the following objectives.

1. To determine the composition and structure of the zooplankton community during an annual cycle. And to study if it depends on the temporal flooding pattern and/or the degree of eutrophication.

2. To determine the resilience capacity of the aquatic community in the different lagoons in front of a disturbance taking into account the grade of the trophic state and the type of disturbance.

3. To evaluate if the different models dealing with a zooplankton community structure described for temporary lagoons are applicable in the permanent lagoons of La Pletera

3. Metodologia

3.1 Àrea d'estudi

El treball s'ha realitzat a La Pletera (l'Estartit), situat al Baix Ter. La Pletera constitueix una franja costanera que s'estén des de la urbanització dels Griells fins a la desembocadura del riu Ter (Quintana *et al*., 2008) (**Fig. 2**). Aquest espai forma part de la Reserva Natural Parcial del Parc Natural del Montgrí, inclòs a la Xarxa Natura 2000 (ES5120016 El Montgrí - Les Medes – El Baix Ter).

Figura 2. Mapa de situació de les llacunes estudiades a La Pletera. UTM (x,y) = (515866,4653200). Font: Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya. Mapa creat mitjançant *ArcGIS*.

El gran interès ecològic de la zona deriva del sistema de llacunes salobroses. La seva hidrologia es troba directament relacionada amb el mar, sense aportacions superficials d'aigua dolça. Les entrades d'aigua en el sistema venen donades per precipitacions intenses, intrusions marines o entrades provinents del nivell freàtic, fenòmens de freqüència i intensitat del tot impredictibles (Pascual *et al*., 2012). El funcionament ecològic de les llacunes ve caracteritzat per un patró hidrològic d'inundació-confinament, en el qual hi trobem una gran variació de la salinitat fins al punt que la conductivitat arriba a ser superior a la del mar (Quintana *et al*., 1998a). L'any 1987 es va iniciar un projecte d'urbanització a la maresma i es van construir uns passeig marítim d'un kilòmetre i sis illes d'habitatge, de les quals només es va completar una. Per fer-ho possible es va dur a terme un procés de rebliment i dessecació de l'espai, amb l'abocament de 800 tones de runes diàries per enterrar les maresmes preexistents (Quintana et al., 2009). L'elevació de la cota topogràfica a diferents zones i la construcció de l'estructura dels carrers suposà la desaparició de gran part de la superfície de la maresma i la modificació del funcionament natural del sistema de llacunes (Quintana *et al*., 2002). Posteriorment s'han dut a terme un seguit de

projectes per tal de restaurar la zona i conservar els seus valors ecològics. El projecte d'urbanització es va abandonar als anys 90 gràcies a que La Pletera fou declarada com a zona no urbanitzable i s'inclogué dins l'Espai d'interès Natural. Ja a l'any 2006, passà a formar part de la Xarxa Natura 2000. Entre els anys 1999 i 2003 emmarcat dins el projecte LIFE NATURA "Restauració i ordenació de les llacunes i sistemes costaners del Baix Ter" es van portar a terme diferents actuacions per tal de millorar la situació del fartet (*Aphanius iberus*), espècie endèmica de la península ibèrica que es troba en perill d' extinció al Baix Empordà. Es van crear noves llacunes permanents per posteriorment ser repoblades amb aquesta espècie. Gràcies a aquest projecte es va poder repoblar la reduïda població de fartet a la zona, que es trobava confinada a la *Bassa de Fra Ramon*, i es va introduir a les noves llacunes (Pou-Rovira *et al*., 2004). Actualment existeix un altre projecte LIFE NATURA de restauració del sistema de llacunes de la maresma (LIFE Pletera, 2014), amb la finalitat de recuperar-ne la funcionalitat ecològica. Una de les accions d'aquest projecte ha estat la creació de noves llacunes en substitució del passeig (Quintana *et al*., 2008; Compte & Quintana, 2016). Aquest estudi s'ha realitzat en el marc de l'actual projecte LIFE NATURA amb l'objectiu d'estudiar l'estat ecològic previ a la restauració. L'estudi s'ha realitzat a tres de les llacunes de la maresma: Dues llacunes naturals; *Bassa del Pi* i *Bassa de Fra Ramon* i una llacuna creada l'any 2002 en el marc del primer projecte LIFE NATURA; *Pletera nova*.

L'estructura de la vegetació del sistema coster de La Pletera s'organitza en funció de la distància del mar i de la composició granulomètrica dels sòls. En contacte amb el mar trobem dunes mòbils embrionàries amb *Elymus fractus* i dunes amb *Amophila arenaria*, bastant degradades per la freqüentació humana i mobilitzades durant els temporals de mar. Per darrera del front dunar trobem la maresma amb sòls argilosos molt compactes i impermeables, que retenen l'aigua i les sals aportades per les pluges i els temporals de mar que succeeixen durant l'hivern (Quintana *et al*., 2009). A la maresma trobem les diferents llacunes amb praderies de *Ruppia cirrhosa*. Aquesta faneròganma forma un dens herbassar que constitueix un excel·lent hàbitat pel fartet (Pou-Rovira *et al*., 2004). En la zona perimetral de les llacunes i en les depressions més temporals trobem la vegetació pròpia de la maresma, adaptada als sectors més salins. A aquesta zona es troben els matolls halòfils mediterranis dominats per *Sarcocornetea fruticosi*, amb presència d'espècies com *Arthrocnemum sp.* i *Salicornia patula*, i a més cota es troba *Juncetalia maritimi* (Bolòs *et al*., 1984; Quintana *et al*., 2009). A les llacunes en ocasions es troben els gèneres d'algues *Chaetomorpha* i *Entromorpha*, que són indicadors d'eutrofització (Gesti *et al*., 2005). Pel que fa a la fauna, són característiques de la zona diverses espècies de invertebrats com els crustacis *Corophium orientale* i *Lekanesphaera hookeri*, o els anèl·lids *Nereis diversicolor* i *Streblospio shrubsolii (Formulari Projecte LIFE Pletera 2014)*. A les llacunes a més del fartet, hi trobem la comunitat planctònica caracteritzada per espècies eurihalines i resistents a grans fluctuacions de l'ambient. La comunitat de zooplàncton de les llacunes ha estat descrita per la dominància de: 1. El calanoide *Eurytemora velox* en condicions de estabilitat hídrica. 2. Un conjunt d'espècies d'harpacticoides quan el nivell d'aigua és baix. 3. El rotífer *Brachionus plicatilis* durant les hipertrofies estivals (Badosa *et al*., 2007). Cal destacar també la presència de bacteris del gènere *Chromatium* a la *Bassa del Pi* en condicions de confinament i molta estabilitat, que donen un color rogenc característic a l'aigua.

3.2 Mostreig i anàlisi al laboratori

S'ha realitzat un seguiment d'un cicle anual de la comunitat zooplanctònica a tres llacunes, *Bassa de Fra Ramon*, *Bassa del Pi* i *Pletera Nova* (**Fig. 2**), amb mostres mensuals de l' octubre del 2014 fins al gener de 2016. Mitjançant una sonda *HACH HQ30d* s'han pres mesures *in situ* de la conductivitat, el pH, la temperatura i la concentració d'oxigen de les diferents llacunes. S'han recollit mostres de 250 mL per analitzar el nutrients: nitrogen total (TN), fòsfor total (PT), carboni orgànic total (TOC) i carboni inorgànic total (TIC). Mitjançant un equip de filtració (kitasato, embut i bomba de buit) s'han filtrat 125 mL, amb un filtre de microfibra de vidre *whatman* de 0,7 µm Ø . El contingut filtrat s'ha utilitzat per l'anàlisi de nutrients dissolts: amoni (NH_4), nitrit (NO_2), nitrat (NO_3) i fòsfor reactiu soluble (PO4) , carboni orgànic dissolt (DOC) i carboni inorgànic dissolt (DIC). L'anàlisi dels nutrients s'ha dut a terme per part de l' *Institut Català de Recerca de l'Aigua* (*ICRA*).

Pel que fa a l'estudi del zooplàncton, a cada llacuna s'han recollit 5 litres d'aigua de diferents zones i fondàries i s'han abocat en una galleda per tal d'homogeneïtzar les mostres. Aquesta aigua s'ha filtrat a través d'una xarxa de 50 µm, i en alguns casos filtrada amb una xarxa de 250 µm, quan hi hagut una alta densitat d'organismes de mida gran. Les diferents xarxes s'han posat en vials amb aigua, fixats amb formol al 4%. El recompte d'individus de cada mostra s'ha realitzat mitjançant un microscopi invertit *Axiovert A1*. Mitjançant la sedimentació (15 minuts) de tot el volum recollit amb la xarxa de 50 µm (o de 250 µm per a mostres d'elevada densitat d'organismes de mida gran) s'han comptat els individus de cada taxó. De cada taxó, s'han mesurat els primers 25 individus per a les estimes de biomassa i les anàlisis relacionades amb la mida corporal. En el cas de trobar en una mostra amb densitats molt altes (més de 300 individus) s'han comptat només ¼, ½ o ¾ de la mostra i s'ha extrapolat per a tot el conjunt. En mostres amb una gran abundància d'individus on la identificació i el recompte fos dificultós, s'han realitzat dilucions mitjançant un divisor i posteriorment s'han calculat les pertinents abundàncies, tenint en compte el factor de dilució. En el cas dels copèpodes no s'ha determinat l'espècie, sinó que tan sols s'ha distingit entre calanoides, ciclopoides i harpacticoides i les seves diferents fases (naupli, copepodit i adult). La biomassa dels individus s'ha estimat a partir de la relació al·lomètrica entre el pes i la longitud del cos, mitjançant les equacions de: Malley *et al.*, (1989) per copèpodes, Ruttner-Kolisko (1977) per rotífers i Putt i Stoecker (1989) per ciliats.

