



## Conservació, problemàtiques i gestió de les llacunes temporànies mediterrànies



**Actes del Simposi Científic  
sobre Gestió i Conservació  
de les Llacunes Temporànies  
Mediterrànies**

Banyoles 19, 20 i 21 de març de 2007

[www.estanyespainatural.net](http://www.estanyespainatural.net)





Simposi Científic sobre Gestió i Conservació  
de Llacunes Temporànies Mediterrànies  
Banyoles 19, 20 i 21 de març de 2007

**Coordinació tècnica**

Xavier Vila, Miquel Campos i Carles Feo

**Edita**

Consorci de l'Estany  
Plaça dels Estudis, 2  
17820 Banyoles  
Tel/Fax: 972 57 64 95  
consorci@consorcidelestany.org  
www.consorcidelestany.org

© dels textos: els autors corresponents  
© d'aquesta edició: Consorci de l'Estany  
Dipòsit legal: Gi-839/2008

**Disseny**

Martirià Pagés

# Simposi Científic sobre Gestió i Conservació de Llacunes Temporànies Mediterrànies Banyoles 19, 20 i 21 de març de 2007

organitza



col.labora





# ÍNDEX

<b>BLOC I: ELS SISTEMES TEMPORANIS HUMITS MEDITERRANIS</b> Dr. DANI BOIX I MASAFRET	pàg.015
<b>Conservation des mares temporaires dans la région méditerranéenne</b> Dr. PATRICK GRILLAS	pàg.017
<b>Gestió i conservació de llacunes temporànies de Menorca</b> PERE FRAGA i ARGUIMBAU	pàg.031
<b>Els ambients temporanis de l'Albera (Alt Empordà, Girona)</b> Dr. JOAN FONT i GARCIA	pàg.049
<b>La laguna de Gallocanta. Restauración, conservación y gestión</b> Dr. FRANCISCO COMIN SEBASTIAN RICARDO SORANDO	pàg.057
<b>Debat</b>	pàg.077
<b>BLOC II: PROBLEMÀTIQUES I AMENACES EN ZONES HUMIDES</b> Dr. LLUIS VILAR i SAIS	pàg.079
<b>A problemática das lagoas temporárias em Portugal</b> Dr. JOÃO CARLOS FARINHA	pàg.081
<b>El poblament de peixos de l'estany de Banyoles</b> Dr. LLUÍS ZAMORA i HERNÁNDEZ CARLES FEO i QUER	pàg.089
<b>Dinàmica de les poblacions d'amfibis d'ambients temporanis i les seves amenaces</b> Dr. ALEXANDER RICHTER i BOIX	pàg.101
<b>Problemàtica de la introducció de tortugues al·lòctones en zones humides de Catalunya</b> MARC FRANCH i QUINTANA	pàg.111
<b>Problemática de conservación en el Complejo Lagunar de la Albuera (Extremadura)</b> JOAQUÍN FERNÁNDEZ HERNÁNDEZ	pàg.121
<b>Debat</b>	pàg.131

### **BLOC III: MONITORITZACIÓ I GESTIÓ**

Dr. RAMON MORENO-AMICH

pàg. 133

#### **Aspetti ecologici e conservazione dei macroinvertebrati in stagni temporanei e perenni dell'Italia centrale**

M. BAZZANTI, V. DELLA BELLA, F. GREZZI i C. COCCIA

pàg. 135

#### **Caracterització, regionalització i elaboració d'eines d'establiment de l'estat ecològic de les zones humides de Catalunya. Aplicació de la directiva marc en Política d'aigües de la Unió Europea (2000/60/CE)**

Dr. DANI BOIX i MASAFRET

pàg. 149

#### **L'ús de l'aigua regenerada en la recreació i restauració de sistemes aquàtics**

LLUÍS SALA i GENOHER

pàg. 161

#### **La gestió de les llacunes del Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa**

EMILI BASSOLS i ISAMAT

pàg. 173

#### **Caracterización del espacio ocupado por *Marsilea strigosa* y sus implicaciones a la gestión de la especie**

Dr. DAVID DRAPER MUNT

pàg. 189

#### **Debat**

pàg. 199

### **BLOC IV: INICIATIVES PÚBLIQUES I PRIVADES DE CONSERVACIÓ**

JORDI SARGATAL i VICENS

pàg. 201

#### **Los proyectos LIFE Naturaleza en la conservación de sistemas húmedos del sur de Europa**

CONCHA OLMEDA LATORRE

pàg. 204

#### **Experiencias de restauración de balsas temporales y otras zonas húmedas en el territorio valenciano**

CARLOS PEÑA i ARAUCANA SEBASTIÁN

pàg. 207

#### **Avaluació de models de restauració i creació d'aiguamolls a Catalunya**

JORDI PAGÈS i PUIG

pàg. 225

#### **Creació de llacunes temporànies i restauració de zones humides a l'estany de Banyoles**

MIQUEL CAMPOS i LLACH

pàg. 231

#### **Recuperació d'hàbitats per amfibis i *Emys orbicularis* al Baix Ter**

Dr. XAVIER QUINTANA i POU

pàg. 241

#### **Debat**

pàg. 251

### **CONCLUSIONS FINALS**

pàg. 253







## PRESENTACIÓ

Les zones humides són espais naturals de gran rellevància, no només pel valor intrínsec de les espècies vegetals i animals que hi viuen i que enriqueixen la biodiversitat del territori, sinó també per les funcions ecològiques, ambientals i socials que hi desenvolupen. En gran part, aquest valor afegit es deu a l'elevada productivitat dels ecosistemes, que atrau nombroses espècies d'animals (com els ocells en migració) a la recerca de l'abundant aliment que els ofereixen, però també a les poblacions humanes que sovint n'aprofiten els recursos per a la seva subsistència. Són també destacables la capacitat de retenir nutrients o aïngudes d'aigua que d'altra manera arribarien directament als llacs, als rius o al mar, sense cap filtre previ, amb els riscos d'eutrofització o de desbordament i inundació que això representaria aigües avall, i la seva funció en la recàrrega i el manteniment d'aqüífers que són vitals per al subministrament d'aigua a les poblacions. Sense oblidar el paper que poden exercir en l'educació ambiental i la sensibilització de la societat amb tots els temes relacionats amb l'aigua, des del seu ús i l'estalvi fins a la importància per a la vida en totes les seves formes.

Malauradament, el tracte que les societats humanes els han dispensat al llarg de la història no ha anat en consonància amb la seva vàlua. Massa sovint basses, aiguamolls i estanys s'han assecat per obtenir un rendiment agrícola (lògicament estroncat per les periòdiques inundacions amb què l'aigua acostuma a reclamar el seu terreny), per engreixar l'especulació urbanística amb l'edificació de terres que tenien un valor econòmic escàs o per construir infraestructures que condueixen a la fragmentació del territori i la pèrdua de la necessària connectivitat entre zones humides, a banda de provocar alteracions en el funcionament hidrològic. En altres casos, s'han contaminat abocant-hi diferents menes de residus, deixalles, runes, substàncies tòxiques o aigües residuals que n'han modificat la fesomia i les característiques ambientals fins a banalitzar o degradar irreversiblement aquests espais naturals o impossibilitar l'ús d'un recurs tan necessari com poc valorat com és l'aigua. Els ambients d'inundació temporal, per les seves característiques fluctuants i l'escassa valoració que sovint tenen per part de la població, han estat especialment perjudicats per aquestes dinàmiques negatives, tot i tractar-se d'alguns dels espais més productius i de més elevat interès científic gràcies a la singularitat biològica i ecològica de moltes de les espècies i grups d'organismes que hi habiten.

Acabat d'encetar el segle XXI, que està destinat a veure com es produeix una conscienciació ambiental sense precedents, la conservació i la gestió de les zones humides són eines fonamentals per a la millora de la sostenibilitat en l'ús dels recursos i l'ordenació del territori. A la majoria dels països on la consciència ecològica és un dels eixos principals de l'agenda política, es dediquen grans esforços a la preservació dels aiguamolls que han sobreviscut al llarg procés històric de destrucció, a la restauració dels que han estat degradats, reduïts o dessecats i a la creació de noves zones humides que garanteixin el desenvolupament de les seves funcions ecològiques i socio-ambientals. Una gestió adequada d'aquests espais preservats, restaurats o creats de bell nou és fonamental per aconseguir els objectius de manteniment de la biodiversitat i la funció ecològica, educació ambiental i ús públic que han inspirat les polítiques de protecció, recuperació i revalorització de les zones humides.

És en aquest context que el Consorci de l'Estany i la Universitat de Girona van organitzar, a principis de 2007, un simposi científic sobre gestió i conservació de llacunes temporànies mediterrànies emmarcat en el desenvolupament del projecte Life-Natura de restauració dels ambients aquàtics de Porqueres i de Banyoles. Al costat de l'Estany que uneix els dos municipis i que els ha portat a sumar esforços i desenvolupar polítiques conjuntes per a la seva protecció i per a la recuperació d'aiguamolls al seu entorn, durant tres dies es van reunir gestors, científics i experts reconeguts a nivell internacional per tractar dels valors, les problemàtiques, la gestió i la conservació de les zones humides temporànies a l'àrea mediterrània i compartir experiències i coneixements en un ambient de debat fonamentat i enriquidor. El recull de les diferents contribucions i de les conclusions de cadascun dels àmbits en què es va dividir el simposi es presenten en aquesta publicació, per deixar constància del que es va tractar durant aquells dies i donar-ho a conèixer a tothom que hi pugui estar interessat, amb la voluntat de contribuir a millorar la gestió i la conservació d'aquests espais únics i insubstituïbles del nostre entorn natural.

**Xavier Vila i Portella**

Institut d'Ecologia Aquàtica

Universitat de Girona.





# BLOC I

## ELS SISTEMES AQUÀTICS TEMPORANIS MEDITERRANIS

**Dr. Dani Boix i Masafred**

Institut d'Ecologia Aquàtica (UdG); Facultat de Ciències, Campus Montilivi, 17071 – Girona.

El perill de degradació i desaparició al qual es troben sotmesos els sistemes aquàtics lenífics continentals a la península Ibèrica ha estat motiu de preocupació tant per a col·lectius científics com conservacionistes. Dins aquest marc, els ambients aquàtics temporanis són els que es troben en una situació més precària, atès que la seva degradació no s'ha aturat malgrat l'existència d'iniciatives de protecció de les llacunes temporànies mediterrànies (hàbitat prioritari segons la Directiva Europea 92/43/CEE). Així, darrerament en l'àmbit mediterrani s'ha posat de manifest la importància de la flora dels sistemes aquàtics temporanis i la necessitat de la protecció d'aquests ambients per a la conservació d'espècies animals.

Els ambients temporanis han desaparegut o s'han degradat de manera alarmant en molts punts del planeta durant el darrer segle i es coneix l'efecte negatiu de les pràctiques agrícoles actuals sobre la fauna d'ambients temporanis. A més, s'ha menysvalorat la importància de la seva fauna, tot i l'existència de grups zoològics que únicament habiten llacunes i basses temporànies o que en depenen de manera important. Així a Europa, la destrucció d'aquests hàbitats ha comportat la desaparició de moltes poblacions d'anostracis, notostracis i amfibis en els darrers 50 anys. La restauració i/o creació de nous ambients aquàtics és una alternativa davant aquesta situació però aquestes actuacions en la península Ibèrica i en altres punts del planeta, a més de ser en molts casos purament testimonials, no sempre han tingut l'atenció necessària ni en el caràcter temporani ni en la qualitat de l'aigua dels sistemes aquàtics naturals. Els aspectes positius que comporta el caràcter temporani d'aquestes aigües són: l'alta producció, tant en la fase aquàtica com en la terrestre; la resistència a l'anòxia gràcies a l'oxigenació que suposa la fase seca; o la menor pressió de predació per part dels peixos, cosa que afavoreix les poblacions d'amfibis i d'invertebrats. Malauradament massa sovint la gestió dels espais aquàtics va molt dirigida a la conservació d'un nombre molt petit d'espècies de la comunitat, com ara els ocells.

El poc volum de publicacions científiques sobre els ambients temporanis no és coherent amb la seva distribució i abundància (especialment en l'àmbit mediterrani), la importància ecològica o l'interès limnològic. A més, dins de la comunitat científica internacional han sortit veus que reclamen una revisió de les idees existents sobre la biodiversitat d'aquests ambients temporanis, alhora que es considera que les "percepcions humanes" han influït massa en la idea de l'existència d'un fort constrenyiment sobre la fauna atribuït a l'assecatge. Tant l'existència d'adaptacions a l'assecatge en molts grups biològics diferents, com la presència en ambients temporanis de fauna sense adaptacions especialitzades per sobreviure o evitar l'assecatge, o el fet que les taxes de desaparició de la fauna d'ambients temporanis són similars a les d'ambients permanents, no donen suport a aquest suposat fort constrenyiment de l'assecatge.

Ja que la biodiversitat és un dels punts clau que s'utilitza per fixar els criteris de protecció, la conservació dels ambients temporanis necessita de l'ampliació del coneixement sobre la seva biodiversitat. Un major nombre de treballs de base de la composició faunística i florística és una via, malgrat que poc potenciada en l'actualitat, imprescindible per a aquesta finalitat.





## CONSERVATION DES MARES TEMPORAIRES DANS LA RÉGION MÉDITERRANÉENNE

**Patrick Grillas(1), Laila Rhazi (2) , Mouhssine Rhazi(1) & Aline Waterkeyn(1,3)**

(1) Station biologique de la Tour du Valat. Arles - France.

(2) Faculté des Sciences, Université Hassan II, Casablanca - Maroc.

(3) Laboratoire d'Ecologie Aquatique, U. C. Louvain- Belgique.

### INTRODUCTION

Les mares temporaires sont définies (Ramsar) comme des zones humides de petite taille (habituellement < 10 ha) et peu profondes caractérisées par des alternances de phases sèches et inondées et par un fonctionnement hydrologique très autonome. Elles occupent des dépressions, souvent endoréiques, submergées pendant des intervalles de temps suffisamment longs pour permettre le développement de sols hydromorphes, d'une végétation aquatique ou amphibie, et de communautés animales spécifiques. Cependant, et de façon aussi importante, elles s'assèchent assez longtemps pour exclure les communautés plus banales de faune et de flore, caractéristiques des zones humides plus permanentes. Cette définition exclut explicitement les milieux en contact physique direct avec des eaux permanentes (lisières de lac, marais permanents, grandes rivières, etc.) qui ne permettent généralement pas l'installation des espèces les plus caractéristiques de ces milieux.

La définition des mares temporaires méditerranéennes dans la Directive Habitat de l'UE (92/43/CEE du 21 mai 1992) est plus restrictive, basée à la fois sur les caractéristiques du sol, l'hydropériode et sur la composition spécifique de la végétation. Elles sont ainsi définies comme des plans d'eau temporaires très peu profonds (quelques centimètres) existant seulement en hiver ou à la fin du printemps, avec une végétation amphibie méditerranéenne composée d'espèces thérophytiques et géophytiques appartenant aux alliances *Isoetion*, *Nanocyperion flavescens*, *Preslion cervinae*, *Agrostion salmanticae*, *Heleochoilion* et *Lythron tribracteati*. Deux grands types de mares temporaires méditerranéennes sont considérés comme prioritaires dans la Directive Habitat : des milieux exclusivement doux sur substrat non calcaire et des milieux sur substrat faiblement saumâtre, souvent calcaire. Les mares temporaires méditerranéennes sur substrat non calcaire sont caractérisées par leur richesse floristique et ont pu être qualifiées de "joyau floristique" (Braun Blanquet 1935). Elles se rencontrent dans les cinq régions du monde présentant un climat méditerranéen où leur végétation est caractérisée par des espèces des genres *Isoetes*, *Marsilea* et *Pilularia* (Quézel 1998). Sur substrat calcaire, d'autres types de végétation se rencontrent dans les mares temporaires, comprenant également des espèces rares des genres *Ranunculus*, *Damasonium* ou *Elatine*.

Les mares temporaires sont des milieux très importants pour la conservation de la biodiversité, abritant des cortèges originaux d'espèces bien adaptées aux conditions instables. Ainsi de nombreuses espèces de plantes, invertébrés et amphibiens sont rencontrées exclusivement ou principalement dans les mares temporaires méditerranéennes (Grillas et al. 2004). Cependant, ces milieux sont vulnérables du fait de leur faible profondeur d'eau et de leur taille souvent réduite. De plus les espèces qui les colonisent sont souvent discrètes et peu connues. Malgré une meilleure perception des zones humides par le public ces dernières années, les mares temporaires sont souvent mal reconnues et leur importance ignorée, ce qui les expose à des destructions non intentionnelles. La situation des mares temporaires diffère autour du bassin méditerranéen, opposant en particulier l'UE et le sud du bassin méditerranéen, en fonction des niveaux de développement et en particulier des modes d'exploitation des ressources naturelles. L'objectif

de ce travail était d'analyser les conditions pour la conservation des mares temporaires méditerranéennes en comparant les situations rencontrées en France et au Maroc en intégrant cette analyse dans une approche stratégique pour la conservation de la biodiversité.