3.3 Anàlisi de dades

3.3.1. Càlculs estadístics

S'han realitzat comparacions de mitjanes (*ANOVA*) entre les diferents variables de les diferents llacunes per tal de poder determinar possibles diferències significatives entre llacunes. Per determinar les relacions entre les diferents variables s'han dut a terme anàlisis de regressions lineals, i se'n ha determinat la significació mitjançant *ANOVA*. Per analitzar els diferents nutrients mesurats s'ha dut a terme una anàlisis de components principals (*PCA*, de l'anglès *Principal Component Analysis*) per a totes les mostres de les diferents llacunes. Els diferents estadístics esmentats s'han calculat per mitjà del programari gratuït R-Studio.

3.3.2. Determinació de la resiliència de la comunitat

La resiliència, en aquest context, és definida com el temps que tarda la comunitat de zooplàncton a retornar a la situació de major complexitat després de que es produeixi una pertorbació. La intensitat de les pertorbacions i la capacitat de resiliència de la comunitat davant aquesta es poden mesurar mitjançant el paràmetre Z_2 (Quintana, 2002). Aquest paràmetre diferencia les mostres dominades per espècies de rotífers oportunistes com *Synchaeta sp.* o *Brachionus plicatilis*, abundants després d'una situació de pertorbació, d'aquelles dominades per calanoides o ciclopoides amb presència d'espècies de rotífer, més característiques de condicions estables amb una major complexitat de la comunitat. Les diferents espècies contribueixen de manera diferent en el grau de complexitat de la comunitat (Taula 1).

Taula 1. Valor relatiu de Z_2 per a cada taxó. Valors positius indiquen una major pertorbació i una menor complexitat de la comunitat. Valors negatius indiquen una menor pertorbació i una major complexitat de la comunitat. Adaptat de Quintana, (2002).

Taxó	Z_2
Synchaeta sp.	3.487
Ciliat	3.337
Brachionus plicatilis	0.221
Testudinella clypaeata	-0.232
Polydora sp.	-0.272
Copèpode harpacticoide	-0.421
Copèpode calanoide	-0.595
Copèpode ciclopoide	-0.763
Collurela sp.	-0.929
Notholca sp.	-1.002
Hexarthra fennica	-1.01

Per analitzar la resiliència de la comunitat s'ha analitzat la variació del valor de Z_2 a cada una de les llacunes durant el període de temps que segueix a una pertorbació. En aquest període s'ha calculat el valor de Z_2 a partir de les abundàncies relatives de cada espècie, i se n'han calculat les respectives mitjanes i els valors màxims. Pertorbacions amb valors alts de Z_2 màxima (a partir d'ara Z_2 *max*), però amb valors baixos de Z_2 mitjana (a partir d'ara Z_2 *mean*), indiquen que es tracta d'una pertorbació resilient. Per contra valors alts tant de Z_2 *max* com de Z_2 *mean* indiquen que la pertorbació no és resilient (**Fig. 3**). Basant-se en aquest model, per tal d'estudiar les diferents pertorbacions de les diferents llacunes s'han distingit tres tipus de pertorbacions segons els criteris establerts (Taula 2): 1. Pertorbacions dèbils, sense un efecte important en la composició d'espècies de la comunitat de zooplàncton (valors baixos de Z_2 *max* i Z_2 *mean*); 2. Pertorbacions intenses no resilients, amb un efecte intens i amb una recuperació lenta de la comunitat (valors alts de Z_2 *max* i Z_2 *mean*); 3. Pertorbacions intenses resilients, amb un efecte notable en la comunitat, però amb una elevada capacitat de resiliència a aquesta alteració en la comunitat (valors elevats de Z_2 *max,* però valors baixos de Z_2 *mean).*

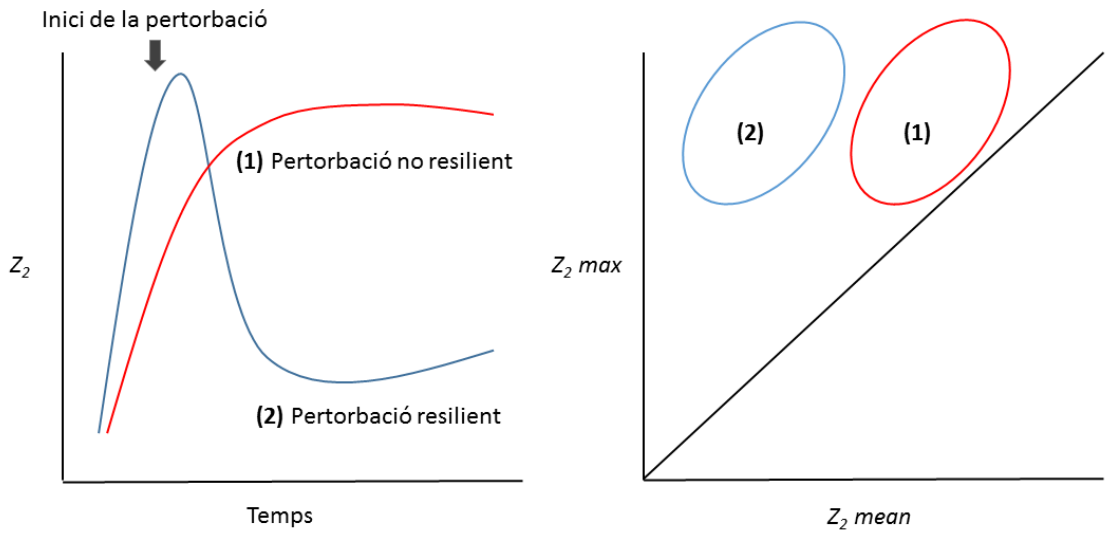

Figura 3. A l'esquerra, model de variació dels valors de Z_2 en una llacuna després d'una pertorbació, depenent de la seva resiliència. A la dreta, zones del gràfic que poden indicar la presència d'una pertorbació resilient o una pertorbació no resilient al relacionar Z_2 *max i* Z_2 *mean* . Adaptat de Quintana (2002).

Taula 2. Criteri utilitzat per tal de diferenciar les diferents pertorbacions segons la seva intensitat (Z_2 *max*) i capacitat de resiliència (Z_2 *mean*).

Tipus de pertorbació	**Pertorbació dèbil**	**Pertorbació intensa no resilient**	**Pertorbació intensa resilient**
Criteri	- Z_2 *max* < 1,5	- Z_2 *max* > 1,5 - Z_2 *max* / Z_2 *mean* > 0,5	- Z_2 *max* > 1,5 - Z_2 *max* / Z_2 *mean* > 0,5

3.3.3. Determinació de l'estructura de mides

Per analitzar l'estructura de mides de la comunitat de zooplàncton s'ha utilitzat la diversitat de mides, segons el mètode que descriu Quintana *et al*. (2008 i 2016). En comunitats d'invertebrats dominades per una sola espècie, existeix una separació del nínxol ecològic entre diferents fases de la mateixa espècie per evitar la competència intraespecífica (Werner & Gilliam, 1984). Un comportament similar ha estat descrit en moltes espècies de copèpodes (Paffenhöfer, 1971; Poulet, 1977; Fernández, 1979). En canvi, els individus d'espècies diferents però de la mateixa mida sovint s'alimenten de les mateixes preses, ocupant el mateix nínxol tròfic (Quintana *et al*., 1998b: Brucet *et al*., 2005b, Badosa *et al*., 2006). D'aquesta manera, en ecosistemes on habitualment existeix una espècie dominant, la diversitat de mides pot ser molt útil per explicar l'estructura de la comunitat. La diversitat d'espècies es troba relacionada amb els factors abiòtics com l'estat tròfic, mentre que la diversitat de mides es troba més relacionada amb les interaccions tròfiques com la predació per peixos o la competència tant interespecífica com intraespecífica (Quintana *et al*., 2006; Quintana *et al*., 2015). La diversitat de mides ha estat calculada a partir de l'índex proposat per Lurie i Wagenesberg (1983, 1984), per mitjà del mètode descrit a Quintana *et al*., (2008). Els diferents càlculs s'han realitzat utilitzant el programari gratuït de R-Studio.

4. Resultats

4.1 Variació del nivell de l'aigua i la salinitat

Per a estudiar la variació del nivell de l'aigua i la salinitat, es va analitzar el patró de variació de la llacuna de major mida i fondària (*Bassa de Fra Ramon*) del novembre de 2014 al gener de 2016 (**Fig. 4**). L'entrada d'aigua a les llacunes es deu principalment a la intrusió marina, durant els temporals de mar, l'aigua dolça de l'aqüífer, i la provinent de les precipitacions. Les entrades d'aigua dolça provinents de les precipitacions i de l'aqüífer suposen una disminució de la salinitat de la llacuna. D' altra banda, l'entrada d'aigua provinent de la intrusió marina suposa un augment de la concentració salina. Tanmateix, els períodes d'inundació de les llacunes coincideixen amb una reducció de la salinitat, mentre que a mesura que el nivell d'aigua disminueix en el període de confinament la concentració salina augmenta progressivament. Durant aquest estudi s'han pogut analitzar 4 períodes d'inundació-confinament: (1) Del desembre de 2014 al març de 2015; (2) de l'abril al juny de 2015; (3) del juliol al setembre de 2015; i (4) de l'octubre al desembre de 2015. Cada període està caracteritzat per un pic del nivell de l'aigua seguit d'un progressiu buidatge de l'aigua de la llacuna.