### **UNE STRATÉGIE DE CONSERVATION DES MARES TEMPORAIRES MÉDITERRANÉENNES**

La conservation des mares temporaires est un enjeu important pour la biodiversité pour les décennies à venir. L'efficacité des mesures de conservation dépend de leur pertinence en fonction des situations locales mais aussi des caractéristiques particulières du fonctionnement écologique de ces milieux. Ainsi les stratégies de conservation à mettre en œuvre doivent s'appuyer sur :

1. La connaissance de la distribution, l'état des mares temporaires méditerranéennes et d'une identification des enjeux de conservation : identifier l'état et les priorités de conservation.
2. L'identification des menaces et des pressions qui s'exercent sur les mares ; ces pressions peuvent être directes ou indirectes, en affectant leur bassin versant proche.
3. L'information des décideurs sur les enjeux de conservation et sur les causes de la destruction ou de la dégradation des mares temporaires méditerranéennes.
4. La mise en place de mesures de conservation ; ces mesures peuvent être très variées incluant des protections strictes, des mesures de gestion active du milieu, des travaux de restauration ou même de création de mares.
5. L'évaluation rigoureuse des résultats afin de corriger les mesures mises en œuvre et vérifier l'atteinte des objectifs.

La première étape pour la conservation des mares est de connaître leur écologie et leur situation locale.

### **COMPARAISON DES SITUATIONS DES MARES TEMPORAIRES EN FRANCE ET AU MAROC** **Distribution géographique des mares**

Le Maroc est considéré comme le premier pays à l'échelle du Bassin méditerranéen pour sa richesse en mares temporaires, appelées localement dayas. Elles sont largement représentées sur l'ensemble du territoire avec une fréquence faible à l'est, au sud et dans les hautes altitudes, et élevée dans la zone côtière ouest de Tanger à Tiznit. La durée de submersion diminue du nord (six à huit mois) au sud (un à deux mois) et d'ouest en est. Au Maroc, la grande diversité des situations climatiques, géologiques et géomorphologiques est à l'origine d'une variété remarquable de dayas. Les travaux réalisés sur les crustacés par Ramdani (1986) et Thiéry (1987) distinguent quatre ensembles principaux de dayas : (1) Les plateaux orientaux arides près de la frontière algérienne et des zones sahariennes au sud et de l'Atlas, (2) Les plaines internes arides (Jbilet et le Haouz de Marrakech), (3) Les plaines côtières atlantiques (Gharb, Rabat avec la Suberaie de Mamora, la région de Benslimane, de Casablanca jusqu'à Settatt et Essaouira) et (4) Les montagnes (Moyen Atlas, Haut Atlas, Rif).

En France, un premier inventaire (Trillaud, 2003), a permis d'identifier 106 sites représentant plus de 900 mares temporaires, la majorité relevant de l'habitat prioritaire "mares temporaires méditerranéennes". On distingue trois grands types de mares en fonction du substrat (Médail et al. 1998) : (1) Les mares temporaires saumâtres des zones humides littorales (Camargue, marges littorales du Languedoc et de Corse), (2) Les mares temporaires aux eaux assez richement minéralisées, le plus souvent sur substrat calcaire ; elles sont localisées dans les garrigues languedociennes et le centre-Var, et (3) Les mares temporaires dulçaquicoles, aux sols généralement superficiels, de texture sableuse ou limoneuse, pauvres en humus, de pH acide ou faiblement basiques. Elles sont plus fréquentes en Provence (les massifs de Biot, de l'Esterel, de la Colle du

Rouet, la plaine de Palayson, la plaine des Maures et la plaine de Crau) et en Corse (Cap Corse, des Agriates, du littoral du sud-ouest, de Porto-Vecchio et de Bonifacio). Dans le Languedoc-Roussillon, les principaux sites sont l'étang de Capelle, la région d'Agde, le plateau basaltique de Pézenas, la plaine de Béziers, les plateaux de Roque-Haute et de Vendres, les mares de Saint-Estève et du plateau de Rodès. L'ensemble de ces mares totalisent une surface réduite (sans aucun doute moins de 1 000 ha).

Les mares sont donc beaucoup plus fréquentes et diversifiées au Maroc qu'en France. Elles se rencontrent dans l'ensemble du Maroc où elles sont intégrées dans les paysages ruraux. En France, les mares sont rencontrées sur un nombre limité de sites, souvent protégés.

### **La biodiversité des mares temporaires**

Malgré nos connaissances limitées sur la répartition des végétaux caractéristiques des mares temporaires méditerranéennes, une première synthèse (Médail et al. 1998, Grillas et al. 2004) recense les espèces rares (pays par pays). Cette liste se base sur la consultation de divers catalogues, flores ou listes rouges, élaborés à l'échelon national et complétés par quelques données inédites. Ce bilan regroupe actuellement 108 taxons de rang spécifique ou sub-spécifique parmi lesquels 66 dont 7 endémiques sont trouvés en France et 58 dont 4 endémiques au Maroc.

La richesse spécifique en amphibiens décroît d'ouest en est dans le Bassin méditerranéen, en relation avec le gradient d'aridité : 71 espèces à l'ouest contre 14 à l'est (Cheylan 1987). Les pays les plus riches en espèces se situent au nord-ouest du Bassin : la France avec 18 espèces est plus riche que le Maroc avec seulement 11 espèces. Cependant, le Maroc (3) est plus riche que la France continentale (0) en espèces endémiques. A ces espèces indigènes s'ajoutent en France 6 espèces exotiques (aucune au Maroc) qui menacent cette biodiversité.

Les Branchiopodes (macro-crustacés de taille comprise entre un millimètre et quelques centimètres dans le cas des Notostracés : *Triops* et *Lepidurus*) constituent un groupe caractéristique des mares temporaires. On dénombre une cinquantaine d'espèces sur le pourtour méditerranéen, avec 4 (Malte) à 22 espèces (Italie) par pays. La richesse totale est identique entre le Maroc et la France avec 19 espèces recensées dans chaque pays ce qui les met parmi les pays les plus riches en espèces. Le Maroc est le pays le plus riche en espèces endémiques (6) contre 2 espèces seulement en France.

La biodiversité des espèces caractéristiques des mares est comparable entre la France et le Maroc. Cependant un grand nombre d'espèces les plus caractéristiques sont considérées comme menacées en France du fait du petit nombre de sites sur lesquelles elles sont trouvées. Des taux d'endémismes plus important et une plus grande originalité des faunes sont rencontrées au Maroc.

### **Les menaces**

Les principales menaces pour les mares du Maroc sont liées à la surexploitation des ressources naturelles. Ainsi le surpâturage, l'extraction de minéraux (argiles), la mise en culture, la pollution par les amendements agricoles affectent de plus en plus le fonctionnement des mares et la conservation de leur biodiversité. Le cumul des différents usages renforce également les risques pour les espèces. Les changements hydrologiques induits par les changements climatiques et l'exploitation agricole des ressources en eau menacent également les mares.

Saber (2006) a également montré une diminution importante du nombre et de la surface cumulée des mares dans la région de Benslimane avec en moyenne une disparition de 6% des

mares entre 1987 et 2001 et 23% des superficies cumulées. Les destructions sont essentiellement liées en milieu agricoles, liées à l'intensification agricole et dans une moindre mesure à l'urbanisation ou la construction d'infrastructures.

En France, la situation est très différente avec près de 75% des mares temporaires d'importance européennes intégrées dans le réseau NATURA 2000 et bénéficiant de mesures de protection. Si les pressions directes de destruction et dégradation existent toujours, elles concernent surtout des dommages non intentionnels (par exemple utilisation en parking près des plages sur 1 site en Corse). L'arrêt des pratiques extensives d'exploitation des ressources naturelles (coupe de bois, pâturage) conduisent à des dynamiques de succession végétales souvent néfastes à la conservation de la biodiversité. Les modifications hydrologiques liées aux activités humaines (parfois par une augmentation des durées d'inondation) et aux changements climatiques affectent également les mares. De même des espèces exotiques invasives (végétales et animales) affectent les espèces les plus rares des mares.

### **Facteurs clés dans le fonctionnement écologique**

La compréhension des facteurs clés et des processus écologiques est une étape essentielle dans une approche scientifique de la conservation. En effet, c'est en s'appuyant sur cette connaissance et sur les relations entre les facteurs de dégradation et les processus écologiques que des techniques de gestion scientifiquement fondées peuvent se mettre en place. Les suivis écologiques et les évaluations des résultats de la gestion permettent la mise en place de mode de gestion adaptative qui sont le plus à même de répondre à la diversité des enjeux, aux interactions entre processus et de pallier aux insuffisances dans la connaissance.

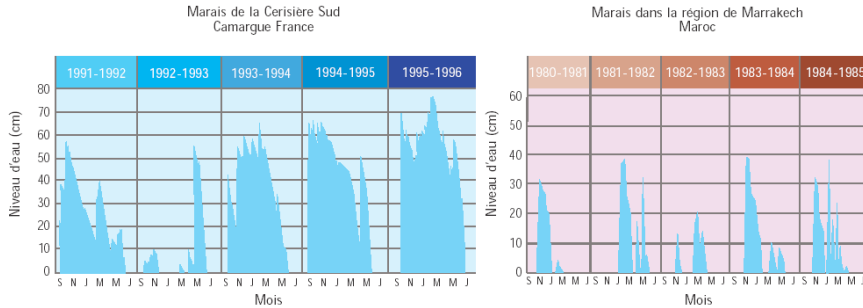
### **L'eau et la végétation**

L'eau est l'élément essentiel, le plus structurant pour le fonctionnement des mares temporaires. Leur fonctionnement hydrologique est caractérisé par les fluctuations des niveaux d'eau (Fig. 1) qui déterminent des facteurs écologiques déterminant pour les espèces les occupant comme la durée d'inondation, les dates de mise en eau et d'assèchement ou la profondeur. Le volume d'eau stocké dans une mare varie, d'une part en fonction des apports par la pluie (directs ou indirects) et par les eaux souterraines et, d'autre part en fonction des pertes par évaporation, sur-verse ou infiltration.

Les variations saisonnières et interannuelles du volume d'eau stockée dans une mare traduisent, à l'état naturel, la variation temporelle du bilan des entrées (pluies directes, ruissellement de surface, apport d'eaux souterraines) et des sorties (infiltration, sur-verse et évapotranspiration). Il peut arriver que cet état naturel soit perturbé par l'homme (irrigation, drainage, usages domestiques, par exemple).

Le fonctionnement hydrologique des mares est le facteur essentiel qui détermine la répartition et le fonctionnement de la végétation. Au sein d'une mare, la répartition spatiale et temporelle de la végétation est tout d'abord déterminée par les gradients de profondeur d'eau et de durée d'inondation. La végétation présente une répartition spatiale, en ceintures, des types biologiques déterminée en grande partie par les gradients de durée et de profondeur d'inondation. Chaque zone est colonisée majoritairement par des espèces présentant des caractéristiques écologiques particulières : elles doivent être tolérantes à une immersion longue dans la zone centrale, et résister à la sécheresse prononcée dans la zone périphérique. Dans la zone intermédiaire les stress d'inondation et de sécheresse ne sont pas très intenses mais la compétition entre espèces y est

souvent plus forte. Les ceintures de végétation correspondant aux zones se caractérisent généralement par une richesse spécifique décroissante de l'extérieur vers le centre de la mare.



**Figure 1.** Variation des niveaux d'eau dans les marais temporaires de la Cerisière Sud (Camargue) et dans un marais de la région de Marrakech (Extrait de Grillas et al. 2004).

Au cours d'un cycle hydrologique, la végétation sera successivement dominée par différents types de végétaux : des plantes aquatiques durant la phase de mise en eau, puis des amphibiens lors de la phase d'assèchement et enfin des terrestres lors de la phase exondée. Cette succession présente des variations entre années : lors des années très humides, les plantes aquatiques se développent davantage, au détriment des espèces terrestres ou opportunistes.

La variabilité des conditions environnementales favorise les espèces annuelles à cycle court, adaptées à l'une ou l'autre des phases du milieu (sèche ou en eau), ou encore à la période de transition (espèces amphibiens). Les annuelles représentent environ 80 % des espèces caractéristiques des milieux humides temporaires (Médail et al. 1998). Chez les espèces annuelles une grande partie des ressources est investie dans la production de graines et de spores leur permettant de surmonter la période défavorable. De plus, elles présentent une certaine flexibilité dans l'accomplissement de leur cycle biologique. Leur floraison est avancée ou retardée selon que les précipitations sont précoces ou tardives (Barbero et al. 1982). Malgré la dominance des annuelles, les plantes vivaces existent dans les mares temporaires où elles peuvent trouver leur habitat préférentiel. Parmi ces espèces, les Isoetes présentent des adaptations physiologiques leur donnant une grande plasticité à l'irrégularité de l'alternance des phases sèches et inondées et une très grande tolérance à la dessiccation.

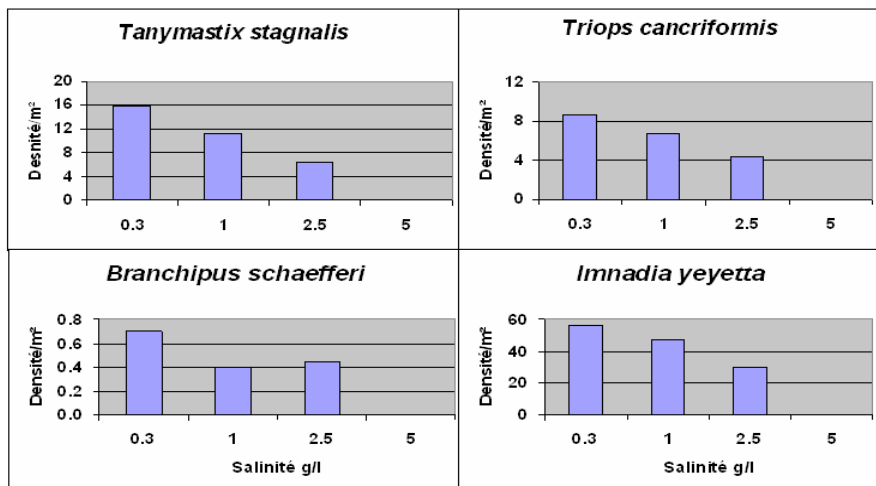
La date de mise en eau combine les effets de plusieurs variables comme la température, l'irradiation solaire et la durée du jour. En expérimentation en nature, Grillas et Battedou (1998) ont montré que la date de mise en eau est un facteur décisif pour le développement des communautés d'annuelles aquatiques et qu'elle détermine leur composition spécifique et leur biomasse. La mise en eau précoce (septembre) conduit à la mise en place de communautés riches en espèces. Inversement une mise en eau tardive (mars) aboutit à une réduction du nombre d'espèces et à la dominance d'espèces opportunistes (*Zannichellia* spp.).

Les stocks semenciers augmentent la résilience de la végétation des mares temporaires, c'est-à-dire leur capacité à se reconstruire après une perturbation (Brock 1998). Plusieurs études dans les mares temporaires illustrent l'apparition sporadique (tous les trois, cinq et dix ans), parfois en grand nombre d'espèces comme *Elatine brochonii* ou *Damasonium stellatum*, par exemple (Rhazi et al. 2001). Ce phénomène repose sur la dormance et la longévité des semences. La

longévité est très variable selon les espèces : des sporocarpes de *Marsilea strigosa* étaient viables après une centaine d'années de conservation en herbier (Colas et al. 1996) alors que ceux d'*Isoetes setacea* avaient perdu leur viabilité au bout d'une dizaine d'années (Michaux-Ferrière, com. pers.) dans des conditions de conservation proches. De plus, il est probable que les conditions de conservation affectent cette longévité et que celle-ci soit moins longue en nature qu'en herbier. Les fluctuations inter-annuelles de la pluviométrie et des durées d'inondation dans les mares conduisent à des fluctuations importantes et asynchrones entre espèces des succès de reproduction et donc des stocks semenciers (Bonis et al. 1995). Ces fluctuations asynchrones pourraient être une caractéristique très importante expliquant la richesse spécifique des mares. Certaines espèces comme *Elatine brochoni*, caractéristiques des bordures instables des mares, montrent une stratégie très conservatrice des stocks semenciers. En effet cette espèce est observée irrégulièrement dans les mares, seulement les années très humides, la germination n'étant possible que lorsque le sédiment est saturé (Rhazi in prep.).

### L'eau et les invertébrés

Trois paramètres hydrologiques principaux déterminent la composition et la dynamique des communautés de crustacés : la durée de mise en eau, la qualité des eaux et la période (saison) à laquelle se fait la mise en eau. Une étude récente (Waterkeyn, in prep.) sur 30 mares situées en Camargue montre que les différents groupes d'invertébrés répondent à des jeux de facteurs différents liés à la qualité de l'eau. L'abondance des macro-invertébrés est essentiellement déterminée par l'hydropériode et par la salinité de l'eau. La salinité semble moins importante pour le zooplancton qui répond par ailleurs à un plus grand nombre de variables environnementales telles que la turbidité, le pH et la teneur en oxygène de l'eau. Une expérimentation en conditions contrôlées (mésocosmes de 1m<sup>2</sup> soumis à différentes salinités et régimes hydrologiques) confirme ces résultats préliminaires et vise à mesurer leur impact sur plusieurs années sur la structure des communautés (Waterkeyn, in prep.). Les premiers résultats de cette expérience montrent clairement une faible tolérance des phyllopoques à la salinité (Fig. 2).



**Figure 2.** Réponse de 4 espèces de Phyllopoques à la salinité de l'eau. Les densités par salinité sont calculées comme les moyennes de 20 mésocosmes combinant 4 réplicats pour chacune des 5 types d'hydropériode.

### Les interaccions biotiques

Les facteurs physiques du milieu sont généralement déterminants pour la structure et la dynamique des peuplements végétaux et animaux des mares. Cependant les facteurs biotiques peuvent également jouer un rôle important.

La compétition entre espèces végétales peut jouer un rôle déterminant lorsque les vivaces arrivent à tolérer les conditions hydrologiques et installer des dominances sur les annuelles. Ainsi une corrélation négative a pu être mise en évidence dans des marais temporaires de Camargue entre l'abondance des annuelles et des vivaces dès de faibles biomasses de ces dernières (Fig.3).

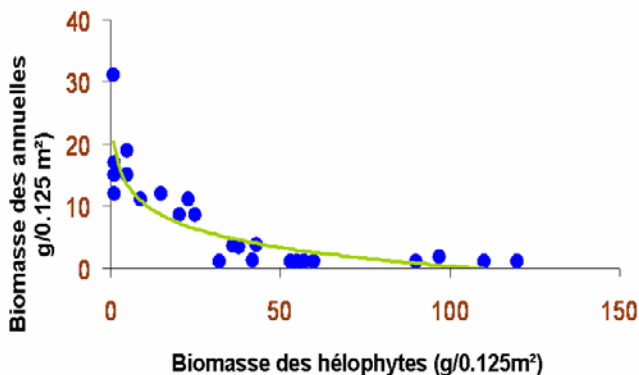


Figura 3. Biomasse des héliophytes versus biomasses des annuelles.

La dominance des vivaces peut s'établir dans diverses conditions comme l'arrêt du pâturage, ou la transformation des conditions physiques du milieu par diminution des stress hydrauliques estivaux. Dans certains cas l'accumulation de sédiments dans des mares peut conduire à l'installation d'héliophytes compétitives. A Roque-Haute, l'hypothèse du remplacement récent de *Isoetes setacea* par *Bolboschoenus maritimus*, soutenue par les fortes densités de spores d'*Isoetes*, résulterait d'un tel mécanisme (Grillas et al. 2004). Inversement, la pression de pâturage par les herbivores domestiques ou sauvages (sangliers par exemple) peuvent limiter l'abondance des héliophytes vivaces et favoriser le développement des annuelles.

La présence d'herbiers est importante pour la macrofaune invertébrée. Ils constituent des micro-habitats refuges, cloisonnant la colonne d'eau et créant une hétérogénéité favorable à la biodiversité (Van Den Berg et al. 1997). Ainsi par exemple, la diversité de la végétation et des hydrophytes est un facteur déterminant de la richesse en Odonates d'une mare (Dommanget 1987). Les plantes émergées sont colonisées par une microfaune qui est une ressource nutritive importante pour des invertébrés racleurs (*Micronecta*, *Sigara*, etc.). Les herbiers contribuent également au piégeage du sédiment et à la transparence de l'eau ce qui a des effets variables selon les espèces de crustacés. Les Cladocères, par exemple, sont favorisés par l'augmentation de la transparence de l'eau. Inversement, certains crustacés peuvent constituer des « organismes-ingénieurs » en modifiant le milieu et conditionnant la présence de la végétation. Ainsi dans une expérimentation en conditions contrôlées Waterkeyn (in prep.) a pu montrer un impact significatif et très important de *Imnadia yeyetta* sur la turbidité de l'eau conduisant à une absence totale de végétation submergée à forte densité (52 individus/ m²).



**Figura 4.** *Imnadia yeyetta* (Photo A. Waterkeyn).

### **Application à la gestion et la restauration des mares temporaires**

Le choix des opérations de gestion doit s'appuyer sur l'analyse du fonctionnement écologique et être déterminé en fonction de la pertinence vis-à-vis du problème existant et des processus engagés. Pour chacune de ces opérations, l'évaluation de la faisabilité technique et des coûts associés sont des éléments très importants à prendre en compte avant le lancement de l'opération. Des opérations de gestion menées sur les sites du projet LIFE "Mares Temporaires" et sur d'autres sites à mares temporaires illustrent cette approche. La mise en place d'une opération de gestion est, avant tout, un choix local en fonction de l'information existante (bibliographie, suivi, comparaison, etc.), de la configuration du site et des moyens disponibles. Les résultats de ces expérimentations de gestion, s'ils ne sont pas directement transposables à d'autres sites, contribuent à mieux connaître les processus écologiques et leur maîtrise dans le cadre de la gestion conservatoire.

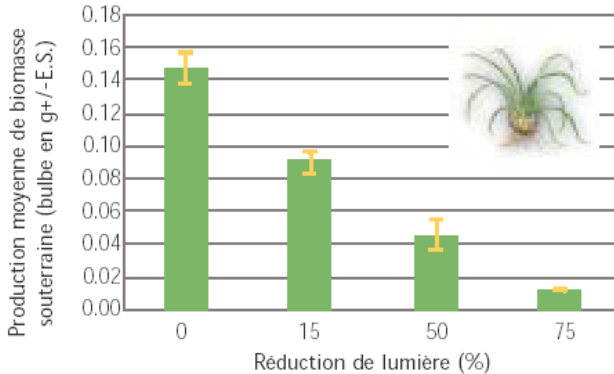
### **Le contrôle de la végétation vivace**

La dynamique de la végétation après abandon du pâturage a été identifiée comme un problème majeur dans plusieurs sites protégés en France. Les mares y sont colonisés par des ligneux, des héliophytes ou des graminées terrestres tolérantes à l'inondation. Différentes expérimentations de gestion ont été réalisées reposant sur l'hypothèse que la suppression de la végétation dominante, suffisait pour restaurer la végétation caractéristique des mares temporaires méditerranéennes. Les expérimentations étaient réalisées dans la plupart des cas avec des répliques «mare x traitement» évitant les problèmes de pseudo-réplication dans le cas d'analyses intra-mares.

Dans les mares de la Réserve Naturelle de Roque-Haute (Hérault) où le pâturage a disparu depuis une cinquantaine d'années, l'expansion de l'Orme (*Ulmus minor*) et du Frêne (*Fraxinus angustifolia* subsp. *oxycarpa*) semblait défavorable aux populations d'*Isoetes setacea* (Rhazi et al. 2004). Cette hypothèse a été testée au cours d'une opération de débroussaillage expérimental. Un an après la coupe des ligneux, la fréquence des isoètes avait augmenté de 43 % dans la zone débroussaillée pour une augmentation de 7 % seulement dans la zone non débroussaillée (effet "année"). De plus, dans les zones éclaircies, un retrait de la litière augmentait encore de 14 % la fréquence des isoètes. Une expérimentation complémentaire, en laboratoire, a montré que la réduction de la lumière affecte la production de biomasse et la production de spores chez ce-



te espèce (Fig.5). Ces résultats suggèrent donc que l'interception de la lumière par les ligneux, ou plus généralement les espèces compétitives, suffit pour expliquer la réduction des petites espèces caractéristiques des mares temporaires méditerranéennes. D'autres effets peuvent s'y associer en particulier ceux associés à la décomposition de la matière organique ou la modification des sols mais ils n'ont pas été testés.



**Figure 5.** Impact de la lumière sur la production de biomasse et de spores chez *Isoetes setacea*.

Dans le Var (Aurèdes) une expérimentation de gestion par le débroussaillage a été mise en place dans 2 secteurs, l'un dominé par les joncs et l'autre par les scirpes, pour tester l'effet de ces héliophytes sur les espèces du cortège de l'Isoetion. Dans ces 2 secteurs, 3 zones homogènes (réplicats) ont été délimitées. Chaque zone a ensuite été divisée en 2, une zone témoin et une zone traitée. Dans les secteurs à joncs et à scirpes, les 3 zones témoins n'ont subi aucun traitement et les 3 zones traitées ont été débroussaillées chaque automne, avec évacuation des débris de coupe. Dans le secteur à joncs, à l'automne 2001, un étrépage\* a aussi été testé sur une partie de chaque zone traitée. Dans toutes les zones la végétation a été étudiée par la méthode des transects de quadrats, en 2001, avant toute intervention (état 0), en 2002 et en 2003.

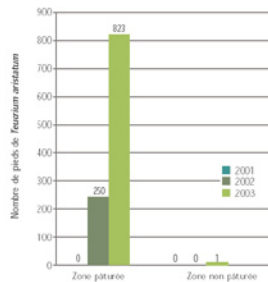
L'ouverture du milieu a eu un impact sur :

- la richesse spécifique totale qui est passée de 66 espèces en 2001 à 105 en 2002 puis 77 en 2003,
- le nombre d'espèces caractéristiques des mares temporaires.

Dans le secteur à joncs, ce nombre a peu évolué dans les zones témoins. Dans les zones débroussaillées, il est passé de 3 (en 2001) à 8 (en 2002) puis 7 (en 2003). En même temps, dans la partie étrépee, il a évolué de zéro à 4 puis 3.

Pour le secteur à scirpes, dans les zones témoins, il a triplé entre 2001 et 2002 (de 2 à 6 espèces) et est retombé à 3 en 2003. Simultanément, dans les zones traitées, il est passé de 2 à 12 puis à 6. L'effet de l'ouverture du milieu a été très positif en 2002 et un peu moins en 2003. Toutefois l'apparition d'espèces de l'Isoetion ne correspond pas toujours à la restauration de cette formation végétale. En effet, cette dernière n'apparaît complètement que sur des sols peu profonds (< 15 cm) voire squelettiques. Au delà de 20 cm d'épaisseur, la réserve en eau du sol permet le développement de grandes héliophytes qui concurrencent les espèces de l'Isoetion, ce qui est

le cas dans les zones choisies pour les expérimentations de débroussaillage. L'expression et le maintien de l'Isoetion en dehors de son habitat optimal nécessite donc, non seulement un contrôle sévère de la végétation émergente, mais aussi des conditions climatiques favorables comme ce fut le cas en 2002 (alors qu'il y a eu une inondation tardive en 2003). Consécutivement à l'étrépage, les espèces de l'Isoetion recolonisent aussi le milieu mais en densité relativement faible, peut-être en raison de la disparition de la banque de semences sous les tapis de racines. La mare de Lanau, en Crau (Bouches-du-Rhône) est le seul refuge en France de la Germandrée aristée (*Teucrium aristatum*, Lamiaceae) (Olivier et al. 1995). Des petites populations éparses sont distribuées dans la ceinture de végétation externe de la mare, dans des petites dépressions dénudées et périodiquement inondées. La végétation herbacée est haute et dense depuis l'arrêt du pâturage au cours des dernières années.



**Figure 6.** Dynamique de peuplements de *Teucrium aristatum* dans la mare de Lanau (Grillas et al. 2004).



**Figure 7.** Partie pâturée inondée à gauche, exclos à droite (Photo P. Grillas).

Pour cette espèce, apparemment très sensible à la compétition avec les autres herbacées, le pâturage extensif semble une condition nécessaire au maintien de populations importantes. Pour vérifier cette hypothèse, une partie de la mare a été ré-ouverte au pâturage et les effectifs de Germandrée ont été dénombrés pendant trois ans dans les deux zones (pâturée et exclos). Une croissance très importante de la population a été observée dans la zone pâturée (Fig. 6). Dans la zone en exclos, une seule plante enracinée dans une zone dénudée de l'exclos, liée sans doute à une perturbation par des lapins, a été observée en 2003. Non seulement le pâturage limite la densité du couvert végétal dominant et donc la compétition, mais le piétinement favorise aussi la création des micro-dépressions propices à la germination de la Germandrée. L'hypothèse initiale semble confirmée et la partie de la mare ouverte au pâturage devrait être étendue avec une poursuite du suivi.

## GESTION DES POPULATIONS D'ESPÈCES RARES PAR LE PÂSTURAGE DANS LA MARE DE LANAU (FRANCE)

Tous les tests de gestion ou de restauration réalisés n'ont pas été un succès. La compréhension des causes des échecs permet aussi de mieux comprendre les processus écologiques. Cette analyse permet de modifier les modes de gestion et d'améliorer les probabilités de succès pour d'autres projets. Ainsi, sur le site des Aurèdes (Var) la restauration de la végétation caractéristique des mares a été limitée dans l'espace aux marges les plus externes de la zone restaurée. Des mesures complémentaires ont permis de mettre en évidence le rôle de la profondeur du sol dans le succès de la restauration de la végétation. Seuls les secteurs avec des profondeurs de sol très faibles ont vu augmenter significativement l'abondance des plantes caractéristiques. Au-delà de 10-15 cm d'épaisseur les héliophytes vivaces restaient dominantes malgré la coupe mécanique.

Dans les sites de Péguières (Var) et dans certaines mares de Roque-Haute, la restauration de la végétation des mares n'était pas possible du fait de l'absence de stocks semenciers. La présence en nombre suffisant de ces stocks viables est essentielle. Les données sur la survie des semences sont très rares et quasi inexistantes en conditions naturelles. Cette information est pourtant essentielle pour définir des stratégies de restauration. En ce qui concerne les espèces les plus caractéristiques des mares, une survie de plus d'un siècle des sporocarpes de *Marsilea strigosa* a été constatée sur des échantillons d'herbiers (Vitalis et al. 2002). De même des bulbes d'*Isoetes setacea* n'ont pas survécu en laboratoire plus de 15 ans. Ces informations ne permettent pas d'évaluer la survie en conditions naturelles. Des survies supérieures ou égales à 7ans (Rhazi non publié) ont été constatées pour *Elatine brochonii* en conditions naturelles.

## CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

La connaissance de l'écologie des mares temporaires méditerranéennes et des processus responsables de leur dégradation sont essentiels pour leur conservation. L'amélioration de la conservation des mares dans le bassin méditerranéen implique une meilleure connaissance de leur écologie et son application à la gestion et à la restauration. Les projets de restauration et de création permettent une validation sur le terrain des connaissances acquises et permettent des progrès rapides. Il faut cependant que ces travaux soient accompagnés par des analyses scientifiques rigoureuses. En Europe, devant le constat des faibles densités des mares, la création de nouvelles mares est probablement indispensable à la conservation de la biodiversité afin de remplacer celles qui disparaissent ou évoluent par succession écologique vers l'eutrophisation. Au Maghreb, la situation est sensiblement différente avec des mares nombreuses mais qui sont soumises à une forte pression anthropique. Il est dans ce cas indispensable de compléter les travaux en écologie par une meilleure compréhension et une sensibilisation du public et des autorités aux valeurs et fonctions sociales des mares.

## RÉFÉRENCES

- Barbero, M., Giudicelli, J., Loisel, R., Quézel, P. & Terzian, E. 1982. "Etude des biocénoses des mares et ruisseaux temporaires à éphémérophytes dominants en région méditerranéenne française". Bull. Ecol. 13(4): 387-400.
- Bonis, A., Lepart, J. & Grillas, P. 1995. "Seed bank dynamics and coexistence of annual macrophytes in a temporary and variable habitat". Oikos 74: 81-92.
- Braun Blanquet, J. 1935. "Un joyau floristique et phytosociologique, l'*Isoetion* méditerranéen". Bull. Soc. Sc. Nîmes, SIGMA 42(47): 1-43.
- Brock, M.A. 1998. "Are temporary wetlands resilient? Evidence from seed banks of Australian and South African wetlands in Wetlands for the future", A. J. McCombs and J. A. Davis (eds.). Gleeneagles Publishing, Adelaide, Australia, pp. 193-206.
- Cheylan, M. 1995. "Les reptiles du paléarctique occidental. Diversité et conservation". PHD, Ecole Pratique des Hautes Etudes, Montpellier, 367 pages.
- Colas, B., Riba, M. & Molina, J. 1996. "Statut démographique de *Centaurea corymbosa* Pourret (Asteraceae), *Hormatophylla pyrenaica* (Lapeyr) Cullen et Dudley (Brassicaceae) et *Marsilea strigosa* Willd. (Marsileaceae-Pterydophyta), trois plantes rares du Sud de la France". Acta Bot. Gal. 143: 191-198.
- Dommangeat, J. L. 1987. "Etude faunistique et bibliographique des Odonates de France in Inventaires de Faune et de Flore". Muséum National d'Histoire Naturelle/Secrétariat de la Faune et de la Flore, Paris, 283 pages.
- Grillas, P. & Battedou, G. 1998. "Effects of flooding date on biomass, species composition and seed production in submerged macrophyte beds in temporary marshes in the Camargue (S. France) in Wetlands for the future", A. J. McCombs and J. A. Davis (eds.). Gleeneagles Publishing, Adelaide, Australia, pp. 207-218.
- Médail, F., Michaud, H., Molina, J., Paradis, G. & Loisel, R. 1998. "Conservation de la flore et de la végétation des mares temporaires dulçaquicoles et oligotrophes de France Méditerranéenne". Ecol. Mediterr. 24(2): 119-134.
- Olivier, L., Galland, J. P., Maurin, H. & Roux, F. 1995. "Livre rouge de la flore menacée de France". Tome I. Espèces prioritaires. Muséum National d'Histoire Naturelle, Conservatoire Botanique National de Porquerolles, Ministère de l'Environnement, Paris, 486 pages + annexes.
- Quézel, P. 1998. "La végétation des mares transitoires à Isoetes en région méditerranéenne, intérêt patrimonial et conservation". Ecol. Mediterr. 24(2): 111-117.
- Ramdani, M. 1986. "Ecologie des crustacés (Copépodes, Cladocères et Ostracodes) des dayas marocaines". Thèse de Doctorat, Université Marseille I, Marseille, 217 pages + annexes.
- Rhazi, L., Grillas, P., Tan Ham, L. & El Khyari, D. 2001. "The seed bank and the between years dynamics of the vegetation of a Mediterranean temporary pool (NW Morocco)". Ecol. Mediterr. 27(1): 69-88.
- Rhazi, M., Grillas, P., Charpentier, A. & Médail, F. 2004. "Experimental shrub clearing for the restoration of Isoetes setacea in Mediterranean seasonal pools". Biol. Cons. 118(5) : 675-684.
- Saber E. 2006. "Approche de la dynamique spatio-temporelle de géo-systèmes forêt et mares temporaires de la province de Benslimane (Maroc Occidental)". Thèse de l'université de Provence (Aix Marseille I).
- Thiéry, A. 1987. "Les crustacés branchiopodes Anostraca, Notostraca et Concostracha des milieux limniques temporaires (Dayas) au Maroc. Taxonomie, biogéographie, écologie". Thèse de Doctorat ès Science, Université d'Aix Marseille 3, Marseille, 405 pages.
- Thiéry, A. 1991. "Multispecies coexistence of branchiopods (Anostraca, Notostraca & Spinicaudata) in temporary ponds of Chaouia plain (western Morocco): sympatry or syntopy between usually allopatric species". Hydrobiologia 212: 117-136.