Els últims dies del mes de novembre de 2014 es produïren tempestes a L'Estartit amb precipitacions de fins a 50 mm en un sol dia (Dades meteorològiques de l'estació de l'Estartit i Torroella de Montgrí). Aquests esdeveniments suposaren un pic en el nivell de l'aigua (fondària màxima de la *Bassa de Fra Ramon* durant l'estudi) a l'inici del mes de desembre d'aquell any, i donaren lloc a l'inici del primer període d'inundació-confinament (1) d'aquest estudi. Posteriorment a aquest augment sobtat del nivell de l'aigua, es produí un progressiu buidatge de la llacuna. A l'inici d'aquesta reducció del nivell de l'aigua, a nivell superficial la salinitat es reduí de 24-25 a 19 mS/cm, i posteriorment augmentà ja en el període de confinament. Els diferents episodis de precipitacions dèbils que ocorregueren els mesos següents no suposaren un augment del nivell de l'aigua, però van permetre un buidatge més lent de la llacuna, finalitzant aquest període a mitjans del mes de març de 2015.

El segon període de confinament (2) s'inicià al mes d'abril després d'un perllongat període de precipitacions que suposà un augment considerable del nivell d'aigua de les llacunes, tot i que no tan acusat com el del període anterior. Aquest augment del nivell de l'aigua, un altre cop, es relaciona amb una reducció de la salinitat, de 23 a 19 mS/cm. I posteriorment, tornà augmentar la salinitat fins a 25 mS/cm. Tot i així, en aquest període s'observà una inesperada reducció de la salinitat entre el mes de maig i el mes de juny mentre la llacuna anava minvant el seu nivell d'aigua.

En el lapse estival començà un nou període (3) on l'evaporació fou notable i es va poder observar el mínim del nivell de l'aigua durant tot l'estudi a finals del mes de juliol. Ja al mes d'agost, el nivell de l'aigua augmentà dèbilment mantenint-se a nivells baixos fins a l' octubre.

En aquest mes el nivell de l'aigua tornà a augmentar per sobre del mig metre de fondària, i d'aquesta manera s'inicià l'últim període hidrològic estudiat (4), que finalitzà al mes de desembre.

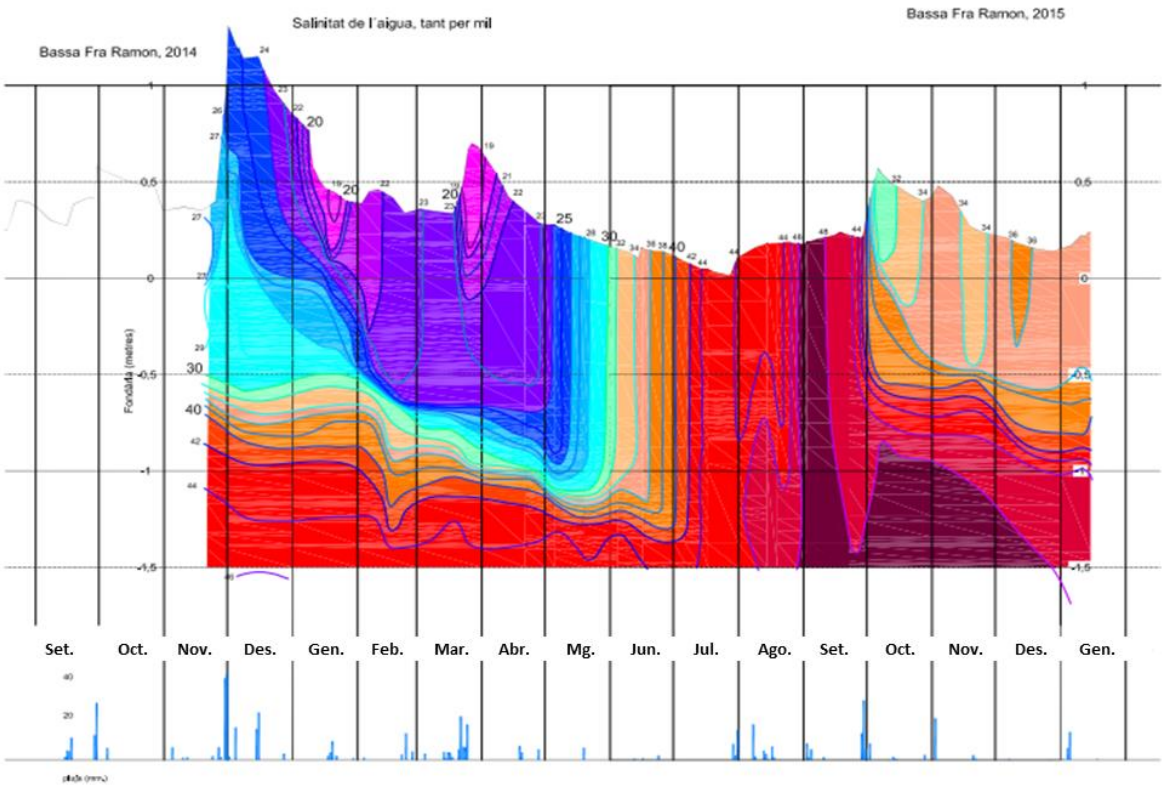

Figura 4. Variació de la salinitat (mS/cm) i el nivell d'aigua (cota (m) sobre el nivell mitjà del mar a la zona) a la llacuna de la *Bassa de Fra Ramon* en el període Novembre de 2014 a Gener del 2016 (Compte *et al*., 2016). Dades de salinitat i temperatura en fondària de J. Pascual i M. Martinoy.

4.2 Nutrients

L'anàlisi multivariable realitzada pels diferents nutrients (**Fig. 5**) resulta amb una primera dimensió, que representa el 39.3% de la variància explicada, i una segona dimensió amb el 17,5% de la variància explicada (56,8% acumulada entre les dues primeres components). La primera dimensió es troba relacionada amb la càrrega total de nutrients. TOC, DOC, TN i PT es troben a coordenades negatives d'aquesta dimensió. Pel que fa a la segona dimensió, aquesta estaria més relacionada amb les entrades de nutrients al sistema en el moment d'inundació de la llacuna. Les formes inorgàniques de nitrogen (NO_3 i NO2) tenen coordenades positives en aquest segona dimensió. Entre les diferents llacunes no existeixen diferències significatives pel que fa a la segona dimensió. No obstant, sí que existeixen diferències significatives (*ANOVA*, p-valor = 0,00106) pel que fa a la primera dimensió. Això suggereix, que existeixen diferències en la càrrega total de nutrients entre les diferents llacunes. Mitjançant un anàlisis *post-hoc* s'han determinat les diferències entre les diferents llacunes (**Fig. 6**): S'han trobat diferències significatives entre la *Bassa del Pi* i la *Bassa de Fra Ramon* (p-valor = 0,027), i entre la *Bassa del Pi* i *Pletera Nova* (p-valor = 0,0008); no obstant no trobem diferències significatives entre les dues llacunes de dimensions majors, la *Bassa de Fra Ramon* i *Pletera Nova*.

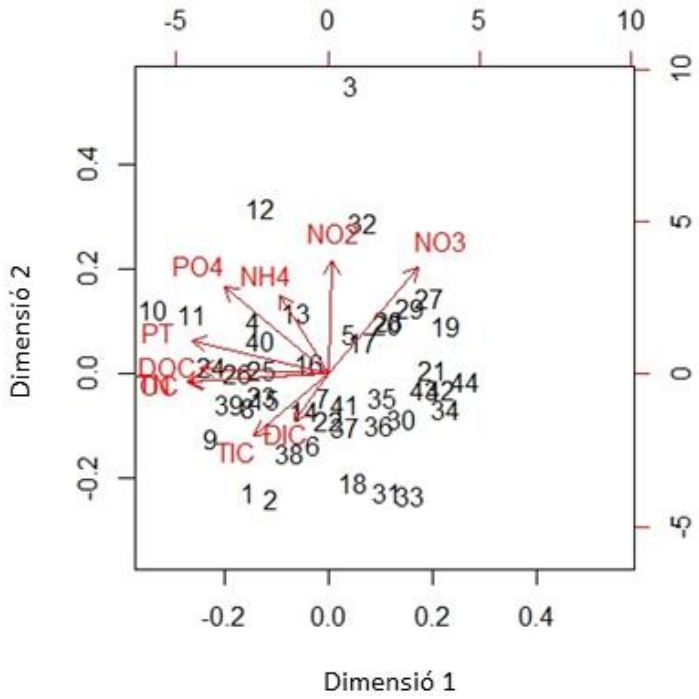

Figura 5. Representació de la anàlisis multivariable realitzada per als diferents nutrients: nitrit (NO_2^-), nitrat (NO_3^-), amoni (NH_4^+), fòsfor reactiu soluble (PO_4^{3-}), fòsfor total (PT), nitrogen total (TN), carboni orgànic total (TOC), carboni inorgànic total (TIC), carboni orgànic dissolt (DOC) i carboni inorgànic dissolt (DIC). Dimensió 1 relacionada amb la càrrega de nutrients, i dimensió 2 relacionada amb les entrades de nutrients en el moment de la pertorbació.

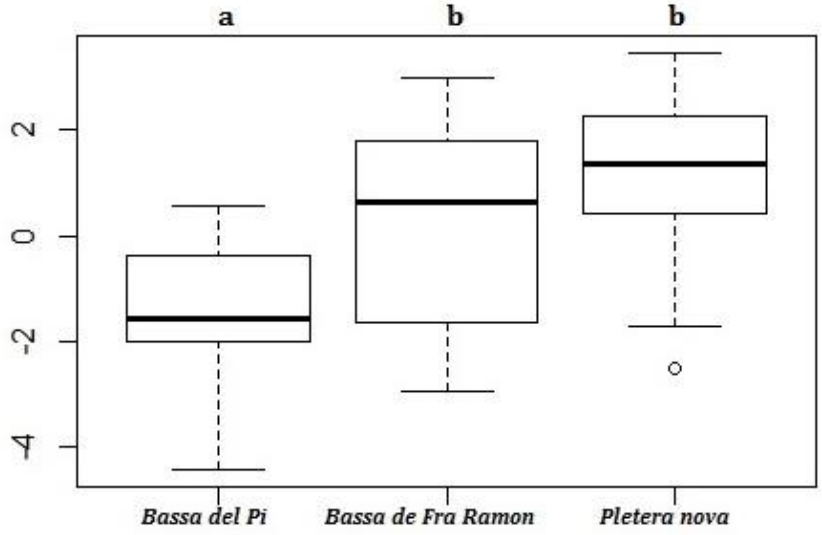

Figura 6. Representació de les *anàlisis post-hoc* realitzades per la dimensió 1 (càrrega total de nutrients) entre les diferents llacunes. Existeixen diferències significatives entre la *Bassa del Pi* (*a*), i la *Bassa de Fra Ramon* i *Pletera Nova* (*b*).