- Trillaud, N. 2003. Inventaire préliminaire des mares temporaires méditerranéennes du sud de la France. "Station Biologique de la Tour du Valat", Arles, 18 pages.
- Van Den Berg, M. S., Coops, H., Noordhuis, R., Van Schie, J. & Simons, J. 1997. Macroinvertebrates communities in relation to submerged vegetation in two Chara dominated lakes. "Hydrobiologia" 342/343: 143-150.
- Vitalis, R., Riba, M., Colas, B., Grillas, P. & Olivieri, I. 2002. "Multilocus genetic structure at contrasted spatial scales of the endangered water fern *Marsilea strigosa* Willd" (*Marsileaceae Pteridophyta*). Am. J. Bot. 89(7): 1 142-1 155.



## GESTIÓ I CONSERVACIÓ DE LLACUNES TEMPORÀNIES DE MENORCA

**Pere Fraga i Arguimbau, Eva Cardona, Monica Allès, Eugènia Torres Moll, Joan Juaneda Franco, Irene Estaún, Josep Mascaró Pons**

Departament de Reserva de Biosfera i Medi Ambient, Consell Insular de Menorca, Plaça de la Biosfera, 5, 07703 Maó, Menorca, Illes Balears (a/e: pfa.life@cime.es; www.cime.es/lifebasses).

### INTRODUCCIÓ

Les basses temporals mediterrànies estan considerades com un dels hàbitats més importants per la peculiaritat de la seva dinàmica hídrica, que depèn exclusivament del règim pluviomètric (Keeley i Zedler, 1998; Zedler, 1987). Aquesta dinàmica crea unes condicions extremes d'inundació i sequera que afavoreixen la presència d'una biodiversitat pròpia i en alguns casos exclusiva d'aquests ambients, que a més presenta variacions importants en espais de temps relativament curts (Grillas, 2004; Holland i Dains, 1990; Holland i Jain, 1981a, 1981b, 1988; Keeley i Zedler, 1998; Zedler, 1987). Aquestes característiques juntament amb altres com l'extensió, la diversitat de tipus en funció de factors com la geologia i la geomorfologia, la fragilitat davant alteracions (Barry, 1996), fins i tot aquelles aparentment de poca intensitat, han motivat que aquest hàbitat sigui considerat d'interès prioritari per a la conservació en l'annex II de la Directiva Hàbitats de la Unió Europea (Yavercovski et al., 2004).

En els darrers anys aquesta necessitat de protecció encara s'ha vist més reforçada quan la incidència de diferents factors, com ara el canvi en les pràctiques agrícoles, l'abandonament del camp, l'expansió de les zones urbanes o l'increment de freqüentació humana en els ambients naturals, han causat la desaparició d'un nombre important d'aquests hàbitats (Barry, 1996; Bauder i McMillan, 1996; Clark *et al.*, 1996; ). En alguns casos, aquesta minva es podria situar per damunt del 80% (Dahl, 1990; Holland, 1978; King, 1996).

Encara que a la regió mediterrània no es coneixen estimacions d'aquest tipus, està clar que en els darrers anys també han patit una disminució important per les mateixes causes esmentades abans. Aquesta situació de clar retrocés pel que fa a presència i distribució ha estat una de les principals causes per al desenvolupament de diferents iniciatives que tenen com a objectius generals la seva recuperació i la seva conservació a llarg termini (Black i Zedler, 1996; Clark *et al.*, 1996; Ferren i Hubbard, 1996). Això s'aconsegueix amb el desenvolupament d'actuacions en diferents fronts. Aquestes van des de les que tenen un clar caire científic i d'investigació, passant per les d'actuació directa damunt l'hàbitat, amb una finalitat eminentment pràctica, fins aquelles amb una evident vocació social, ja que finalment és la sensibilització social la que millor pot contribuir a la conservació d'aquest hàbitat.

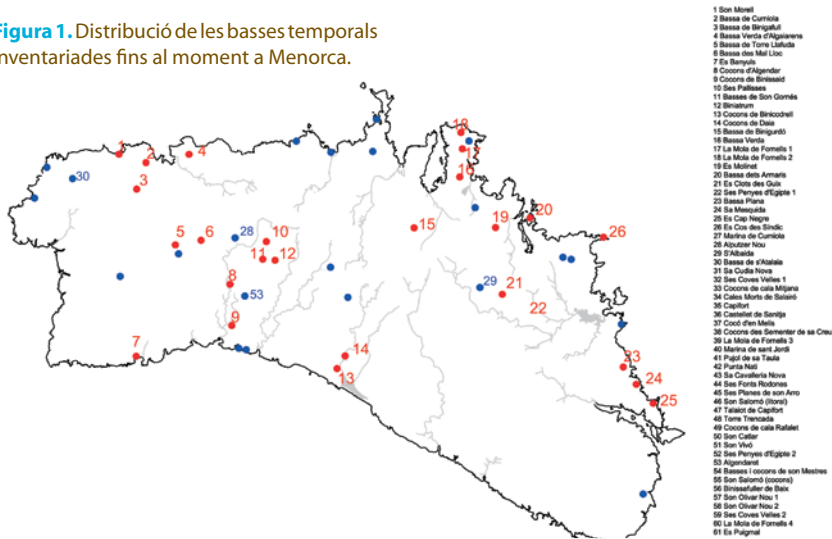
Menorca, per la seva posició geogràfica en el Mediterrani Occidental i per algunes característiques pròpies com la geologia o el clima, gaudeix d'una àmplia representació d'aquest hàbitat (Pretus, 1990). Però no ha quedat exclosa de la tendència de deteriorament esmentada abans; ans al contrari, hi ha clares evidències que aquest hàbitat ha sofert, especialment en els darrers 30 anys, importants alteracions que en alguns casos han conduït a la seva desaparició (Pretus, 1990).

Davant aquesta situació, des de finals de l'any 2005 s'està desenvolupant un projecte LIFE Natura (LIFE05/NAT/ES/000058 "Conservació i gestió de basses temporals mediterrànies a Menorca" LIFE BASSES) que té com a objectiu general la conservació a llarg termini d'aquest hàbitat.

## LES BASSES TEMPORALS A MENORCA

Menorca presenta algunes característiques singulars respecte a les altres illes de les Balears. Entre aquestes destaquen la diversitat geològica i una pluviometria més elevada i més uniformement repartida al llarg de l'any. Precisament són aquests dos factors els que més contribueixen a una elevada representació de les basses temporals a l'illa (fig. 1). Al mateix temps, i també lligada als dos factors anteriors, l'àmplia representació d'aquest hàbitat no es limita només al seu nombre, sinó que també destaca per l'elevada diversitat de tipus, aquesta també deriva en part de la riquesa geològica de l'illa i de la geomorfologia que moltes vegades hi està associada.

**Figura 1.** Distribució de les basses temporals inventariades fins al moment a Menorca.



Aquesta elevada representació en nombre i en tipus fa que el seu paper en la biodiversitat i l'ecologia de l'illa encara tingui més importància. Però al mateix temps, la important presència d'aquest hàbitat no ha passat desapercibuda ni ha estat desaproveitada per l'home. En el cas de Menorca, es pot assegurar que fins no fa massa ha existit a l'illa una clara convivència de necessitat entre l'home i les basses temporals. Aquesta relació d'aprofitament mutu es remunta a l'època dels primers pobladors de l'illa (Mascaró Passarius, 1968).

Un nombre important de basses temporals estan situades dins l'àmbit d'assentaments humans de l'època talaiòtica, fins i tot, és possible que algunes de les més importants (bassa verda d'Algaiarens (fig. 2), bassa des Mal Lloc) tinguin el seu origen en l'acció humana, no especialment en la seva creació integral, sinó en la seva persistència i increment de les seves dimensions. En altres casos (cocones des Sementer de Sa Creu (fig. 7), bassa de s'Atalaia) el seu origen sembla ser clarament prehistòric.



**Figura 2.**  
Bassa Verda d'Algaiarens.



Aquesta dependència tingué continuïtat en èpoques posteriors fins pràcticament l'actualitat. De fet, encara avui en dia algunes basses (bassa dets Armaris, Ses Pallisses) serveixen d'abeurador natural per al bestiar; en altres casos la bassa és vista pels pagesos com un benefici perquè és un focus de biodiversitat (Torre Llafuda) o bé com un punt d'acumulació d'aigua que evita la inundació perllongada dels cultius (Torre Llafuda, Curniola).

La utilitat històrica i la necessitat de conservar-les queden ben evidents amb la presència d'estructures tradicionals (fig. 3) com parets seques, encadenats, portells, que habitualment tenen la funció de regular l'entrada del bestiar dins la bassa o bé fer que aquest pugui accedir-hi des de diferents punts, de manera que la seva utilitat com a abeurador natural encara estigui més aprofitada.



**Figura 3.** Parets seques per dividir la Bassa des Mal Lloc.



**Figura 4.** Efectes dels accessos rodats incontrolats a la Bassa Plana.

Però en els darrers anys aquesta percepció d'utilitat ha minvat dràsticament. Les causes principals d'aquesta nova situació són el canvi en les pràctiques agrícoles (Casadellà, 2006) o el mateix abandonament del camp. Una situació que és comuna a altres regions (Semlitsch i Bodie, 1998; Vendlinski, 1998). Simultàniament, els canvis en el context socioeconòmic de l'illa també estan generant noves amenaces que incrementen encara més el risc de desaparició d'aquest hàbitat. Així les coses, per a les basses temporals de l'illa s'han identificat fins a 11 amenaces que directament o indirectament afecten la seva conservació.

Aquestes amenaces es poden dividir en dos grups segons la causa o origen. Per una banda, hi ha les que deriven de la pèrdua d'interès i utilitat de l'hàbitat: ompliment de la bassa amb restes d'obra o altres materials, desconeixement de la importància de l'hàbitat per part de la població local, creixement excessiu de la vegetació arbustiva, pràctiques agrícoles inadequades, excés de pasturatge, deteriorament i destrucció d'estructures de tancament, existència de sistemes de drenatge, activitat cinegètica. Per altra banda, són les lligades als canvis en el context socioeconòmic de l'illa: desenvolupament i expansió de zones urbanitzades, presència d'accessos rodats incontrolats (fig. 4) i presència d'espècies exòtiques invasores.

La identificació d'aquestes amenaces va ser una de les premisses bàsiques per a l'elaboració del projecte LIFE BASSES i les accions que s'hi estipulen tenen com a objectiu final el control i l'eliminació d'aquestes amenaces en un nombre significatiu de basses temporals de l'illa, especialment en aquelles que destaquen pel seu interès ecològic.

### **LA CLASSIFICACIÓ DE LES BASSES TEMPORALS A MENORCA**

La classificació de les basses temporals mediterrànies ha estat un tema d'atenció recurrent de cara a la seva gestió i conservació (Wacker i Kelly, 2004). Així, s'han proposat classificacions atenent factors edàfics i la relació d'aquests amb ecosistemes i comunitats vegetals (Holland,

1986; Keeler-Wolfe et al., 1998), o bé seguint només criteris geomorfològics (Smith i Verrill, 1998; Yavercovski et al., 2004). Tanmateix, actualment no existeix un sistema universal de classificació (Schwartz i Jenkins, 2000). De manera semblant, la diversitat de tipologies de basses existents a l'illa ha fet necessària la seva agrupació en tipologies diferents. Només d'aquesta manera serà possible elaborar un nombre concret de plans de gestió que permetin establir mesures de conservació efectives i d'aplicació relativament senzilla.

La classificació proposada dins el projecte LIFE BASSES les agrupa en sis tipus seguint principalment criteris geològics i geomorfològics, encara que també s'han tingut en compte les espècies més importants.

**I. Basses temporals formades en depressions de poca extensió en sols argilosos calcaris poc desenvolupats amb importants afloraments rocosos** (fig. 5). Generalment es tracta de basses de poca extensió i poc profundes. Aquestes característiques, juntament amb el sòl impermeable de la seva conca d'inundació, fan que tinguin un període d'inundació efímer i molt irregular, de manera que les fases d'inundació i sequera es poden succeir diverses vegades dins un mateix any. La majoria es troba en la franja litoral de l'illa i especialment en el quadrant nord-oest. Per tant, mostren una clara influència marina que es veu especialment reflectida en la flora i la vegetació. Típicament són pobres en espècies vegetals, però destaca la presència habitual d'endemismes com *Polygonum romanum subsp. balearicum* o *Romulea assumptionis*. En canvi, el caràcter efímer del període d'inundació i el caràcter tèrbol de les seves aigües dificulta la presència d'hidròfits. La fauna té un especial interès per la presència de crustacis del grup branquiòpodes com ara *Triops*, *Cizycus*, *Branchinecta*. En algunes bases també s'ha detectat la presència de *Bufo viridis*. El caràcter efímer i la ubicació en terres poc aptes per a l'agricultura fan que el grau d'afectació a causa de l'activitat humana sigui relativament baix, però al mateix temps les fan altament sensibles a amenaces com el rebliment de la zona d'inundació.

**II. Basses temporals en depressions de major superfície en sòls arenosos calcaris profunds** (fig. 6). És el grup de basses amb una conca de recepció més important pel que fa a la seva extensió i en conseqüència la superfície d'inundació sol ser també important. La formació en substrats arenosos fa que les aigües siguin generalment tèrboles i que els hidròfits submergits hi siguin pràcticament absents. En canvi, en la flora destaca la riquesa d'espècies durant la fase seca, en que sobresurten espècies com *Corrigiola littoralis*, *Pulicaria vulgaris* o *Verbena supina*. Com en el cas anterior, en la fauna destaca la presència de crustacis branquiòpodes i de l'amfibi *Bufo viridis*. La majoria es troba a l'interior de l'illa i especialment a la meitat occidental. La situació en terres profundes fa que habitualment estiguin ubicades en zones de cultiu. En conseqüència, les pràctiques agrícoles inadequades o l'excés de pasturatge solen ser les principals amenaces que les afecten (Casadellà, 2006).



**Figura 5.** Bassa 3 de la Mola de Fornells.



**Figura 6.** Bassa de Curniola.

### III. Basses temporals en depressions de terres o de penyes arenoses silícies (Bunsandstein)

(fig. 2). Es tracta d'un grup clarament definit per la formació damunt un material geològic concret. Tenen una extensió variable i en la majoria de casos estan envoltades de blocs de penya que actuen com a dics de contenció. Aquest grup destaca per la riquesa florística ja que estan associades a comunitats vegetals com les d'*Isoetes* o l'*Helianthemum guttati* conegudes per l'elevada biodiversitat que contenen o bé per la presència d'espècies singulars pel conjunt de les Balears com seria el cas de *Galium debile*, *Myriophyllum alternifolium* o *Isoetes velatum*. Habitualment tenen un període d'inundació llarg. La situació en llocs poc accessibles i poc adequats per a les pràctiques agrícoles fa que hagin quedat relativament poc afectades per la mà de l'home. En canvi, la disminució de la pràctica de la ramaderia extensiva en les zones forestals està ocasionant un increment d'amenaça pel creixement excessiu de la vegetació arbustiva que les envolta.

**IV. Basses temporals en concavitats de roques (cocons)** (fig. 7). És, amb diferència, el grup més nombrós. Són freqüents en la roca calcària del migjorn de l'illa, però també es formen en les roques silícies de la tramuntana. Generalment es tracta de basses d'extensió reduïda, encara que proporcionalment poden tenir una profunditat considerable. El període d'inundació pot tenir una durada molt variable en funció de les dimensions de les basses, però en alguns casos, especialment les formades en la roca silícia, es pot perllongar per més de sis mesos. La diversitat d'espècies que contenen sol ser baixa. La flora sol estar formada per hidròfits submergits durant la fase d'inundació com ara *Callitriche*, *Elatine* o *Zannichellia* i espècies amfibies a mesura que es va eixugant com ara *Lythrum hyssopifolia*, *Mentha pulegium* o *Damasonium bourgaei*. En la fauna destaca la presència dels crustacis branquiòpodes com *Triops* o *Branchinecta* i en alguns casos, especialment en els de major extensió, també s'ha detectat la presència de *Bufo viridis*.