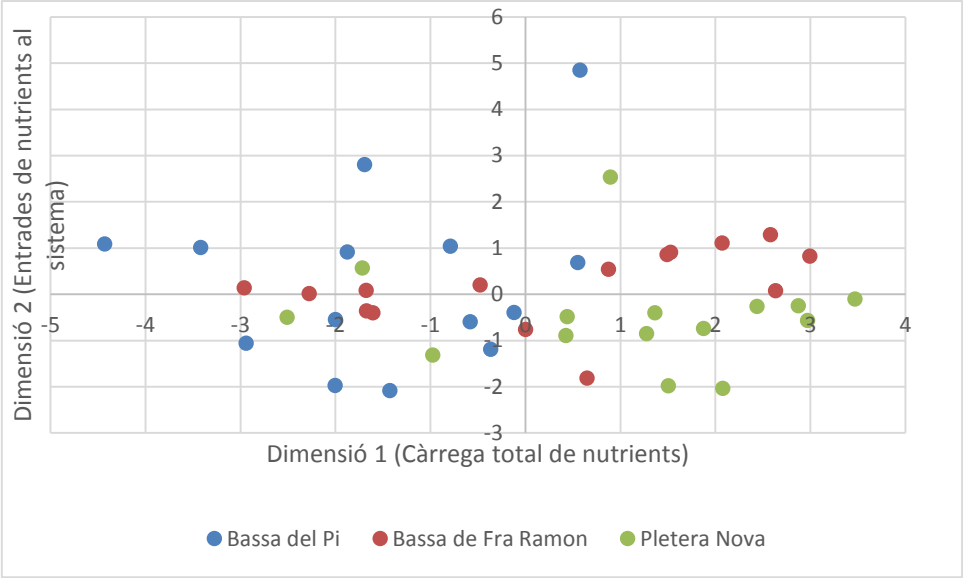

Figura 7. Representació de les diferents mostres de les 3 llacunes en funció de les dimensions 1 (càrrega total de nutrients) i 2 (entrades de nutrients al sistema).

4.3 Estructura i composició de la comunitat zooplanctònica

A les llacunes estudiades, els grups més abundants en les diferents comunitats són *Rotifera*, *Ciliata* i *Copepoda*, dels quals se n'han distingit diferents taxons. Al estudiar la composició d'espècies al llarg de l'estudi (**Fig. 8, 9 i 10**) podem observar que el rotífer *Synchaeta sp.* és el primer en aparèixer després de que es produeixi una pertorbació, i ho fa amb abundàncies força altes. A més, juntament amb *Synchaeta sp*., també s'han identificat a la *Bassa de Fra Ramon* poliquets del gènere *Polydora sp*. A l'inici del període d'inundació-confinament, en major o menor grau, aquest rotífer va essent substituït per copèpodes ciclopoides i calanoides. Això es pot observar a la *Bassa de Fra Ramon* (**Fig. 9**), on després d'aparèixer *Synchaeta sp.* els copèpodes calanoides acaben dominant la comunitat quasi en exclusiva. Els ciclopoides en canvi apareixen amb abundàncies molt menors que no pas els calanoides. A l'iniciar-se el període de confinament, a mesura que el nivell de l'aigua disminueix i augmenta la salinitat, comencen a aparèixer altres espècies de rotífers. Per la seva banda els copèpodes calanoides i cilopoides van desapareixent, tot i que apareixen copèpodes harpacticoides. Els rotífers que s'han pogut identificar a les tres llacunes han estat *Collurella sp*., *Testudinella clypeata*, i *Brachionus plicatilis*. Tot i que amb abundàncies molt menors també s'han identificat altres espècies com *Brachionus quadridentatus*, *Cephalodella sp*., *Hexarthra sp*., *Trichocerca sp*. i *Lecane* sp. *B. plicatilis*, domina la comunitat durant el període de confinament, i és l'espècie predominant a les tres llacunes. Aquest rotífer és especialment abundant a la *Bassa del Pi* (**Fig. 8**), on domina la comunitat en la majoria de períodes: aquesta espècie és present a la llacuna durant quasi tot l'estudi amb abundàncies molt altes, sobretot als mesos d'estiu. A *Pletera nova* (**Fig. 10**) aquesta espècie és present també tot l'any, però amb abundàncies menors que a la *Bassa del Pi*. A la *Bassa de Fra Ramon* només és present en situacions de confinament. Als mesos d'estiu, amb condicions d'elevada temperatura i salinitat de l'aigua i elevat grau de confinament, apareixen juntament amb els rotífers diferents espècies de ciliats. El taxó més abundant d'aquest fílum és *Litonotus sp*. i en menor mesura també s'ha observat la presència de *Euplotes sp* i *Strombidium sp*. Aquests ciliats apareixen amb concentracions especialment elevades a la llacuna de dimensions menors, la *Bassa del Pi*. En aquesta llacuna es pot observar com en els mesos de juliol i agost de 2015

dominen quasi en exclusiva la comunitat. En canvi a la *Bassa de Fra Ramon*, la seva abundància relativa és molt menor.

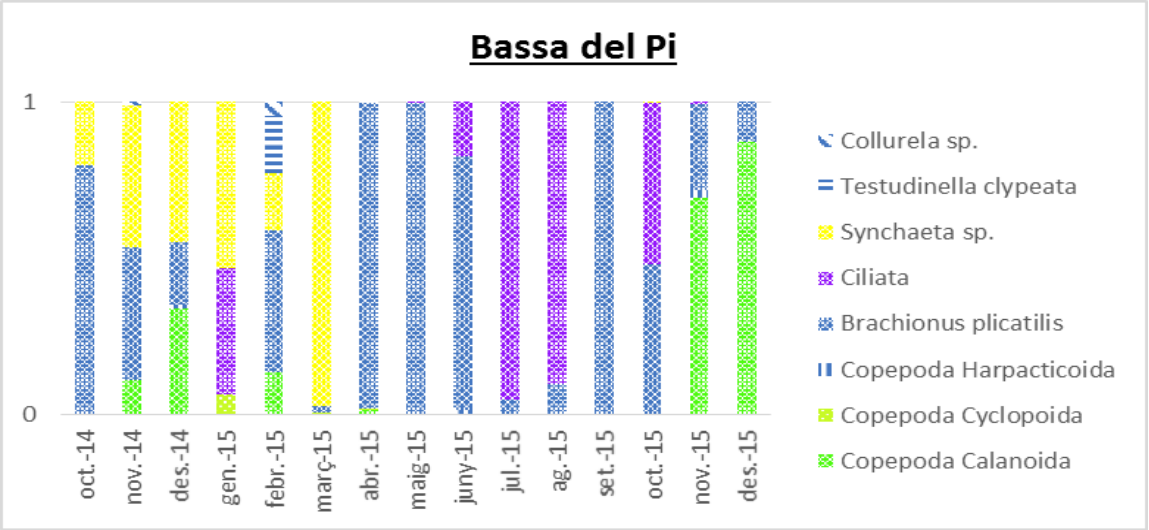

Figura 8. Composició relativa d'espècies de la *Bassa del Pi* per cada mes de l'estudi, de l'octubre de 2014 fins al desembre de 2015.

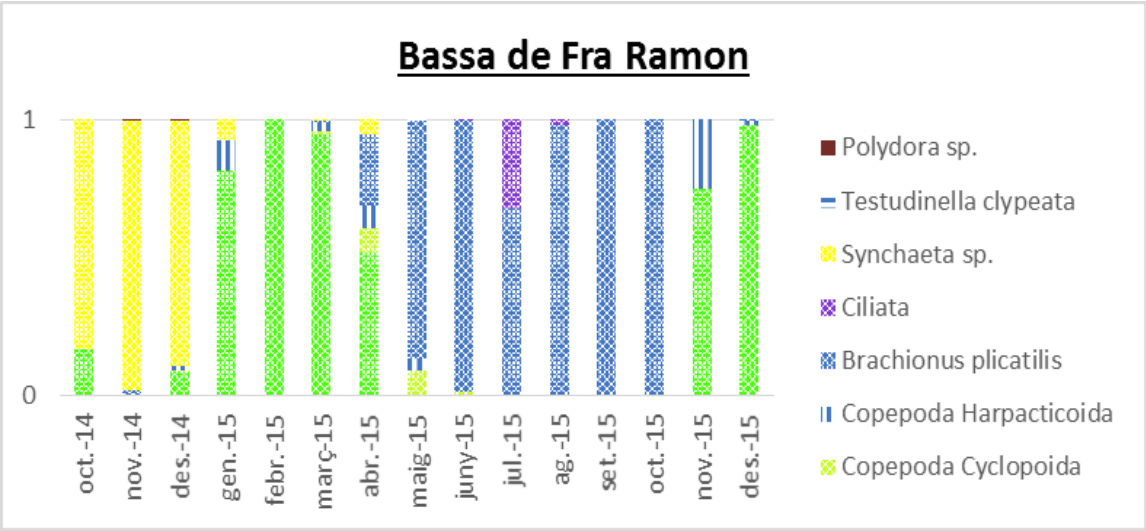

Figura 9. Composició relativa d'espècies de la *Bassa del Fra Ramon* per cada mes de l'estudi, de l'octubre de 2014 fins al desembre de 2015.

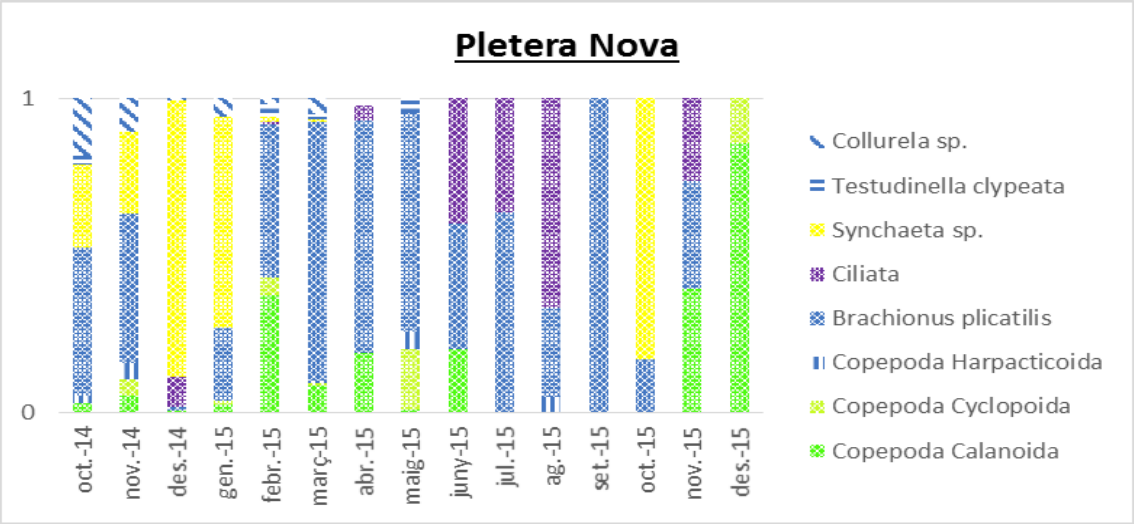

Figura 10. Composició relativa d'espècies de la *Pletera Nova* per cada mes de l'estudi, de l' octubre de 2014 fins al desembre de 2015.

4.4 Intensitat de les pertorbacions i capacitat de resiliència de la comunitat

La resiliència de la comunitat, mesurada per Z_2, indica el temps necessari de recuperació de la comunitat després d'una pertorbació. Z_2 mesura els canvis en la composició d'espècies d'una situació estable de major complexitat biològica, a una nova situació de pertorbació. A més, aquest paràmetre indica la intensitat de la pertorbació: Valors positius del valor de Z_2 indiquen una elevada intensitat de la pertorbació; valors negatius, es relacionen amb comunitats estables poc pertorbades. Els resultats obtinguts mostren una relació significativa (p-valor= 5,2 X 10^{-5}) entre la intensitat de la pertorbació i el nivell d'aigua de la *Bassa de Fra Ramon* (**Fig. 11**). Per tant, el patró temporal de variació del nivell de l'aigua i la salinitat es relaciona amb els canvis en la composició i en l'estructura de la comunitat, i el seu grau de pertorbació.

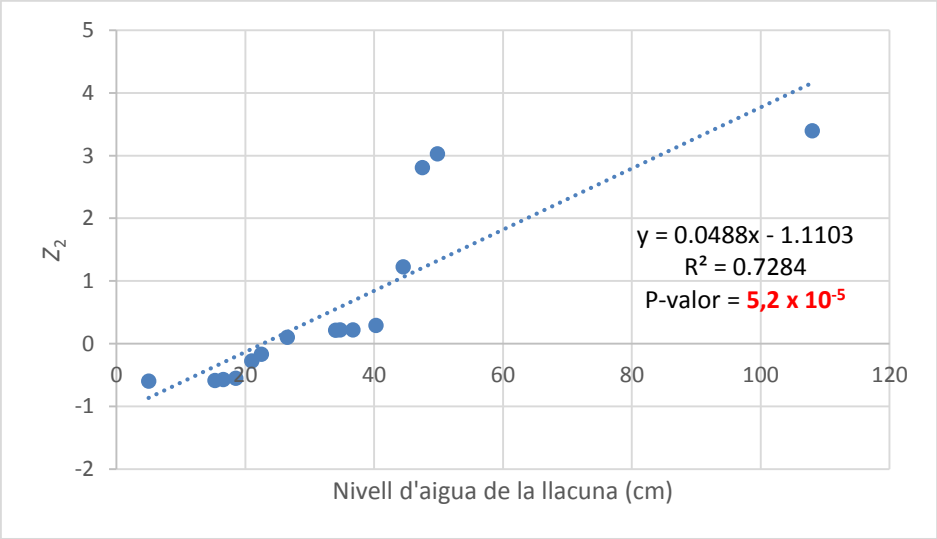

Figura 11. Regressió entre el paràmetre Z_2 i el nivell de l'aigua de la *Bassa de Fra Ramon* (en cm de fondària). Relació estadísticament significativa (p-valor = 5,2 X 10^{-5}) entre ambdues variables.

Pel que fa a les possibles diferències entre llacunes, mitjançant un estadístic *ANOVA* s'ha pogut comprovar que no existeixen diferències significatives en la intensitat de la pertorbació en la comunitat (Z_2). L'anàlisi de la resiliència de la comunitat després de la pertorbació s'ha basat en el model descrit anteriorment (**Fig. 3**, metodologia). En pertorbacions resilients el valor de Z_2 augmenta en el moment de la pertorbació, però retorna cap als valors de Z_2 previs a la pertorbació en un lapse curt de temps. Mentre que en pertorbacions no resilients, es produeix també un augment dels valors de Z_2, però en aquest cas es retornarà molt més lentament als valors inicials. És a dir, que en pertorbacions resilients la comunitat es recupera ràpidament després de la pertorbació, mentre que quan es tarda molt temps en retornar a l'estat inicial previ a la pertorbació es tracta d'una pertorbació no resilient. Per a estudiar les diferents pertorbacions, s'han classificat mitjançant els criteris establerts a la **Taula 2**. A partir de la relació entre Z_2 *max* i Z_2 *mean* (**Fig. 12**), es poden observar les diferents pertorbacions de cada període d'inundació-confinament per a les llacunes estudiades.

A la *Bassa del Pi*, trobem les dues pertorbacions menys resilients dels tres casos estudiats. Aquestes coincideixen amb els períodes de desembre del 2014 a març del 2015, i juliol a setembre del 2015. Les altres dues pertorbacions, una és intensa i resilient (octubre – desembre 2015) i l'altra és una pertorbació dèbil (abril – juny 2015).

Pel que fa a la llacuna de majors dimensions, la *Bassa de Fra Ramon*, no s'ha observat cap pertorbació no resilient. De fet, tres de les quatre pertorbacions són pertorbacions dèbils. En el primer període d'inundació-confinament (desembre 2014 – març 2015), on es produí la inundació més important d'aquesta llacuna, s'hi troba la única pertorbació intensa, que és resilient.

A la *Pletera Nova* es troben tres pertorbacions intenses. Les pertorbacions de tardor-hivern (desembre 2014 – març 2015, i octubre – desembre del 2015) són resilients, mentre que la pertorbació estival (juliol – setembre) no és resilient. També s'ha observat una pertorbació dèbil per al període de l'abril al juny de 2015.

La pertorbació del primer període d'inundació-confinament (desembre 2014 – març 2015), en la qual es va assolir el nivell d'aigua màxim de les llacunes, s'observen els valors més elevats de Z_2 *max* per a les tres llacunes. Mentre que al període de l'abril al juny de 2015 es troben els valors més baixos de Z_2 *max*, i en els tres casos es consideren pertorbacions dèbils. També es pot observar una tendència a una major resiliència en els períodes de tardor-hivern que en els períodes de primavera-estiu.

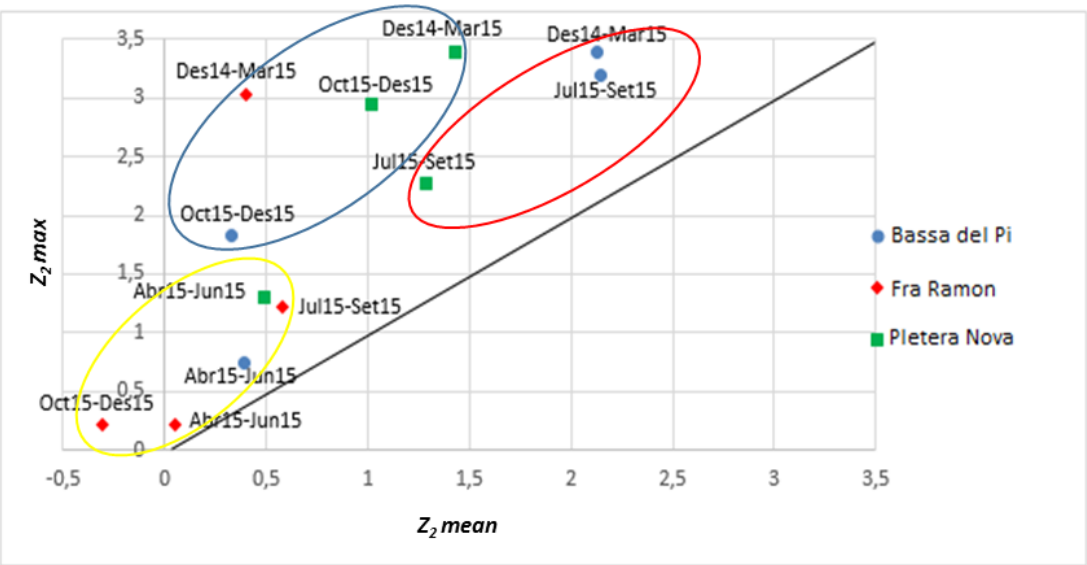

Figura 12. Relació entre els valors de Z_2 *max* i Z_2 *mean* obtingudes per les tres llacunes en els quatre períodes d'inundació-confinament estudiats. Tres tipus de pertorbacions: Pertorbacions dèbils (groc), pertorbacions intenses no resilients (vermell) i pertorbacions intenses resilients (blau).