**Figura 7.** Un dels cocons del Sementer de Sa Creu (santa Rosa).

**V. Basses temporals en sòls silícis paleozoics** (fig. 8). Es tracta d'un grup ben definit per la seva geologia i geomorfologia, però que en canvi presenta una elevada variació pel que fa a la seva biodiversitat. Habitualment són basses que es formen en depressions de poca profunditat i amb una conca de recepció de poca extensió. Pràcticament són exclusives de l'extrem oriental de l'illa on són més freqüents els materials geològics paleozoics. Les situades més a l'interior (bassa plana, es Cap Negre) presenten una elevada riquesa florística amb una presència important d'hidròfits com *Callitriche sp. pl.*, *Elatine macropoda*, *Marsilea strigosa*, *Pilularia minuta*, *Zannichellia palustris*, *Isoetes velatum*, etc., i destaquen també algunes espècies de distribució molt restringida a l'illa com *Eleocharis acicularis* o *Trifolium ornithopodioides*. A més, solen tenir associades importants extensions de comunitat d'*Isoetes*. En canvi, les situades en la franja litoral (Es Cós des Síndic) presenten un menor nombre d'espècies, però en alguns casos destaquen per la seva singularitat com és el cas del gènere *Althenia*. L'estat de conservació que presenten

és variable, però la formació en terres planeres les fa sensibles als accessos rodats incontrolats i especialment a la circulació de vehicles tot terreny.

**VI. Basses temporals de caràcter efímer en sòls arenosos calcaris del litoral (generalment en depressions de rereduna)** (fig. 9). És el grup menys freqüent a l'illa i també el menys conegut. Els pocs casos que es coneixen són basses molt efímeres i de poca profunditat (amb un període d'inundació de poques setmanes) habitualment situades en depressions de sistemes dunars o en la zona de contacte entre la part posterior d'aquests i les terres no arenoses. En els casos estudiats a l'illa, la diversitat florística presenta uns valors elevats, especialment pel que fa a la flora. Destaca la presència d'espècies singulars com *Centunculus minimus* o *Erophila praecox* o d'altres més habituals en les comunitats d'*Isoetes*, tot i trobar-se en substrat calcari: *Solenopsis minuta*, *Ophioglossum lusitanicum*. Per la seva ubicació en zones properes a platges, actualment pateixen una amenaça creixent especialment per l'excés de freqüentació humana. Una situació que es veu agreujada per les seves característiques, que les fan altament sensibles a les alteracions encara que aquestes siguin de baixa intensitat.



**Figura 8.** Bassa Plana de Binisarmenya.



**Figura 9.** Bassa temporal a l'Arenal de Sa Cavalleria.

### EL PROJECTE LIFE BASSES

La important presència de l'hàbitat prioritari de basses temporals mediterrànies a Menorca i la creixent situació d'amenaça en què es troben van ser els principals motius per presentar una proposta de projecte LIFE NATURA l'any 2004. Aquesta proposta va ser aprovada per la Comissió Europea el setembre de 2005 i va entrar en funcionament en aquella mateixa data.

LIFE BASSES té com a objectiu general la conservació a llarg termini de les basses temporals mediterrànies existents a Menorca. Aquest objectiu general es pretén assolir mitjançant el desenvolupament de quatre aspectes o objectius parcials:

- Establir un model de gestió integral per les basses més importants existents a l'illa.
- Incrementar els coneixements sobre la dinàmica i l'evolució d'aquest hàbitat.
- Restaurar i recuperar les basses temporals degradades o desaparegudes.
- Aconseguir una sensibilització social sobre la importància de les basses temporals i la seva conservació.

L'àmbit d'actuació del projecte queda restringit a l'illa de Menorca i de tot el conjunt de basses temporals existents, se'n va escollir un grup de 26 (fig.1) on estaven representats tots els tipus i que, al mateix temps, destacaven pels seus valors ecològics i de biodiversitat.

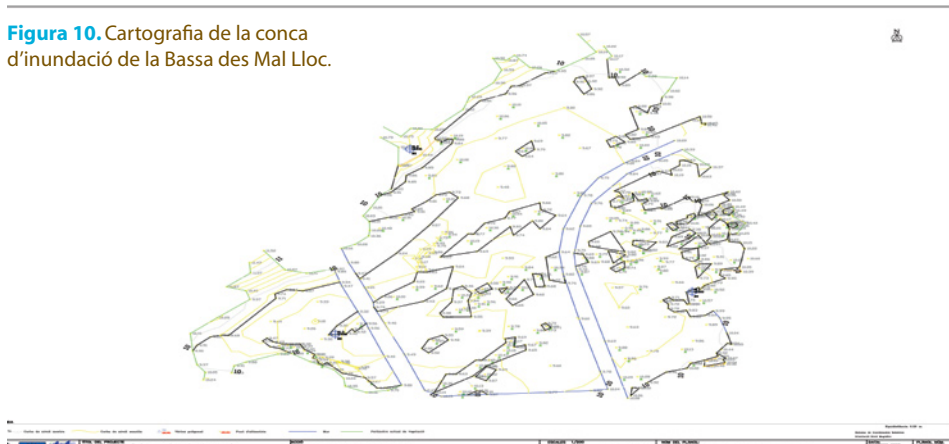
Aconseguir tots aquests objectius passa pel desenvolupament de una llarga llista d'accions. Com és habitual en els projectes LIFE NATURA, aquestes es divideixen en quatre grups segons el seu àmbit d'actuació dins l'estructura del projecte.

El primer grup el formen les accions preparatòries (accions A) que tenen com a objectiu recollir o actualitzar informació útil per al desenvolupament d'accions d'altres grups o bé elaborar eines de gestió, que han de ser útils tant per al desenvolupament del projecte com una vegada acabat aquest.

Una primera acció (A1) consisteix en l'elaboració un catàleg complet de les basses temporals (fig.1) a partir d'una base de dades amb un important nombre de dades informatives per a cada bassa. Tota aquesta informació ha de servir tant com a eina de gestió per a la conservació de les basses, com també per divulgar a la població local els valors d'aquest hàbitat.

La creació d'un pla de gestió per a cada tipus de bassa és una altra de les accions importants del projecte. L'elaboració requereix d'una recollida prèvia de les basses en diferents aspectes: hidroquímica, flora, fauna, estat de conservació, amenaces, etc. Els documents resultants són els que han de garantir la conservació a llarg termini d'aquest hàbitat a l'illa. El desenvolupament d'una cartografia és una altra acció que ha de tenir una aplicació general dins el projecte i més enllà del seu acabament. Aquest acció es divideix en dues parts. Una cartografia a baixa escala de la conca d'inundació (fig. 10) i una de la conca de recepció a una escala més elevada i que va acompanya d'abundant informació sobre l'entorn de la bassa (vegetació, usos del sòl, geologia). Aquesta segona part ha estat elaborada per l'Observatori Socioambiental de Menorca (OBSAM).

**Figura 10.** Cartografia de la conca d'inundació de la Bassa des Mal Lloc.



Les altres accions preparatòries fan referència a la recollida d'informació més concreta per desenvolupar accions d'actuació en el terreny, com ara la relativa als accessos rodats incontrolats, les pràctiques agrícoles inadequades o l'assaig d'un mètode per a l'eliminació d'espècies exòtiques invasores.

Un segon grup d'accions el formen les d'actuació directa damunt el medi. Aquestes tenen com a objectiu la recuperació de l'hàbitat i la mitigació de les amenaces: eliminació de l'excés de vegetació arbustiva, construcció de tancats permanents amb mètodes tradicionals (paret seca), instal·lació de tancaments temporals per regular l'entrada del bestiar a la bassa, modificació o supressió d'accessos rodats incontrolats, restauració d'estructures de tancament tradicionals, eliminació de sistemes de drenatge, control i eliminació d'espècies exòtiques invasores.

Les accions de sensibilització social, per la seva llarga durada en el temps, han de ser les que més han de garantir que els objectius i resultats del projecte es perllonguin més enllà del seu acabament. En la mesura que s'aconsegueixi una vertadera conscienciació social en la conservació d'aquest hàbitat el nivell d'amenaça minvarà i la gestió serà més eficaç. És per açò que aquest projecte inclou un nombre important d'accions de caire social, com per exemple la creació d'una pàgina web ([www.cime.es/lifebasses](http://www.cime.es/lifebasses)), l'edició de material de divulgació, la creació d'un bassa temporal didàctica, la realització d'un DVD o el muntatge d'una exposició itinerant sobre les basses temporals i els objectius del projecte.

El darrer grup d'accions el formen les destinades a definir el funcionament del projecte. Destaca l'existència d'un Comitè Científic format per experts en diferents disciplines. Aquest organisme té la funció d'assessorar l'equip tècnic del projecte i revisar el desenvolupament i els resultats de les accions. Un altre organisme, el Comitè de Seguiment, té la funció d'informar les principals institucions i entitats de l'illa, així com els propietaris, de l'evolució del projecte. Precisament la comunicació i coordinació amb els propietaris dels terrenys on es troben les basses és una altra de les funcions importants dins aquest grup.

### **ALGUNES ACTUACIONS I PRIMERS RESULTATS. Catalogació**

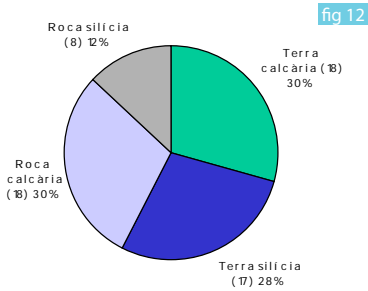
Les basses temporals de l'illa ja havien estat objecte d'estudi en diversos camps (Pretus, 1990; Mascaró Passarius, 1968). Aquests treballs i els coneixement florístics van ser el punt de partida tant per a l'elaboració del projecte com per a la seva catalogació. El desenvolupament d'aquesta acció està servint per posar de manifest que la seva importància encara és major del que es pensava. Fins a l'actualitat s'han inventariat més de 60 basses (fig.1).

Les fonts emprades per localitzar-les són bàsicament sis: entrevistes orals amb pagesos o persones d'altres oficis relacionats amb el camp, anàlisi d'imatges aèries, consultes amb grups d'estudi específics (ornitòlegs, herpetòlegs), servei de patrimoni del Consell Insular de Menorca i exploracions en zones on la seva presència és probable.

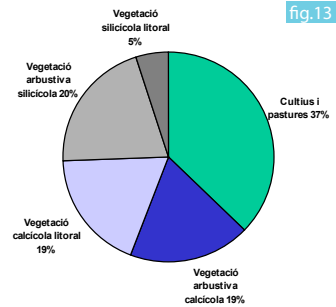
La distribució de les basses en el territori insular (fig. 1) mostra com existeix una important representació d'aquest hàbitat a la meitat occidental de l'illa (termes municipals de Ciutadella i Ferreries) i en el quadrant nord-oriental (part nord dels termes de Maó i Es Mercadal). En canvi, queden dos buits importants al quadrant sud-oriental i a la part central de la tramuntana. Aquesta absència podria ser deguda a una falta d'exploracions o d'informació actualitzada, però també a uns terrenys poc adients per a la formació d'aquest hàbitat, ja sigui per la seva excessiva permeabilitat, l'escassa presència de substrat rocós o bé per una geomorfologia poc adequada (com ara una presència important de forts pendents).

Pel que fa a les tipologies, la figura 11 mostra com les més freqüents són la I (23%), la IV (25%) i la III (20%), que al mateix temps també són les que habitualment contenen basses de menor extensió pel que fa a la conca d'inundació, en el cas dels tipus I i IV, o també per la seva conca de recepció, en el cas del tipus III. En canvi, les que es caracteritzen per una major superfície d'inundació i de conca de recepció (tipus II) són les que tenen una representació més baixa. Així i tot, segueix sent el tipus VI el que encara és més escàs i pràcticament no ha estat possible trobar-ne cap de nova des de l'inici del projecte.

Aquesta representació per tipus té una clara relació amb el tipus de terreny on es troben (fig. 11). La majoria de basses es localitzen sobre substrat calcari (60%), ja sigui terrós (30%) o rocós (30%).



**Figura 11.** Distribució de les basses segons el tipus de terreny on es troben.

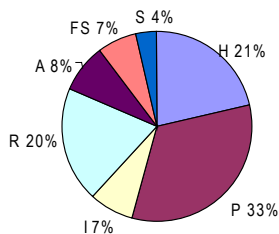


**Figura 12.** Distribució de les basses segons l'ambient que els envolta.

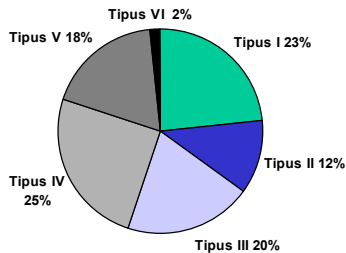
Aquest resultat s'entén fàcilment sabent que aquest substrat és el més freqüent a l'illa, i tot i la seva permeabilitat, la pluviometria hivernal relativament elevada i la facilitat amb què es forma concavitats en la roca calcària miocènica (cocons), expliquen aquesta important presència.

Pel que fa a l'ambient o l'ús del sòl que les envolta (fig. 12), la proporció més important es troba en terres de conreu o pastures (37%). Aquest resultat està relacionat amb la seva distribució a l'illa. La part de ponent, on hi ha una major densitat d'aquest hàbitat, és encara on es concentra una major superfície de terres agrícoles en actiu. La resta de basses es troben envoltades d'ambients naturals o en un clar procés d'abandonament pel que fa a l'activitat agropecuària, i d'acord amb el que passava amb el tipus de terreny, una majoria es troba en comunitats vegetals calcícoles, ja sigui de l'interior (19%) o amb una evident influència marina. En canvi, les basses en terreny silici, es troben principalment en comunitats vegetals amb poca influència marina (20%).

De la distribució que tenen a l'illa també es desprèn que un nombre important (26) de les basses catalogades queda fora de l'àmbit de la Xarxa Natura 2000. Una situació que sempre suposa una dificultat de cara a la gestió i conservació.



**Figura 13.** Representació de diferents preferències ecològiques en els tàxons vegetals presents a la zona d'inundació de les basses temporals. H= hidròfits; P= palustres; I= comunitats d'*Isaetes*; R= Ruderals; A= ample espectre ecològic; FS= Només presents a la fase seca; S= tendència halòfila.



**Figura 14.** Representació de cada tipus dins el conjunt de les basses temporals de Menorca.

### RIQUESA FLORÍSTICA

La flora és un dels components que més contribueix a la riquesa biològica de les basses temporals. Encara que en molts de casos no té un caràcter endèmic, sinó que els tàxons que la formen tenen àrees de distribució més o manco extenses, sí que es caracteritza per ser específica d'aquest hàbitat.

En el cas de Menorca, l'inventari florístic de les basses catalogades fins ara revela que un total de 345 tàxons estan relacionats amb la presència d'aquest hàbitat. D'aquests, són 102 els que creixen de manera habitual dins la zona d'inundació i per tant hi estan més directament lligats. D'aquests, 74 tenen tot o part del seu cicle vital durant la fase d'inundació, mentre que 35 ho fan preferentment en la fase seca.

Dins aquest centenar llarg de tàxons trobem diferents preferències ecològiques. El gràfic de la figura 13 mostra la representació de cadascuna d'elles. Com és de suposar pel tipus d'ambient, hi predominen les lligades a la presència d'aigua. El grup més important són els considerats palustres, o sigui, els que tenen un comportament més amfibi i poden tolerar tant viure directament dins l'aigua com estar llargues temporades en terreny humit. Un resultat que s'explica fàcilment per la dinàmica hídrica, sovint irregular, d'aquests ambients.

El hidròfits estrictes, aquells que necessiten estar submergits o flotants en algun moment del seu cicle vital, són el segon grup en importància, però de nou, a causa de l'irregular règim hídric, la gran majoria són de cicle de vida anual i de curta durada.

La importància dels ruderals (20%) pot semblar un resultat singular. L'explicació està en la situació d'un nombre important de basses en ambients agropecuaris, els quals durant la fase seca presenten unes característiques adequades per la presència d'aquestes plantes: substrats nitrificats i alterats per la presència del bestiar. De fet, tots els tàxons d'aquest grup tenen el seu desenvolupament durant la fase seca. Tots els altres grups queden enfora en les representacions d'aquests tres principals.

Tanmateix, una menor importància proporcional no vol dir menor interès florístic. D'aquests grups minoritaris destaquen els corresponents a les comunitats d'*Isoetes* i els que creixen exclusivament en la fase seca. En el primer, l'interès es troba tant en la mateixa comunitat, per la seva riquesa en espècies i perquè aquestes tenen habitualment una distribució restringida, com en algunes espècies en concret com *Centunculus minimus* que, pel conjunt de les Balears, només és coneguda de Menorca i per ara totes les poblacions es localitzen en comunitats d'*Isoetes* lligades a basses temporals (Cardona i Rita, 1982; Sáez i Fraga, 1999; Fraga et al., 2003). També és en



aquesta comunitat on trobem dues de les espècies del gènere que li dona nom, *Isoetes durieui* i *I. histrix*. La darrera només compta amb quatre poblacions conegudes a l'illa (Ballesteros, 1989; Fraga i Pallicer, 1998; Fraga et al., 2000), i dues d'elles estan lligades també a basses temporals.

Els tàxons que creixen exclusivament en la fase seca són igualment un grup reduït, però de nou en destaquen alguns per la seva distribució restringida a l'illa i en tot l'àmbit de les Balears: *Corrigiola littoralis*, *Pulicaria vulgaris* i *Verbena supina*. A Menorca, els tres són pràcticament exclusius de les basses temporals del tipus II i només es coneixen de dues o tres basses (Fraga i Pallicer, 1998; Fraga et al., 2000; Fraga i Garcia, 2004), precisament les més importants en extensió.

L'altre grup important en singularitats florístiques són els hidròfits. Els pteridòfits més estrictament aquàtics: *Isoetes velatum* subsp. *velatum*, *Marsilea strigosa* i *Pilularia minuta*, tenen unes poques localitats a l'illa, sempre en basses temporals de la tramuntana o de l'interior de l'illa (Alomar et al., 1988; Bibiloni et al., 1996; Fraga, 1998; Fraga i Garcia, 2004; Fraga et al., 2005; Rita, 1987; Rodríguez, 1904 ) i les poblacions d'escassa extensió en tota l'àrea de distribució fa que tots estiguin protegits legalment, ja sigui en l'àmbit regional, nacional o internacional. Altres espècies d'aquest grup, com *Althenia orientalis* subsp. *orientalis*, *Galium debile* o *Myriophyllum alterniflorum* tenen les úniques poblacions de les Balears a les basses temporals de Menorca (Fraga et al., 2001; Fraga i Sáez, 2003), i per tant el seu interès de conservació és evident. De fet, d'algunes d'elles, com *M. alterniflorum* s'ha tingut constància de la seva presència a l'arxipèlag gràcies al desenvolupament d'aquest projecte.

A pesar de tota aquesta diversitat florística, l'element endèmic té una representació molt baixa, un fet que en l'àmbit mediterrani és comú als ambients aquàtics. Només dos tàxons: *Polygonum romanum* subsp. *balearicum* i *Romulea assumptionis* entrarien dins aquesta consideració, i encara només el primer mostra un relació més o manco estricta amb les basses temporals dels tipus I i II.

### COMPORTAMENT DE LS ESPÈCIES INVASORES

Les basses temporals tampoc han quedat lliures d'una de les principals amenaces a la biodiversitat en l'àmbit mundial: la proliferació d'espècies exòtiques invasores (Gerhardt i Collinge, 2003; Zedler i Black, 2004). En el cas de les plantes s'han detectat tres espècies al·lòctones que tenen un clar comportament invasor en aquest hàbitat. En alguns casos la seva presència posa en perill la conservació d'algunes espècies importants com ara *Marsilea strigosa* o *Pilularia minuta*. Concretament, es tracta de *Paspalum paspalodes*, *Arundo donax*, *Gleditsia triacanthos*. D'aquestes, *Paspalum paspalodes* és present a un major nombre de basses i, al mateix temps, mostra un comportament més agressiu respecte a les espècies autòctones que viuen en aquest hàbitat.

Amb l'objectiu de desenvolupar un mètode de control i eliminació d'aquesta espècie, s'han realitzat algunes observacions sobre el seu comportament i els primers assaigs per a la seva eradicació. En tractar-se d'una espècie estolonífera i rizomatosa, el control suposa intervencions tant en la part aèria com en la subterrània. En la primera, l'arrabassament manual o amb ajuda d'eines sol ser el mètode d'actuació més habitual i amb un menor impacte damunt l'hàbitat, com s'ha comprovat en el cas d'altres invasores (Fraga, 2007). En canvi, per l'actuació en la part subterrània les fonts d'informació són molt escasses, pràcticament inexistentes, tant pel que fa al comportament com als possibles mètodes d'eradicació.

Amb l'objectiu d'ampliar aquests coneixements, durant l'estiu de 2006 es van fer les primeres observacions sobre el comportament de la part subterrània. En aquestes observacions mitjançant

la realització de prospeccions en diferents basses, es comprovà que els rizomes subterranis se situaven sempre a una profunditat inferior a 10cm. Aquesta dada pot suposar una certa facilitat a l'hora d'establir un mètode de control integral, ja que la retirada de la capa superficial del sòl podria significar l'eliminació de la major part de les parts vegetatives i de dispersió. Partint d'aquesta informació es van fer algunes primeres proves de mètode d'eradicació. Aquestes van consistir en la retirada d'un superfície concreta (4m<sup>2</sup>) de la capa superficial del sòl de la bassa en la seva seca. El seguiment d'aquesta actuació ha de servir tant per saber el grau d'efectivitat d'aquest mètode, com per conèixer el seu possible impacte sobre la flora autòctona, concretament en el banc de llavors del sòl que alimenta cada any la regeneració de la vegetació, tant en la fase seca, com en la fase d'inundació.

Durant aquestes actuacions també es va observar que *Paspalum paspalodes* a més de tenir una reproducció i dispersió actives per les vies ja conegudes, sexualment per llavors i vegetativament mitjançant estolons i fragments de rizoma, també té la capacitat de formar estructures de resistència (fig. 15). Aquestes consisteixen en gemes vegetatives axil·lars que en els casos de forta sequera queden en estat latent i prenen la forma de bulbils, que es poden fins i tot separar de la planta mare, esperant la tornada d'unes condicions més adients per tornar a reprendre el creixement, tot i que la resta de la planta pot haver mort. Al contrari que l'anterior, aquesta observació fins ara desconeguda per aquesta planta pot significar una complicació important de cara a aconseguir una eradicació efectiva d'aquesta espècie invasora.



**Figura 15.** Rizomes de *Paspalum paspaloides*.

### ACTUACIONS DE RESTAURACIÓ

En el cas concret de Menorca, les estructures tradicionals de tancament són una de les millors garanties per a una bona conservació de les basses temporals. La seva presència és el millor obstacle davant amenaces com l'excés de pasturatge o els accessos rodats incontrolats. Per tant, el manteniment, la restauració o, fins i tot, la creació de noves estructures en el cas de no existir, són actuacions prioritàries dins aquest projecte.

Durant l'any 2006 ja s'han realitzat les primeres actuacions en aquest sentit, ja sigui des del mateix equip tècnic del projecte o bé per pròpia iniciativa de la propietat una vegada se l'ha informada de la importància de l'hàbitat i la d'aquestes estructures per a la seva conservació. En alguns casos, aquestes actuacions també han servit perquè de nou la bassa sigui valorada en l'àmbit agropecuari.

## CONSTRUCCIÓ D'UNA BASSA DIDÀCTICA

Un dels objectius d'aquest projecte LIFE és sensibilitzar la població local sobre la importància d'aquest hàbitat, i en general, d'aquells que es caracteritzen per la seva extensió reduïda. Per aconseguir-ho és del tot necessari apropar-lo a la gent en tots els sentits: el seu origen, la importància ecològica, la biodiversitat que conté, el seu funcionament, les amenaces, etc. I també és necessari fer-ho a tots els sectors de la societat.

Al mateix temps, hi ha diferents factors que dificulten o suposen un risc per a l'hàbitat si es vol fer aquest apropament. Així per exemple, divulgar la ubicació d'algunes de les basses més importants o programar-hi visites guiades, en realitat podria acabar fent augmentar l'impacte de l'amenaça de l'excés de la freqüentació humana. Igualment, a molts de propietaris privats que tenen basses en les seves finques tampoc els interessa que hi hagi un augment important de l'afluència de gent per visitar aquests ambients.

Davant aquesta situació, aparentment contradictòria, des del primer moment de plantejar el projecte ja es va optar per la solució de crear una o més basses didàctiques. D'aquesta manera es complirien dos dels objectius plantejats dins el projecte. Per una banda, seria possible mostrar l'hàbitat a la població local amb un risc mínim de conservació per a les basses naturals de l'illa, i per l'altra, també es disposaria d'un cas on es podria estudiar de primera mà l'evolució de l'hàbitat des de la seva formació i també, més concretament, el procés de dispersió i expansió de les espècies que hi habiten.

Amb tot açò, i partint de la informació proporcionada per la primera fase de la cartografia detallada, es va fer un disseny d'una bassa didàctica. Aquest disseny consisteix en un espai d'inundació de uns 800m<sup>2</sup> que està dividit en dues conques de diferent profunditat (40 i 60 cm) i a les dues els pendents cap a la part més profunda són suaus, com passa a la majoria de basses de l'illa. Amb aquest disseny es pretén que a la bassa es puguin tenir alhora diferents situacions d'inundació i de procés d'assecament gràcies a les diferents dimensions de cada conca. Al mateix temps, aquestes diferències també haurien de permetre l'existència d'una major biodiversitat gràcies a la presència d'un major nombre de microhàbitats.

Inicialment, en el projecte s'havia proposat la ubicació en una finca privada aprofitant la presència d'una bassa al costat d'una carretera d'accés a una urbanització, però atès que aquesta instal·lació ha de tenir una clara vocació d'ús públic, finalment es va escollir un finca pública propietat del Consell Insular de Menorca. De les diferents opcions disponibles, finalment s'optà per l'Estància de santa Eularieta. Es troba situada pràcticament al centre de l'illa, en una de les planes silícies de l'interior (Plans d'Alaior o de Turmadenc). Precisament les característiques d'aquesta localitat n'han facilitat la realització gràcies a la profunditat del sòl i al caràcter impermeable dels terrenys, de manera que ha estat innecessari qualsevol tipus d'actuació addicional per retenir l'acumulació d'aigua.

Els treballs d'excavació de la bassa es van fer el gener de 2007 i van tenir una duració d'uns pocs dies. Una vegada excavada es va deixar que la inundació es fes pel mateix procés natural de les pluges (fig. 16). Aquest fet va tenir lloc parcialment durant el mes de febrer i de manera completa durant l'important episodi de pluges de finals de març i començaments d'abril.



**Figura 16.** Construcció d'una bassa didàctica a Santa Eularieta.

La situació de la bassa en un zona on són relativament freqüents els petits aiguamolls i els torrents temporals fa preveure s'hi produirà de manera natural un procés de colonització. Un fet que ja s'ha començat a produir en el cas de les aus aquàtiques i els amfibis (*Hyla meridionalis*). Però també s'ha previst la introducció d'algunes espècies vegetals significatives i importants pel funcionament de l'hàbitat, a mesura que aquest es vagi consolidant.

#### **CONVENIS AMB LA PROPIETAT**

A Menorca, la majoria de les terres són de propietat privada i en aquesta mateixa situació es troben les basses incloses en aquest projecte LIFE. Açò fa que la realització de qualsevol actuació ha de tenir sempre l'autorització prèvia de la propietat. De fet, la redacció de la proposta del projecte va passar per la signatura d'un preacord entre el Consell Insular i un nombre significatiu de les propietats privades on es troben les basses. Aquesta necessitat d'establir acords de col·laboració és encara més important en el desenvolupament del projecte.

Amb aquest objectiu, de l'inici del seu desenvolupament, una de les accions principals és l'elaboració i posada en funcionament d'acords de col·laboració amb la propietat privada. En aquest document no només queda especificada la bona voluntat de les dues parts per permetre el desenvolupament del projecte, sinó que també, amb l'objectiu final d'assolir una conservació a llarg termini, es fan constar altres punts com:

- Deixar constància de les accions que es desenvoluparan en cada bassa.
- Informar dels resultats obtinguts.
- Convidar el propietari a participar activament en el projecte, ja sigui mitjançant l'assistència al Comitè de Seguiment o bé participant en les accions que es desenvolupin en la seva propietat
- Adoptar el compromís que les dues parts vetllaran per la seva conservació més enllà de l'acabament del projecte.

**BIBLIOGRAFIA**

- Alomar, G., Rita, J. & Rosselló, J.A. 1988. Notas florísticas de las Islas Baleares (III). "Boll. Soc. Hist. Nat. Balears"; 32: 141-144.
- Ballesteros, E. 1989. *Isoetes histrix* Bory a Mallorca i Menorca. "Butll. Inst. Catalana Hist. Nat." 57 (Sec. Bot., 7): 107.
- Barry, S.J. 1998. Managing the Sacramento Valley vernal pool landscape to sustain the native flora. In: Witham, C.W. (Ed.). "Ecology, conservation and management of vernal pool ecosystems. Proceedings from a 1996 conference". 236-240. California Native Plant Society. Sacramento.
- Bauder, E.T. & McMillan, S. 1998. Current distribution and historical extent of vernal pools in Southern California and Northern Baja California, Mexico. In: Witham, C.W. (Ed.). "Ecology, conservation and management of vernal pool ecosystems. Proceedings from a 1996 conference". 56-70. California Native Plant Society. Sacramento.
- Bibiloni, G. Llop, J. Rita, J. & Soler, J. 1996. Notes florístiques de les Illes Balears (VII). "Boll. Soc. Hist. Nat. Balears"; 39: 15-24.
- Black, C. & Zedler, P.H. 1998. An overview of 15 years of vernal pool restoration and construction activities in San Diego County, California. In: Witham, C.W. (Ed.). "Ecology, conservation and management of vernal pool ecosystems. Proceedings from a 1996 conference". 195-205. California Native Plant Society. Sacramento.
- Cardona, M.A. & Rita, J. 1982. Aportació al coneixement de la flora de Menorca. "Fol. Bot. Misc."; 3: 35-42.
- Casadellà Fontdevila, L. 2006. "Pràctiques agrícoles i conservació de basses temporals. Projecte LIFE BASSES". Consell Insular de Menorca. Maó. [INÈDIT]
- Clark, G.M., Roscoe, T.J., van Ess, M.J. & Wymer, N. 1998. Management considerations for small vernal pools preserve – The Phoenix vernal pools. In: Witham, C.W. (Ed.). "Ecology, conservation and management of vernal pool ecosystems. Proceedings from a 1996 conference". 250-254. California Native Plant Society. Sacramento.
- Dahl, T.E. 1990. Wetland losses in the United States., 1780s-1980s. U. S. "Fish and Wildlife Service". Washington DC.
- Ferren, W.R. & Hubbard, D.M. 1998. Review of ten years of vernal pool restoration and creation in Santa Barbara, California. In: Witham, C.W. (Ed.). "Ecology, conservation and management of vernal pool ecosystems. Proceedings from a 1996 conference". 206-216. California Native Plant Society. Sacramento.
- Fraga, P. 1998. Notes florístiques de les Illes Balears (XI). "Boll. Soc. Hist. Nat. Balears"; 41: 81-86
- Fraga, P. 2007. Conservación de flora amenazada y plantas invasoras en la isla de Menorca. "Conservación Vegetal"; 11: 30-32
- Fraga, P., Aguarod, E., Blanco, J.M., Calvo, J.M., Carreras, D., García, Ó., Mascaró, C., Pallicer, X., Pérez, A. & Truyol, M. 2005. Notes i contribucions al coneixement de la flora de Menorca (VII). "Boll. Soc. Hist. Nat. Balears"; 48: 113-119.
- Fraga, P. & García, O. 2004. Notes i contribucions al coneixement de la flora de Menorca (VI). "Boll. Soc. Hist. Nat. Balears"; 47: 143-152.
- Fraga, P., García, O. & Pons, M. 2003. Notes i contribucions al coneixement de la flora de Menorca (V). "Boll. Soc. Hist. Nat. Balears"; 46: 51-66.
- Fraga, P. Mascaró, C. García, O. Pallicer, X. Pons, M. & Truyol, M. 2000. Notes i contribucions al coneixement de la flora de Menorca. "Boll. Soc. Hist. Nat. Balears"; 43: 63-75.
- Fraga, P. Mascaró, C. Carreras, D. García, O. Pons, M. & Truyol, M. 2001. Notes i contribucions al coneixement de la flora de Menorca. "Boll. Soc. Hist. Nat. Balears"; 44: 73-79.
- Fraga, P. & Pallicer, X. 1998. Notes florístiques de Menorca. "Butll. Inst. Catalana Hist. Nat." , 66: 35-40.