4.5 Estudi de la diversitat de mides

La diversitat de mides, de la mateixa manera que el paràmetre Z_2, també està relacionat significativament (p-valor = 0,03013) amb el nivell de l'aigua de la llacuna (**Fig. 13**). La regressió entre ambdues variables mostra una relació negativa: Quan es produeix una pertorbació i augmenta el nivell d'aigua de la llacuna la diversitat de mides disminueix. Posteriorment a la pertorbació, a mesura que el nivell de l'aigua disminueix, augmenta la diversitat de mides.

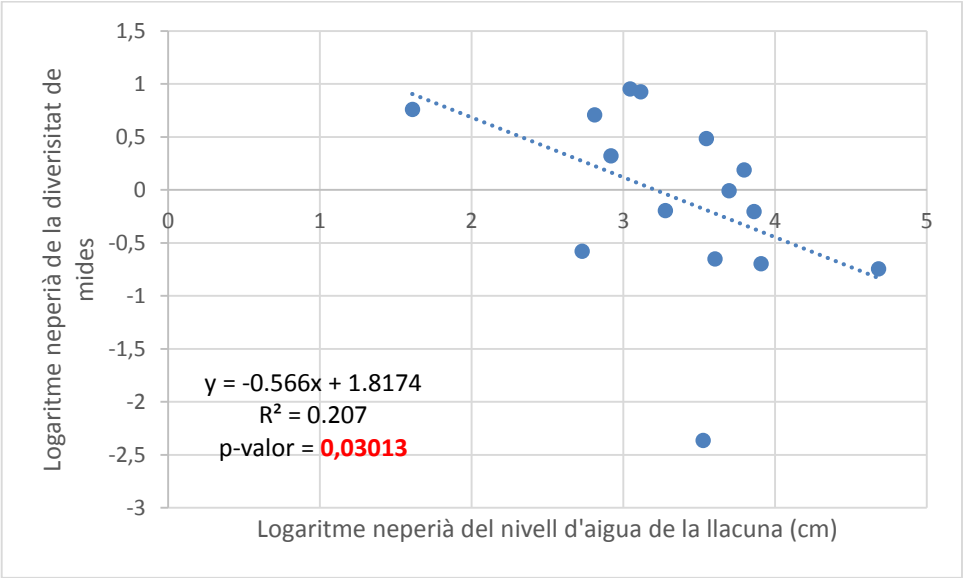

Figura 13. Regressió entre el logaritme neperià de la diversitat de mides i el logaritme neperià del nivell d'aigua de la llacuna (cm). Relació estadísticament significativa (p-valor = 0,3013) entre ambdues variables.

En el cas de la diversitat de mides tampoc s'han trobat diferències significatives entre les diferents llacunes estudiades. Per altra banda, tampoc hi ha una relació significativa entre els nutrients i la diversitat de mides. S'ha analitzat la possible relació de la diversitat de mides amb tots els nutrients analitzats i amb les dimensions obtingudes amb l'anàlisi de components principals, però no s'ha trobat cap relació significativa.

5. Discussió

5.1 El patró temporal com a factor determinant de l'estructura i composició de la comunitat

S'ha observat un patró temporal en les diferents llacunes pel que fa a la variació del nivell de l'aigua i la salinitat (**Fig. 4**): Quan es produeix la inundació de la llacuna (precipitacions i/o temporal de mar) disminueix la salinitat de les llacunes; posteriorment, les llacunes redueixen progressivament el nivell de l'aigua i augmenten la salinitat. No obstant, s'ha observat en alguns períodes (abril – juny de 2015) que una disminució del nivell d'aigua ha suposat una reducció de la concentració salina a la llacuna. A més, a nivell superficial, al iniciar-se la reducció del nivell de l'aigua s'ha observat en alguns períodes una reducció de la salinitat. Aquesta reducció de la salinitat al disminuir el nivell d'aigua pot ser causada a una entrada d'aigua dolça de l'aqüífer, mentre que el nivell d'aigua de la llacuna disminueix donat que les pèrdues en infiltració o evaporació superen les entrades a l'aqüífer. Aquest fet suggereix que existiria una circulació constant d'aigua de l'aqüífer després de la pertorbació, amb més o menys durada depenent de la intensitat de la inundació.

Les pertorbacions del sistema (mesurades mitjançant el paràmetre Z_2) s'han relacionat directament amb el nivell de l'aigua de la llacuna (**Fig. 11**). De la mateixa manera, la diversitat de mides dels individus també té una relació negativa significativa amb el nivell de l'aigua (**Fig. 13**). Això porta a pensar que el sistema d'inundació-confinament seria l'element estructurador de la comunitat: En el moment de la inundació, amb l'augment del nivell de l'aigua de la llacuna el valor de Z_2 (comunitat de zooplàncton molt pertorbada) augmenta i disminueix la diversitat de mides; en el període de confinament, a mesura que el nivell de l'aigua disminueix el valor de Z_2 baixa i augmenta la diversitat de mides.

Un altre factor a considerar, són els nutrients i la seva relació amb el patró temporal. L'anàlisi multivariable (**Fig. 5**) realitzada pels diferents nutrients mostra l'existència de dues dimensions principals, la primera relacionada amb la càrrega total de nutrients (TOC, DOC, TIC, DIC, TN, PT) i la segona amb l'entrada de nutrients al sistema (NO_2 i NO_3). Aquesta entrada de nutrients es produeix a l'inici del període d'inundació, és a dir, en el moment que es produeix la pertorbació. L'entrada de nutrients facilita la presència d'espècies de creixement ràpid (rotífers del gènere *Synchaeta*) just després de que es produeixi la pertorbació, ja que aprofiten l'abundància de recurs. Posteriorment, a mesura que escasseja el recurs passen a dominar la comunitat els organismes més bons competidors (copèpodes calanoides), i que s'estructuren en diferents mides per evitar la competència intraespecífica (Brucet *et al*., 2008). Finalment, quan disminueix el nivell de l'aigua i es troben condicions d'elevat confinament i màxima eutròfia es pot identificar *Brachionus plicatilis* en grans concentracions a les llacunes. D'aquesta manera, les entrades de nutrients i el progressiu confinament de les llacunes després de la pertorbació són els factors que donen lloc a aquesta successió d'espècies característica. Per tant, el patró temporal en la successió d'espècies de la comunitat està íntimament relacionat amb el sistema d'inundació-confinament.

Tot hi variar els resultats entre les diferents llacunes, també sembla existir un cert patró temporal pel que fa a la capacitat de resiliència de la comunitat a la pertorbació (**Fig. 12**). En els tres casos estudiats la pertorbació menys resilient es troba al període estival (juliol – setembre),

amb valors màxims de Z_2 *mean* a les diferents llacunes per aquest període. Per contra, en els mesos d'hivern (octubre – desembre) es donen pertorbacions resilients o de baixa intensitat.
Segons Badosa *et al*., (2006) el funcionament hidrològic és similar per a les diferents llacunes de la maresma de La Pletera. A més, estudis realitzats en llacunes temporànies (Quintana *et al*., 1998; Brucet *et al*., 2005b; Badosa *et al*., 2006) donen suport a l'existència d'un patró temporal en la composició d'espècies de la comunitat de zooplàncton. Els resultats obtinguts en aquest estudi de la diversitat de mides també concorden amb l'evolució descrita d'aquest paràmetre al llarg del temps en llacunes temporànies (Brucet *et al*., 2006; Quintana *et al*., 2006).

5.2 El patró espacial: diferències entre llacunes

No existeixen diferències significatives entre les diferents llacunes, pel que fa a la diversitat de mides, ni tampoc en el grau de pertorbació de la comunitat (Z_2). De la mateixa manera, el patró temporal sembla ser més important en la successió de la composició d'espècies que no pas l'espai físic, ja que semblaria que la tendència és similar per les diferents llacunes. Pel que fa als nutrients (**Fig. 7**), es pot observar un solapament en l'eix vertical (dimensió 2) de l'anàlisi multivariable i una diferenciació de les llacunes en l'eix horitzontal (dimensió 1). De manera que les entrades de nutrients són similars per a les diferents llacunes, amb un mateix pic en la concentració de nitrats i nitrits en el moment de la inundació en els tres casos. Tanmateix, sí que existeixen diferències significatives en la càrrega de nutrients entre les diferents llacunes. La *Bassa del Pi*, la llacuna de dimensions menors, té una càrrega total de nutrients significativament major que les altres dues llacunes. *Pletera Nova* és la llacuna en la qual la càrrega de nutrients és menor. Tanmateix, aquesta no és significativament diferent que la càrrega de nutrients de la *Bassa de Fra Ramon*.
Un bon indicador d'una elevada càrrega de nutrients i de condicions d' hipertròfia és la presència de *Brachionus plicatilis.* Aquesta espècie és la predominant en les tres llacunes, però amb abundàncies majors a la *Bassa del Pi*, on domina la comunitat en gran part del període d'inundació-confinament, degut probablement a la major càrrega de nutrients d'aquesta llacuna. Per altra banda en el cas de la *Bassa de Fra Ramon*, aquesta espècie també acaba dominant la comunitat però d'una forma més progressiva. Els ciliats també són un grup a destacar, que apareixen en condicions de màxim confinament juntament amb *B. plicatilis*, especialment en el període estival.
S'ha suggerit que aquesta diferència en la càrrega de nutrients entre els dos tipus de llacunes pot ser deguda a la seva antiguitat (Badosa *et al*., 2006). Els mecanismes d'acumulació de nutrients en el sediment de la llacuna ocorreguts en el períodes de confinament al llarg del temps, suposarien diferències considerables en la concentració de nutrients entre les llacunes naturals i les llacunes de nova creació (Quintana *et al*., 1998a; Trobajo *et al*., 2004; Gascón *et al*., 2006). El model conceptual de successió de la comunitat zooplanctònica en aigües temporànies, descrit a Quintana *et al*., (2006), recolzaria la hipòtesis de que l'aparició de *B. plicatilis* esdevé un indicador de condicions de hipertròfia. Per altra banda, cal tenir en compte que en llacunes permanents la depredació per peixos és un factor que pot alterar la comunitat evitant l'aparició d'invertebrats de mida gran com *Gammarus* o *Odessia*, i facilitant així l'aparició de *B. plicatilis* (Compte *et al*., 2012).
Els resultats d'aquest estudi, mostren que l'edat de les llacunes no pot ser l'únic factor que expliqui la diferència en la càrrega de nutrients entre llacunes naturals i de nova creació. Aquest