- Fraga, P. & Sáez, Ll. 2003. "Els gèneres *Althenia Petit* i *Zannichellia* L. (*Zannichelliaceae*) a les Illes Balears". *Orsis*, 18: 39-62.
- Gerhardt, F. & Collinge, S.K. 2003. Exotic plant invasions of vernal pools in the Central Valley of California, USA. "Journal of Biogeography", 30: 1043-1052.
- Grillas, P. 2004. Introduction. In: Grillas P., Gauthier, P., Yavercovski, N. i Perennou, P. (Eds.). *Les mares temporaires méditerranéennes Volume 1 – Enjeux de conservation, fonctionnement et gestion*. 11-12. "Station biologique de la Tour du Valat". Arles.
- Holland, R.F. 1978. "The geographic and edaphic factor distribution of vernal pools in the Great Central Valley, California". California Native Plant Society special publication.
- Holland, R.F. 1986. "Preliminary descriptions of the terrestrial natural communities of California". The Resources Agency, Department of Fish and Game. Sacramento, California.
- Holland, R.F. & Dains, V.I. 1990. The edaphic factor in vernal pool vegetation. In: Ikeda, D.H. i Schlisling, R.A. (Eds.). *Vernal pool plants. Their habitat and biology*. "Studies from the Herbarium" No. 8. 31-48. California State University. Chico.
- Holland, R.F. & Jain, S.K. 1981a. Insular biogeography of vernal pools in the Central Valley of California. "American Naturalist", 117: 24-37.
- Holland, R.F. & Jain, S.K. 1981b. Spatial and temporal variation in plant species diversity of vernal pools. In Jain, S. i Moyle, P. (Eds.). "Vernal pools and intermittent streams". 198-209. Insitute of Ecology Publication, 28. University of California. Davis.
- Holland, R.F. & Jain, S.K. 1988. Vernal Pools. In: Barbour, M.G. i Major, J. (Eds.). "Terrestrial vegetation of California". 515-533. Wiley. New York.
- Keeler-Wolfe, T., Elam, D.R., Lewis, K. & Flint, S.A. 1998. "California vernal pool assessment preliminary report". California Department of Fish and Game. Sacramento, California.
- Keeley, J.E. & Zedler, P.H. 1998. Characterization and global distribution of vernal pools. In: Witham, C.W. (Ed.). "Ecology, conservation and management of vernal pool ecosystems. Proceedings from a 1996 conference". 1-14. California Native Plant Society. Sacramento.
- King, J.L. 1998. Loss of diversity as a consequence of habitat destruction in California vernal pools. In: Witham, C.W. (Ed.). "Ecology, conservation and management of vernal pool ecosystems. Proceedings from a 1996 conference". 119-123. California Native Plant Society. Sacramento.
- Mascaró Passarius, J. 1968. Antiguos depósitos de agua de las Islas Baleares. "Crónica del IX Cong. Nac. Arq." 363-374.
- Pretus, J.Ll. 1990. "Inventari de les zones humides de Menorca". Institut Menorquí d'Estudis. [IN-ÈDIT]
- Rita, J. 1987. *Pilularia minuta Durieu* (Marsilaceae) en las Islas Baleares. "Acta Bot. Malacit.", 12: 249-258.
- Rodríguez, J.J. 1904. "Flórula de Menorca". Imp. Fàbregues. Maó. 198 pp.
- Sáez, Ll. & Fraga, P. 1999. Noves aportacions al coneixement de la flora balear. "Boll. Soc. Hist. Nat. Balears", 42: 85-95.
- Schwartz, S.S. & Jenkins, D.G. 2000. Temporary aquatic habitats: constraints and opportunities. "Aquatic Ecology", 34: 3-8.
- Semlitsch, R. & Bodie, J. 1998. Are small, isolated wetlands expendable? "Conserv. Biol", 12: 1129-1133.
- Smith, D.W. & Verrill, W.L. 1998. Vernal pool-soil-landform relationships in the Central Valley, California. In: Witham, C.W. (Ed.). "Ecology, conservation and management of vernal pool ecosystems. Proceedings from a 1996 conference". 15-23. California Native Plant Society. Sacramento.
- Vendlinski, T. 2000. California's vernal pools: accomplishments and conservation strategies. "Fremontia", 27: 19-27.
- Wacker, M. & Kelly, N.M. 2004. Changes in vernal pool edaphic settings through mitigation at the project and landscape scale. "Wetlands Ecology and Management", 12: 165-178.

- Yavercovski, N., Grillas, P., Paradis, G. & Thiéry, A. 2004. Biodiversité et enjeux de conservation. In: Grillas P., Gauthier, P., Yavercovski, N. & Perennou, P. (Eds.). Les mares temporaires méditerranéennes Volume 1 – Enjeux de conservation, fonctionnement et gestion. 13-19. "Station biologique de la Tour du Valat" Arles.
- Zedler, P.H. 1987. The ecology of southern California vernal pools: a community profile. U.S. Fish and Wildlife Service Biol. Rep. 85 (7.11.). U.S. "Fish and Wildlife Service" Washington D.C.
- Zedler, P.H. & Black, C. 2004. Exotic plant invasions in an endemic-rich habitat: The spread of an introduced Australian grass, *Agrostis avenacea* J.F. Gmel., in California vernal pools. "Austral Ecology, 29: 537-546".





## ELS AMBIENTS TEMPORANIS DE L'ALBERA (ALT EMPORDÀ, GIRONA)

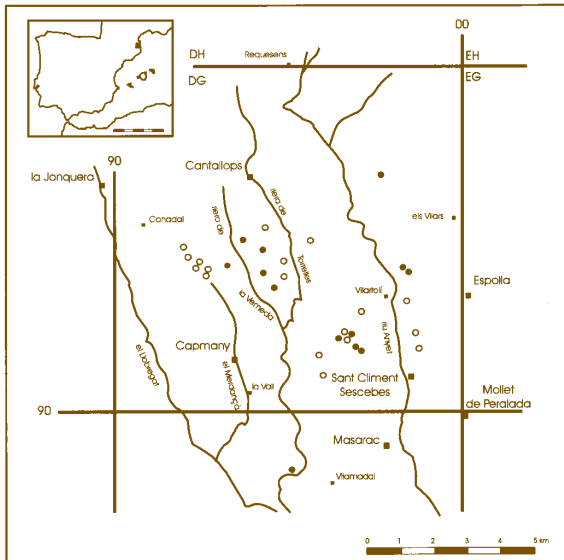
Joan Font García

Grup de Recerca de Flora i Vegetació (Dept. Ciències Ambientals, Universitat de Girona).

### SITUACIÓ GEOGRÀFICA I CARACTERÍSTIQUES DEL MEDI FÍSIC

Les basses de l'Albera són un conjunt d'espais humits localitzats al peudemont occidental de la serra de l'Albera, dins de la comarca de l'Alt Empordà, que pertanyen administrativament als municipis de la Jonquera, Cantallops, Sant Climent Sescebes i Masarac dins dels quadrats UTM 31TDG99 i DG98 (Figura 1). Les basses de l'Albera se situen en un altiplà d'extensió considerable, on la baixa oscil·lació altitudinal (entre 90 i 180 m s.n.m.) provoca un escàs drenatge de l'aigua de pluja, afavorint la formació d'un conjunt de zones humides de caràcter temporal o semipermanent, on apareixen poblaments vegetals higròfils de gran interès ecològic i paisatgístic que contrasten amb les brolles mediterrànies, a vegades arbrades, circumdants.

Els materials litològics dominants corresponen a granits i esquistos (Figura 2), de caràcter impermeable. Algunes de les basses que apareixen sobre els materials prehercinians, com les dels Torlits, presenten cubetes molt poc profundes que s'assequen just a l'entrada de la primavera i un sediment llimós on creixen algunes espècies particulars com *Crassula vaillantii* (Willd.) Roth, *Lythrum thymifolia* L. o *Lotus conimbricensis* Brot.. En aquests casos, la formació de les depressions sembla estar associada a surgències hidrotermals actualment inactives de les quals els estanys haurien pres la seva morfologia circular. Aquestes surgències termals haurien afavorit la dissolució dels materials geològics fins a formar una cubeta impermeable que s'omple exclusivament amb aigua de pluja. La resta de les depressions situades sobre materials granítics impermeables s'haurien originat pels moviments tectònics associats al sistema de falles locals. El clima és clarament mediterrani, amb hiverns suaus i estius secs, però amb dos màxims pluviomètrics equinoccials, és a dir, amb pluges importants tant a la tardor com a la primavera que permeten la inundació del terreny els mesos preestivals.



**Figura 1.** Localització i distribució geogràfica dels estanys i prats humits del peudemont de la serra de l'Albera. Els punts negres indiquen les basses on es fan poblaments d'isòets.



## TIPOLOGIA DE LES BASSES

L'interval de variació de la superfície pel conjunt de basses de l'Albera es troba entre les més de cinc hectàrees de l'estany Gros de Canadal (la Jonquera) i els aproximadament 25 m<sup>2</sup> de la bassa del serrat de les Garrigues (Sant Climent Sescebes). La fondària no sol superar els 150 centímetres en els llocs profunds de les cubetes, tot i que existeixen pous o depressions artificials, com en el cas de l'estany de la Rajoleria, que augmenten la fondària mitjana de la cubeta però que alhora serveixen de refugi a alguns hidròfits com *Elatine alsinastrum* L. o *Myriophyllum alterniflorum* DC. in Lam. et DC..

A les basses de l'Albera, igual que en d'altres zones on trobem masses d'aigua de petites dimensions, hi ha una manca d'estudis hidrològics aprofundits que permetin determinar la seva gènesi i funcionament, especialment pel que fa a les relacions entre aigües superficials i subterrànies. Aquest fet ha portat a optar per la tipificació d'aquests ambients considerant paràmetres de tipus ambiental, com la periodicitat, la mineralització i la terbolesa, que depenen tant de factors abiòtics generals (climàtics i geològics) com morfomètrics (fondària de la cubeta i tipus de drenatge). Alonso & Comelles (1983, 1984) han utilitzat i aplicat els criteris esmentats per a la classificació dels ambients humits temporanis a la península Ibèrica.

Seguint aquesta metodologia, les basses de l'Albera podrien incloure's en dues grans categories:

1) **Els ambients semipermanents i d'aigües semiterboles**, caracteritzats per la presència d'aigua al llarg de l'any (tot i que poden assecar-se completament durant el període estival) i l'existència de terbolesa a causa de les partícules en suspensió que no arriben a impedir el pas de la llum fins al fons. En el cas de l'Albera, la terbolesa de les aigües és conseqüència de l'elevada quantitat de substàncies húmiques existents en dissolució. Tot i que no podem parlar d'hidròfits indicadors d'aigües tèrboles, sí que hi ha espècies que presenten diferents graus de tolerància enfront d'aquest factor, que pot anar associat a interaccions hidrogeoquímiques, la qual cosa afavoreix la presència d'algunes espècies, com és el cas d'*Utricularia australis*. En aquest primer grup d'ambients hi pertanyen els que designem com a estanys. Són espais de certa grandària que, pel seu volum, es mantenen inundats durant tot l'any, excepte els anys de sequera, moment en què els sediments d'origen lacustre (Fleta in Cirés *et al.* 1995) poden conservar un elevat grau d'humitat. Aquest caràcter semipermanent és el que ha permès el desenvolupament de canyissars i balcars; en alguns casos, la proliferació d'aquests grans helòfits condiciona una més ràpida dessecació a causa de l'augment de l'evapotranspiració. En aquestes llacunes les cubetes poden haver patit modificacions a causa de l'explotació d'argila i torba, com és el cas dels estanys dels Torlits, o bé s'hi han construït pous per disposar d'aigua a l'estiu, com a l'estany Gros de Canadal. La construcció de canals de desguàs, anomenats per la gent del país recs d'escorro, facilitaven la derivació de l'aigua acumulada i impedièn que els estanys sobreixissin a les èpoques de fortes pluges, tot i que actualment la seva conservació és molt limitada o fins i tot nul·la.

2) **Els ambients típicament temporanis o d'inundació periòdica** i d'aigües transparents. Corresponen a les basses que es troben aïllades o properes als estanys. Aquests ambients presenten un marcat caràcter estacional i es caracteritzen per la completa dessecació, pel cap baix, a l'estiu (Figura 3). L'ompliment i la dessecació es produeixen anualment de forma més o menys regular a la mateixes èpoques en cadascun d'aquests indrets. Aquestes basses resulten ser els llocs més interessants botànicament, tot i que han estat els espais del territori amb un coneixement previ més limitat. Aquests ambients són òptims per al desenvolupament de les comunitats terofítiques

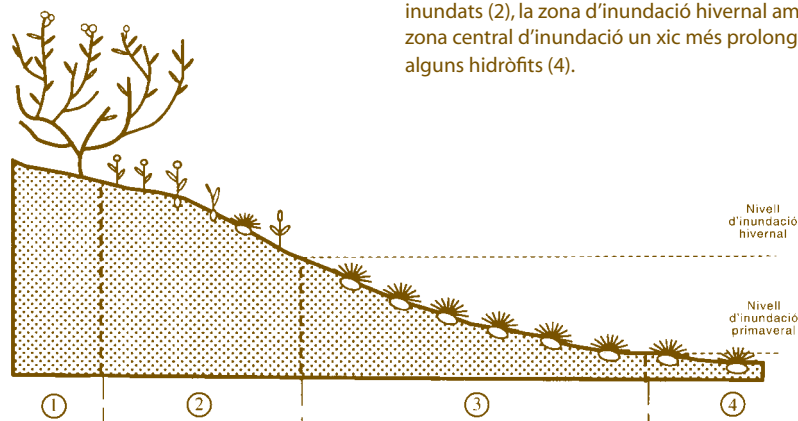
humides, corresponents a l'aliança *Isoetion* i les jonqueres d'eleocaris (*Glycerio-Sparganion*). La singularitat biològica d'aquests ambients temporanis ve donada tant per la seva riquesa com per la seva singularitat respecte als territoris veïns. En aquest sentit, al conjunt de les basses de l'Albera trobem l'única localitat ibèrica de *Polygonum romanum* Jacq. subsp. *galicum* (Raffaelli) Raffaelli et Villar (Font et al. 1997) i la única localitat catalana per quasi una desena de tàxons de la flora vascular: *Ranunculus nodiflorus* L., *Marsilea strigosa* Willd., *Cardamine parviflora* L., *Elatine bronchonii* Clav., *Isoetes velatum* A. Br., *Isoetes setaceum* Lam., *Elatine alsinastrum* L., *Potamogeton gramineus* L. i *Juncus heterophyllus* Duf.. Així mateix, a les jonqueres acidòfiles trobem algunes plantes pròpies de les torberes de l'alta muntanya com *Agrostis canina* L. i *Veronica scutellata* L., mentre que als prats de dall les plantes més singulars serien *Scorzonera humilis* L. i *Carum verticillatum* (L.) Koch.

### USOS DEL TERRITORI I AMENACES

Els usos del territori són fonamentalment agrícoles, basats fonamentalment en el conreu de la vinya i l'olivera, i en menor grau ramaders amb explotacions de vacum cada cop més concentrades i que reben la visita de ramats transhumants entre mitjans de tardor i finals de primavera. Paral·lelament, existeix una de les darreres bases militars de Catalunya amb una extensa zona de maniobres.

Les principals amenaces corresponen als canvis en els usos actuals del territori: per una part, la intensificació de les activitats militars, per altra, l'abandonament de les activitats agrícoles tradicionals. Paral·lelament, hi ha hagut un augment de la pressió ramadera amb efectes negatius pel que fa al manteniment dels prats de dall, transformats en pastures intensives, però que, per altra part, ha permès l'obertura dels canyissars que dominaven alguns indrets com els estanys de Canadal, però també ha afavorit algunes espècies més ruderals i, en algun cas foranes, com *Bidens frondosa* L..

**Figura 3.** Catena de vegetació d'una bassa temporal mediterrània. Els sectors diferenciats corresponen a: la zona de brolla perimetral (1), la zona dels pradells subhumits no inundats (2), la zona d'inundació hivernal amb isòets (3) i la zona central d'inundació un xic més prolongada on s'hi fan alguns hidròfits (4).



### PROTECCIÓ LEGAL DE L'ESPAI

La protecció d'aquestes zones humides s'inicia amb la inclusió al PEIN (Pla d'Espais d'Interès Natural de Catalunya) [1992] dels anomenats "Estanys de la Jonquera", un espai relativament ben conegut però amb escassa representació d'ambients estrictament temporanis. Aquesta protecció obeeix únicament a aspectes hidrològics i no es feia esment de cap tàxon vegetal o animal en els annexos corresponents. Posteriorment s'elaborà l'Inventari de Zones Humides [1998] en el qual es tenen en compte la resta de zones humides del territori però amb una limitada capacitat legal. Finalment, el nou marc de protecció que s'obre amb el projecte de Decret de creació del Catàleg de Flora amenaçada autòctona de Catalunya i la proposta catalana a la Xarxa Natura 2000 fa pensar en la possibilitat d'aplicar mesures mínimes de protecció d'alguns tàxons i la gestió dels hàbitats més singulars com els poblaments d'isòets i les comunitats d'hidròfits. Cal dir que la manca de protecció legal no sembla haver afectat, fins fa ben poc, la conservació d'aquests ambients, tot i que són necessàries mesures mínimes de protecció d'alguns tàxons i la gestió tant pel que fa a la qualitat de l'aigua com a la circulació de vehicles.

### PROPOSTES DE GESTIÓ

La fragmentació dels hàbitats temporanis i la seva vulnerabilitat a causa de la seva petita superfície i la pròpia estacionalitat són aspectes a tenir en compte en la seva conservació i gestió. A banda d'evitar els efectes directes sobre les comunitats vegetals i animals cal tenir en compte l'efecte de les activitats que es desenvolupen en la conques de drenatge. La connectivitat entre les basses no únicament és important per a la fauna, principalment per als amfibis, sinó també per a la flora, que utilitza la mobilitat dels animals per disseminar les seves llavors o espores evitant així els fenòmens d'extinció inevitables en aquestes casos.

Seria necessari difondre els valors d'aquests espais entre els responsables dels usos actuals del territori, principalment pels que es consideren més agressius. Caldria recomanar la creació de programes de seguiment de la qualitat fisicoquímica de l'aigua, del funcionament dels hidropèriodes i de monitoratge de les comunitats animals i vegetals. També caldria Iniciar programes de conservació *ex situ* dels tàxons més amenaçats i singulars, quantificant la diversitat genètica de les poblacions existents.