fet es deu a que no s'han trobat diferències significatives entre la *Bassa de Fra Ramon* (llacuna natural) i *Pletera Nova* (llacuna de nova creació). Això suggereix, que tal vegada el nivell d'aigua de la llacuna i la mida de la llacuna també jugarien un paper important. La llacuna de la *Bassa de Fra Ramon*, al tenir una major antiguitat que *Pletera Nova* s'esperaria que tingués una carrega de nutrients significativament major. El fet de que no sigui així pot ser degut a la major fondària de la *Bassa de Fra Ramon*, que permet nivells d'aigua majors. Per tant, segurament a més dels processos d'acumulació de nutrients que s'hagin pogut donar en el passat, la mida de les llacunes pot ser un altre factor que determina la càrrega total de nutrients de les llacunes. Un estudi realitzat a dues llacunes del Parc Nacional d'Aiguamolls de l'Empordà (López-Flores *et al*., 2009) donaria suport a la idea de que la mida de la llacuna i de la seva conca de recepció estarien relacionades amb la concentració de nutrients acumulats a la llacuna.
El fet de que la *Bassa del Pi*, la llacuna amb una càrrega total de nutrients major (**Fig. 6**), sigui la llacuna amb més episodis no resilients (**Fig. 12**), suggereix que una llacuna amb una càrrega total de nutrients major podria tenir una menor capacitat de resiliència. Per altra banda, en llacunes com la *Bassa de Fra Ramon* amb una major fondària i una menor càrrega de nutrients, les pertorbacions tindrien una intensitat molt menor, a més de tenir una major capacitat de resiliència després de la pertorbació.

5.3 Diferències entre llacunes permanents i llacunes temporànies de maresma

Tot hi que en aquest estudi no s'ha realitzat un mostreig de les poblacions de peixos de les llacunes de La Pletera, altres estudis realitzats a la zona (Pou-Rovira *et al*., 2004; Salvador, 2007; Fernandez *et al*., 2009; Amargant *et al*., 2010) indiquen la dominància de dues espècies de peixos a les llacunes: L'espècie autòctona *Aphanius iberus*, i l'espècie invasora *Gambusia holbrooki*. La presència de peixos en llacunes permanents esdevé un factor diferencial amb les llacunes temporànies, i d'aquest factor en poden derivar diferències en l'estructura i composició de les comunitats de zooplàncton entre els dos tipus de llacunes.
Al analitzar la composició d'espècies i la seva variació al llarg del temps, es poden destacar el següents punts, que es contraposen al model de successió d'espècies descrit per a llacunes temporànies (Quintana *et al*., 1998b; Brucet *et al*., 2005c; Badosa *et al*., 2006; Quintana *et al*., 2006): 1. El ciliats esdevenen com un taxó molt abundant en determinats moments del procés d'inundació-confinament. 2. No s'han trobat en cap mostreig en les diferents llacunes les espècies *Gammarus aequicauda* i *Odessia maeotica*, espècies que descriuen dues situacions ecològiques diferents en el model per a llacunes temporànies.
La pressió de depredació per part dels peixos en la comunitat de zooplàncton podria alterar la successió en la comunitat d'espècies, evitant que taxons com *Odessia* i *Gammarus* apareguin i facilitant la incorporació de nous taxons com els ciliats. En llacunes temporànies de maresma, s'ha relacionat la presència de l'espècie *Aphanius iberus* amb una reducció de la densitat d'aquests taxons (Compte *et al*., 2012). La *Bassa del Pi* és la llacuna en la qual els ciliats guanyen més importància, i a les tres llacunes aquests són especialment importants en els mesos de major confinament de la llacuna. Aquest fet suggereix que aquest taxó, s'ubicaria segurament en una situació més pròxima a *Brachionus* que no pas a *Synchaeta*. El ciliats per tant, es trobarien en condicions d'hipertròfia i elevada temperatura i salinitat.
La presència de peixos durant tot l'any, també pot suposar un alteració en el patró temporal de variació de la diversitat de mides descrit per a llacunes temporànies (Brucet *et al*., 2006;

Quintana *et al*., 2015). Tanmateix, els resultats indiquen que existeix una relació significativa entre el nivell de l'aigua de la llacuna i la diversitat de mides. De la mateixa manera que en llacunes temporànies, aquesta variable varia en funció del període d'inundació-confinament. A més, la depredació dels peixos, suposa una pertorbació en la comunitat que no ha estat considerada en aquest estudi. La menor resiliència de la comunitat en el lapse estival, podria ser deguda, a més de l' elevat confinament, a una elevada activitat dels peixos en aquests mesos.
Segons Compte *et al*., (2012) la presència de *A. iberus* té un efecte advers en la densitat d'espècies de mida gran com *G. aequicauda* , *O. maeotica* i copèpodes calanoides adults. Per contra, els rotífers de menors dimensions com *B. plicatilis* i *Testudinella clypeata* es veuen beneficiats, de la mateixa manera que estadis inferiors d'espècies de copèpodes.
Els resultats d'aquest estudi, per tant, concorden amb la idea de que la presència de peixos a les llacunes permanents és un factor important que explica les diferències en la composició d'espècies en les llacunes temporànies. Per altra banda, la pressió de depredació dels peixos, tot i que ha de ser una factor a considerar al estudiar la resiliència de la comunitat, segurament no suposa una pertorbació tant important com els fenòmens d'inundació i el procés de confinament. Pel que fa a la diversitat de mides, una major depredació per part dels peixos podria acabar trencant el patró temporal de variació descrit, ja que aquests seleccionen les preses d'una determinada mida, i això dóna lloc a un efecte cascada que acaba beneficiant a determinades espècies de rotífers (Compte *et al*., 2012).

5.4 Reflexió personal

Tant la gestió i conservació dels recursos naturals, com els projectes de restauració ecològica de zones naturals alterades pels humans, requereixen de coneixements previs relacionats amb el funcionament dels ecosistemes. En aquest context, la recerca científica en l'àmbit de l'ecologia esdevé com una eina fonamental per conèixer els diferents ecosistemes, que ens permet determinar les millors actuacions possibles per tal de conservar-los i restaurar-los.
L'any 1984 a Catalunya es creà el Parc Natural d'Aiguamolls de l'Empordà, una zona similar a la maresma de La Pletera. La creació d'aquest parc va anar encaminada a recuperar aquest hàbitat, principalment augmentant la superfície inundada. Aquest objectiu es va aconseguir per mitjà de diferents actuacions, com l'entrada d'un flux d'aigua dolça cap als aiguamolls. Tanmateix, això també va suposar una alteració al funcionament natural d'aquesta zona, augmentant el temps de residencia i la qualitat de l'aigua (Moreno-Amich *et al*., 1999). Estudis realitzats simultàniament a l'inici de la regulació d'aquest flux d'aigua dolça (Quintana , 1995) demostren els canvis en la composició d'espècies aquàtiques i en la qualitat de l'aigua. Una de les espècies més afectades per aquests canvis fou l'espècie endèmica de la península ibèrica *Aphanius iberus*, la qual va sofrir una important regressió local.
Aquest tipus d' errors en la presa de decisions en la gestió dels recursos naturals poden posar en perill hàbitats i espècies de gran valor ecològic. Això porta a pensar en la importància de la recerca en l'àmbit de la conservació. D'aquesta manera, aquest modest treball i els diferents estudis realitzats a La Pletera, són essencials per tal de no cometre aquest tipus d'errors en el futur. Els treball de seguiment científic, tant abans com després de la restauració, permet avaluar les diferents estratègies i actuacions possibles, i avaluar els resultats un cop finalitzada la restauració. L' estudi d'aquest tipus d'ambients permet donar suport a una restauració basada en la recuperació del funcionament natural i en la resiliència de la maresma.

6. Conclusions

1. Species composition at a certain time depends on water level in the lagoon. Therefore, it follows the temporal pattern of flooding-confinement, which is also related to the resilience and the measure structure of the community.

2. Lagoon age, total nutrient load and nutrient inputs are less important factors when the species composition of the marsh is explained.

3. Ecosystem resilience varies depending on the seasonality and the lagoon where the disturbance it's produced. Disturbances are more resilient during the winter season rather than summer season. *Bassa del Pi* presents the less resilient disturbances; *Bassa de Fra Ramon* presents the most resilient behaviour and *Pletera Nova* an intermediate between the previous two lagoons.

4. The lagoon age is not the only factor that explains the differences between the lagoons in nutrient concentrations. The lagoon size could be another important factor when the difference between lagoons in the same ecosystem is analysed.

5. The previously described models for temporary lagoons are not always applicable for permanent lagoons. Variations in the models described for temporary lagoons might be the consequence of fish presence and its effect to the planktonic community in permanent lagoons.

7. Bibliografia

Amargant Cumbriu, X., & Gifreu Font, T. (2010). Diagnosi de l'estat de conservació del fartet (Aphanius iberus) al Baix Ter i propostes de mesura per la seva gestió.

Badosa, A., Boix, D., Brucet, S., López-Flores, R., & Quintana, X. D. (2006). Nutrients and zooplankton composition and dynamics in relation to the hydrological pattern in a confined Mediterranean salt marsh (NE Iberian Peninsula). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *66*(3), 513-522.

Badosa, A. (2007). *Limnological characteristics and zooplankton community structure of Mediterranean coastal lagoons undergoing restoration* (Doctoral dissertation, Universitat de Girona).

Badosa, A., Boix, D., Brucet, S., López-Flores, R., Gascón, S., & Quintana, X. D. (2007). Zooplankton taxonomic and size diversity in Mediterranean coastal lagoons (NE Iberian Peninsula): influence of hydrology, nutrient composition, food resource availability and predation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*,*71*(1), 335-346.

Bolòs, O. D., & Vigo, J. (1984). Flora dels països catalans. *Editorial Barcino, Barcelona, 2002*.

Brucet, S., Boix, D., López-Flores, R., Badosa, A., Moreno-Amich, R., & Quintana, X. D. (2005). Zooplankton structure and dynamics in permanent and temporary Mediterranean salt marshes: taxon-based and size-based approaches. *Archiv für Hydrobiologie*, *162*(4), 535-555.

Brucet, S., Boix, D., López-Flores, R., Badosa, A., & Quintana, X. D. (2006). Size and species diversity of zooplankton communities in fluctuating Mediterranean salt marshes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *67*(3), 424-432.

Brucet, S., Compte, J., Boix, D., López-Flores, R., & Quintana, X. D. (2008). Feeding of nauplii, copepodites and adults of Calanipeda aquaedulcis (Calanoida) in Mediterranean salt marshes. © *Marine Ecology Progress Series, 2008, vol. 355, p. 183-191*.

Compte, J., Gascón, S., Quintana, X. D., & Boix, D. (2012). The effects of small fish presence on a species-poor community dominated by omnivores: Example of a size-based trophic cascade. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *418*, 1-11.

Compte, J., Quintana, X. D. (2016) Desurbanización y recuperación de la funcionalidad ecológica en los sistemas costeros de la Pletera. Informe del primer año de seguimiento. Acción D1 seguimiento del estado ecológico. *Càtedra d'ecosistemes litorals mediterranis*.

Corry, R. C., Lafortezza, R., & Brown, R. D. (2010). Ecological functionality of landscapes with alternative rehabilitations of depleted aggregate sites.*International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, *24*(3), 216-232

De Groot, R., Stuip, M., Finlayson, M., & DAVID-SON, N. (2007). Valoración de humedales. Lineamientos para valorar los beneficios derivados de los servicios de los ecosistemas de humedales

Dugan, P. J. (1992). *Conservación de humedales: Un análisis de temas de actualidad y acciones necesarias*. IUCN.

Fernandez, F. (1979). Nutrition studies in the nauplius larva of Calanus pacificus (Copepoda: Calanoida). *Marine Biology*, *53*(2), 131-147.

Fernández, I., Molist, T., Naspleda, J., Rost, J., Rhuf, A., Pou-Rovira, Q., & Clavero, M. (2009). El Fartet (Aphanius iberus) al Baix Ter: mètodes de monitoratge, ús de l'habitat impacte de la gambúsia.

Gascón, S., Boix, D., Sala, J., & Quintana, X. D. (2006, December). Organic carbon and nutrient (P, N) concentrations of water and sediment in several aquatic environment types of a Mediterranean coastal wetland (Empordà Wetlands, NE Iberian Peninsula). In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol. 42, No. 04, pp. 221-231). EDP Sciences.

Gesti, J., Badosa, A., & Quintana, X. D. (2005). Reproductive potential in Ruppia cirrhosa (Petagna) Grande in response to water permanence. *Aquatic Botany*, *81*(3), 191-198

LIFE Pletera. (2014). *Desurbanització i restauració de la maresma de la Pletera*. Recuperat de http://lifepletera.com/

López-Flores, R., Boix, D., Badosa, A., Brucet, S., & Quintana, X. D. (2009). Environmental factors affecting bacterioplankton and phytoplankton dynamics in confined Mediterranean salt marshes (NE Spain). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *369*(2), 118-126.

Lurié, D., & Wagensberg, J. (1983). On biomass diversity in ecology. *Bulletin of Mathematical Biology*, *45*(2), 287-293.

Lurie, D., & Wagensberg, J. (1984). An extremal principle for biomass diversity in ecology. *Thermodynamics and regulation of biological processes. Walter de Gruyter*, 257-271.

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. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1666, 49.

Moreno-Amich, R., Pou, Q., Quintana, X., & García-Berthou, E. (1999). Efecto de la Regulación Hídrica en la conservación del Fartet (Lebias ibera) en Aiguamolls de l'Empordà: Importancia de los refugios de población. *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía*.

Muñoz, A. A., & Ojeda, F. P. (1998). Guild structure of carnivorous intertidal fishes of the Chilean coast: implications of ontogenetic dietary shifts. *Oecologia*, *114*(4), 563-573.

Newman, E. I. (2008). *Applied ecology and environmental management*. John Wiley & Sons.

Pacual, J., Bensoussan, N., Salat, J., Garrabou (2012). Clima i règim tèrmic de les aigües de les illes Medes i el Montgrí. En Hereu Fina, B., & Quintana Pou, X. (ed.), *El fons marí de les illes Medes i el Montgrí: quatre dècades de recerca per a la conservació*, pp.64-79.Torroella de Montgrí: Càtedra d'ecosistemes litorals mediterranis.

Paffenhöfer, G. A. (1971). Grazing and ingestion rates of nauplii, copepodids and adults of the marine planktonic copepod Calanus helgolandicus. *Marine Biology*, *11*(3), 286-298.

Poulet, S. A. (1977). Grazing of marine copepod developmental stages on naturally occurring particles. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, *34*(12), 2381-2387.

Pou-Rovira, Q., Alcaraz, C., Feo, C., Zamora, L., & Moreno-Amich, R. (2004). Recuperació de l'hàbitat de fartet (Aphanius iberus) a la Pletera.

Putt, M., Stoecker, D.K., 1989. An experimentally determined carbon: volume ratio for marine "oligotrichous" ciliates from estuarine and coastal waters. Limnol. Oceanogr. 34, 1097–1103

Quintana, X. D., Moreno-Amich, R., & Comín, F. A. (1998). Nutrient and plankton dynamics in a Mediterranean salt marsh dominated by incidents of flooding. Part 1: differential confinement of nutrients. *Journal of Plankton research*, *20*(11), 2089-2107.

Quintana, X. D., Comín, F. A., & Moreno-Amich, R. (1998). Nutrient and plankton dynamics in a Mediterranean salt marsh dominated by incidents of flooding. Part 2: Response of the zooplankton community to disturbances. *Journal of Plankton Research*, *20*(11), 2109-2127.

Quintana, X. D., Badosa, A., Gesti, J., Martinoy, M., & Gifré, J. (2002). Restauració de les llacunes del Baix Ter. In *Proceedings of the Mediterranean Symposium on Marine and Coastal Protected Areas. Roses-L'Estartit, Spain*(pp. 399-407).

Quintana, X. D. (2002). Measuring the intensity of disturbancein zooplankton communities of Mediterranean salt marshes using multivariate analysis. *Journal of Plankton Research*, *24*(3), 255-265.

Quintana Pou, X., Boix Masafret, D., Badosa i Salvador, A., Brucet Balmaña, S., Compte Ciurana, J., Gascón Garcia, S.,& Moreno i Amich, R. (2006). Community structure in mediterranean shallow lentic ecosystems: size-based vs. taxon-based approaches. *© Limnetica, 2006, vol. 25, núm. 1-2, p. 303-320.*

Quintana, X. D., Feo, C., López, R., Gesti, P. (2008). Pla de gestió dels espais naturals del Baix Ter (Torroella de Montgrí i Pals, Baix Empordà). Recuperat de http://www.lifeemyster.com/cat/Pla-Definitiu/Pla-Gestio-Life-BaixTer.pdf

Quintana, X. D., Feo, C., Crous, A., Alemany, F., Torallas, J., Perich, J. G., ... & i Rovira, Q. P. (2009). Actuacions i reptes en la conservació dels aiguamolls del Baix Ter. *Papers del Montgrí*, (30).

Quintana, X. D., Arim, M., Badosa, A., Blanco, J. M., Boix, D., Brucet, S., ... & Gascón, S. (2015). Predation and competition effects on the size diversity of aquatic communities. *Aquatic Sciences*, *77*(1), 45-57.

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*(4), 800-815.

Rudolf, V. H., & Rasmussen, N. L. (2013). Ontogenetic functional diversity: size structure of a keystone predator drives functioning of a complex ecosystem. *Ecology*, *94*(5), 1046-1056.

Ruttner-Kolisko, A. (1977). Suggestions for biomass calculation of plankton rotifers. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol*, *8*(7), 1-76.

Strayer, D. L. (1991). Perspectives on the size structure of lacustrine zoobenthos, its causes, and its consequences. *Journal of the North American Benthological Society*, 210-221.

Simas, T., Nunes, J. P., & Ferreira, J. G. (2001). Effects of global climate change on coastal salt marshes. *Ecological Modelling*, *139*(1), 1-15.

Trobajo, R., Quintana, X. D., & Sabater, S. (2004). Factors affecting the periphytic diatom community in Mediterranean coastal wetlands (Empordà wetlands, NE Spain). *Archiv für Hydrobiologie*, *160*(3), 375-399.

Walker, K. F. (1981). A synopsis of ecological information on the saline lake rotifer Brachionus plicatilis Müller 1786. In *Salt Lakes* (pp. 159-167). Springer Netherlands.

Werner, E. E., & Gilliam, J. F. (1984). The ontogenetic niche and species interactions in size-structured populations. *Annual review of ecology and systematics*, *15*, 393-425.

.