### BIBLIOGRAFIA

- Alonso, M. & Comelles, M. 1983. Criterios básicos para la clasificación limnológica de las masas continentales de pequeño volumen de España. "Actas 1er Congr. Español de Limnología". pàgs. 35-42. Barcelona.
- Alonso, M. & Comelles, M. 1984. A preliminary grouping of the small epicontinental water bodies in Spain and distribution of Crustacea and Charophyta. "Verh. Internat. Verein. Limnol.", 22: 1699-1703.
- Boix, D. 2002. Aportació al coneixement de la distribució d'anostracis i notostracis (Crustacea: Branchiopoda) als Països Catalans. "Butll. Inst. Catalana Hist. Nat." 70: 55-71.
- Casas de Puig, C., Cros, R.M., Brugués, M., Sérgio, C. & Font, J. 1998. Els briòfits de les basses de l'Albera, Alt Empordà. "Butll. Inst. Catalana Hist. Nat." 66: 73-80.
- Cirés, J., Morales, V., Liesa, M., Carreras, J., Escuer, J. & Pujadas, J. 1994. "Mapa Geològic de España". Escala 1:50.000 La Jonquera. Instituto Tecnológico Geominero de España. 53 pp. Madrid.
- Clavero, P., Martín Vide, J. & Raso Nadal, J.M. 1996. "Atlas climàtic de Catalunya. Termopluviometria". Generalitat de Catalunya (Departament de Política Territorial i Obres Públiques), Institut Cartogràfic de Catalunya i Departament de Medi Ambient, Barcelona.
- Font, J., Vilar, L. & Villar, L. 1997. *Polygonum romanun Jacq. subsp. gallicum* (Raffaelli) Raffaelli &

Villar (Polygonaceae) en el Ampudán (Gerona) In: Notulae taxonomicae, chorologicae, nomenclaturales, bibliographicae aut philologicae in opus Flora iberica intendentes. "Anales del Jardín Botánico de Madrid" 55: 189-190.

- Margalef-Mir, R. 1981. "Distribución de los macrófitos de las aguas dulces y salobres del E y NE de España y dependencia de la composición química del agua". Edit. Juan March, Madrid.

Ribera, I. & Aguilera, P. 1996. Els estanys de Capmany: the missing spanish pingo (or palsa) fens? [and is there interesting life on Mars?]. "Latissimus" 7: 2-6.

- Ribera, I., Isart, J. & Régil, J.A. 1994. "Coleópteros acuáticos de los estanys de Capmany (Girona)": Hydradephaga. SCIENTIA gerundensis 20: 17-34.







## **RESTAURACIÓN, CONSERVACIÓN Y GESTIÓN DE LA LAGUNA DE GALLOCANTA (ReCoGeSAL)**

**Ricardo Sorando**

Asociación de Guías de la Laguna de Gallocanta, Plaza Mayor s/n. Las Cuerlas. 50373 Zaragoza. España; Tel.: 34-976-803096 (E-mail:aglarecogosal@hotmail.com; www.recogosal.org).

### **ÍNDICE**

#### **SECCIÓN 1: INTRODUCCIÓN**

Contexto del proyecto.

Resumen de los principales problemas de conservación de que se ocupa el proyecto.

Objetivos del proyecto.

Acciones a realizar para alcanzar estos objetivos.

#### **SECCIÓN 2: METODOLOGÍA**

Redacción de proyectos técnicos.

Compra/Arrendamiento de tierras.

Recuperación y restauración de prados salinos y humedales temporales.

Gestión y seguimiento de los humedales restaurados.

Sensibilización del público y divulgación de resultados.

#### **SECCIÓN 3: ACTUACIONES DE RESTAURACIÓN Y RECUPERACIÓN AMBIENTAL DEL PROYECTO LIFE "ReCoGeSAL"**

Control y seguimiento de las actuaciones.

Compra de tierras de prados salinos.

Cesión de terrenos.

Compra de terrenos para la restauración de humedales temporales.

Recuperación y restauración de prados salinos.

Restauración del humedal de La Reguera y Prado de Las Cuerlas.

Restauración de humedales temporales.

Actuaciones preparatorias: Redacción de los proyectos técnicos de restauración y recuperación de prados salinos, Humedal de la Reguera y humedales temporales.

#### **SECCIÓN 4: RESULTADO Y DISCUSIÓN**

Éxitos del proyecto.

Fracasos se del proyecto.

Mejoras en la conservación del espacio protegido.

Efectos demostrativos y valor añadido del Proyecto Life-Naturaleza "ReCoGeSAL"

Efectos socioeconómicos.

Continuidad del proyecto.

## INTRODUCCIÓN

### Contexto del proyecto.

El proyecto LIFE99 NAT/E/006405 "Restauración, Conservación y Gestión de la Laguna de Gallocanta" (ReCoGeSAL) fue solicitado por la Asociación de Guías de la Laguna de Gallocanta (AGLA), asociación sin ánimo de lucro dedicada al conocimiento y divulgación del Patrimonio cultural, natural y artístico del territorio de la cuenca de Gallocanta y su entorno, y se aprobó por la Unión Europea - Programa Life por el interés en demostrar la posibilidad de restaurar y conservar hábitats de interés comunitario y de gestionarlos integrándolos en el contexto sociocultural.



Figura 1. Imagen de Gallocanta.



Figura 2. Grullas en Gallocanta.

En la laguna de Gallocanta y su entorno hay hábitats de gran interés por su representatividad y su extensión, con numerosas especies vegetales y animales incluidas en listas de las Directivas Europeas sobre especies y espacios de interés. La Laguna de Gallocanta es la laguna salada (atalasohalina) más extensa de España y, probablemente, de Europa. La laguna y su entorno próximo están declarados como Refugio de Fauna Silvestre, zona ZEPA, LIC y figura en la lista de espacios de la Red Natura 2000. Entre los hábitats de interés se encuentran prados salinos mediterráneos y humedales mediterráneos temporales. Y entre las especies las fanerógamas *Puccinellia pungens* y *Lythrum flexuosum*, y numerosas aves. Entre éstas, una gran parte de la población de grulla común europea (*Grus grus*) tiene en la Laguna de Gallocanta, su cuenca y su entorno, un lugar habitual e importante de parada en sus migraciones. El conjunto de la Laguna de Gallocanta y su cuenca constituye una unidad funcional, regulada fundamentalmente por las variaciones hidrológicas, y éstas, a su vez, por una variabilidad climática con una fuerte componente interanual, por existir una teleconexión climática con el fenómeno ENSO (El Niño Southern Oscillation) del Pacífico la cual, junto con otras influencias climáticas, somete a la cuenca de la Laguna a variaciones interanuales extremas de sequía y lluvia, que constituyen la esencia de sus características ecológicas.

Figura 4 . Imagenes de Gallocanta.



Figura 5 . Imagenes de Gallocanta.



La Laguna de Gallocanta y su entorno próximo han sido objeto de gestión por las autoridades competentes desde hace 30 años. Pero, aún existiendo las figuras de protección mencionadas, no se ha avanzado significativamente en una práctica consistente que asegure la conservación de los recursos naturales ni en la integración de la conservación de la naturaleza en el desarrollo socioeconómico de la zona, como muestran algunos indicadores: emigración constante de población humana, envejecimiento y falta de aumento de la cualificación técnica de la población remanente, impactos ambientales en hábitats de interés comunitario de la laguna y su entorno, sucesivos conflictos de carácter jurídico y administrativo relacionados con el medio ambiente, fracasos en la realización y aprobación del Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (dependiente del Gobierno Autónomo regional) y del deslinde del Dominio Público Hidráulico (dependiente del Ministerio de Medio Ambiente).

La realización del Proyecto Life-Naturaleza "ReCoGeSAL" por AGLA, con la financiación del propio Programa Life (Proyecto nº LIFE99 NAT/E/006405), la Diputación General de Aragón-Departamento de Medio Ambiente (Dirección General del Medio Natural), la Caja de Ahorros Ibercaja, y la colaboración del Ayuntamiento de Las Cuerlas (Zaragoza), es un ejemplo para demostrar con acciones las posibilidades de la restauración y conservación de hábitats de interés comunitario y su integración en el contexto sociocultural.



**Figura 6.** Mapa de distribución de parcelas del proyecto Life.

**Principales problemas de conservación de que se ocupa el proyecto.**

Físicos:

- Disminución de la extensión y degradación de la estructura de prados salinos y humedales temporales por efecto de usos agrícolas extensivos, persistencia de condiciones climáticas adversas (sequía) y abstracción de aguas subterráneas.
- Pérdida de funcionalidad y representatividad de los mismos hábitats por afección de situaciones extremas de sequía.

De actitud de la población y de las Administraciones gestoras:

- Falta de confianza de la población humana local en las actividades de conservación y gestión ambiental, y escasa disposición a facilitar y participar en estas actividades.
- Falta de definición y de decisión de las Administraciones competentes, respecto a deberes pendientes desde hace décadas (Plan de Ordenación de Recursos y Gestión, Deslinde del Dominio Público Hidráulico).

**Objetivos del proyecto.**

- Conservar, mejorando cuantitativa y cualitativamente, y establecer las bases para la gestión de:
  - Prados salinos mediterráneos (código 15.15 de la Directiva Hábitats) de las orillas de la Laguna de Gallocanta que han sido alterados por perturbaciones climáticas y antropogénicas.
  - Humedales de agua dulce, salobre y salina en las orillas de la Laguna de Gallocanta que pierden gran parte de su biodiversidad durante prolongadas sequías y en sinergia con actividades antropogénicas.
  - Humedales temporales (código 22.34 de la Directiva Hábitats) distribuidos por las proximidades de la Laguna de Gallocanta en el espacio de interés comunitario para recuperar sus márgenes degradados y contribuir a su propia diversidad y a la ecodiversidad del conjunto de la cuenca y a la función conectiva que tienen estos ecosistemas del agua superficial y subterránea y de la flora y la fauna.
- Demostrar el potencial de la conservación de estos hábitats y de su gestión con este fin como contribución a la integración en el contexto sociocultural.

**Acciones a realizadas para alcanzar los objetivos.**

- Acciones de información y deliberación con la población local y administraciones competentes, compra o acuerdos de cesión de terrenos, y elaboración de proyectos técnicos.
- Compra, restauración y conservación de 31,50 ha de prados salinos en zonas marginales de la Laguna mediante limpieza selectiva de vegetación ajena al hábitat, preparación de terreno (granulometría, humedad y nutrientes adecuados, microtopografía) y plantación selectiva adecuada al hábitat, a partir de vivero establecido ad hoc y control de la vegetación restaurada. Son zonas que fueron denudadas de su vegetación al dedicarse a usos agrícolas de gran intensidad y habían perdido capacidad de amortiguamiento frente a la erosión y riqueza paisajística
- Conservación de la funcionalidad hídrica y del mosaico de ambientes (desde agua dulce a hipersalina) mediante la restauración de parte (10 ha) de la mayor zona inundable de las orillas de la Laguna de Gallocanta, en las proximidades e la acequia de La Reguera (Las Cuerlas), mejorando la calidad del agua de inundación mediante el mismo humedal restaurado, establecido por nivelación de terreno, irrigación y preparación de suelo y plantación selectiva adecuada al mosaico de vegetación correspondiente al gradiente de agua dulce – salada.
- Compra, recuperación y conservación de 13,54 has de humedales temporales mediante extracción de elementos ajenos (artificiales y naturales) nivelación o protección por variación topográ-

fica de los márgenes, plantación en los márgenes por especies correspondientes al hábitat.

- Informar y preparar a habitantes de la zona para responsabilizarse y ser partícipes de la gestión de la Laguna y su cuenca. Difusión de las acciones y resultados en el ámbito local, nacional e internacional.

### Resultados esperados

- Incremento significativo y persistencia en buen estado de conservación, del área ocupada por hábitats de interés prioritario para la UE, no incluidas en catálogos oficiales de propiedad pública, con incorporación de su propiedad a los participantes en el proyecto y con condición de dedicación a la conservación de la naturaleza.

- Regeneración hídrica y estructural (física y biológica) de las zonas peri lagunares y humedales temporales principales de descarga de aguas superficiales y subterráneas.

- Revalorización del conjunto paisajístico: creación de espacios representativos de hábitats desaparecidos en el área objeto del proyecto (vegetación perilagunar, matorrales y humedales a modo de conectadores ecológicos).

- Preparación cultural de la población local para la conservación de espacios naturales y difusión ordenada de la Laguna de Gallocanta como atracción de usos alternativos en la zona.

- Establecimiento de itinerarios de la naturaleza de carácter educativo con sus respectivos folletos – guía.

## METODOLOGÍA

### Redacción de proyectos técnicos.

- Redacción del proyecto técnico de recuperación de prados salinos.

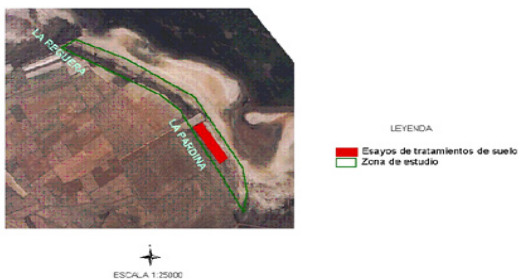
- Redacción del proyecto técnico de restauración del Prado de Las Cuerlas y humedal de La Reguera.

- Redacción del proyecto técnico de restauración de humedales temporales.

Estas acciones han proporcionado conocimiento y experiencia sobre los hábitats objeto del Proyecto para su restauración y gestión posterior, aunque hay aspectos específicos (germinación de semillas, efectos de salinidad y disponibilidad de agua en crecimiento y supervivencia de individuos, efectos de pastoreo) que requerirían trabajos de investigación ad hoc.

- Información y deliberación con los municipios cercanos a la Laguna y búsqueda de tierras para su compra.

#### ZONA DE ESTUDIO. LA REGUERA - LA PARDINA. LAS CUERLAS (ZARAGOZA)



**Figura 7.**  
Zona de estudio.

### Compra/Arrendamiento de tierras:

El Proyecto LIFE "ReCoGeSAL" tuvo ofertas de venta de terrenos con más extensión en conjunto que la presentada en la solicitud. Interpretamos este hecho de la siguiente manera:

- La opinión existente antes de iniciar el proyecto de la poca disposición de los habitantes locales a la venta de terrenos de interés para la conservación y para el Proyecto estaba infundada. La escasa disposición de la población local a la venta de terrenos para conservación estaba mediada por un número escaso de habitantes con otros intereses.

- Existe un amplio sector de la población -propietarios de terrenos- con disposición a vender fincas en zonas de interés comunitario y a hacerlo al Programa Life "ReCoGeSAL". De manera que la extensión de terrenos que se podría adquirir con los mismos fines que el Proyecto sería mayor, si la disponibilidad presupuestaria también lo fuera.

No obstante, la distribución espacial de los terrenos adquiridos, aunque queda dentro de los lugares potenciales señalados en la solicitud del Proyecto, no es para todas las parcelas, la primera opción que se hubiera deseado como óptima para la realización del Proyecto.



**Figuras 8, 9 y 10.** Finca de la "Pardina". Evolución de los ensayos de tratamientos de suelo de prados salinos. Años 2.001, 2.003 y 2.005, respectivamente.

- Compra de tierras para prados salinos: en total fueron 33,6855 has.
  - Cesión de terrenos: Se inician las conversaciones con el Ayuntamiento de Las Cuerlas en Febrero del 2000 y se finaliza el acuerdo, en noviembre de 2000, firmando un convenio de colaboración entre el Ayuntamiento de Las Cuerlas y AGLA para la cesión y posterior restauración de 10 ha de la zona sur del Prado de Las Cuerlas y el humedal de La Reguera.
  - Compra de tierras para humedales temporales: en total se compraron 13,6364 has.
- Con estas acciones se ha producido un efecto desencadenante de apertura de la gente, en general, a la venta de terrenos y a la colaboración en Proyectos de conservación.

### Recuperación y restauración de prados salinos y humedales temporales.

- Restauración de prados salinos en las fincas adquiridas para este fin.
- Restauración de humedal del Prado de Las Cuerlas.
- Restauración de humedales temporales en las fincas adquiridas para este fin. Además, se realizaron los siguientes trabajos de restauración de los arroyos afluentes a la Laguna de Gallo-canta:
  - Año 2000: restauración del arroyo de Santed.
  - Año 2001: restauración de la acequia madre de Tornos.
  - Año 2002: restauración de la Rambla de los Pozuelos de Bello.
  - Año 2003: restauración de las parcelas de humedales temporales.

**Gestión y seguimiento de los humedales restaurados.**

- Conservación y control de los prados salinos recuperados: trabajos de mejora física y de seguimiento de los prados salinos para comprobar el alcance de la restauración. Una vez realizados los trabajos de restauración y recuperación de prados salinos (2.3.1) se inició el seguimiento y control de la evolución de la vegetación (mediante visitas periódicas con toma de datos de cobertura y especies presentes) y del suelo (con análisis periódicos de los parámetros físico-químicos más representativos).
- Gestión y seguimiento del humedal del Prado de Las Cuerlas restaurado: seguimiento del humedal restaurado del Prado de Las Cuerlas, mediante el análisis de agua y de sedimento, para comparar las características de ambos parámetros con las condiciones anteriores y la replantación de vegetación en las orillas de las balsas restauradas.
- Control y seguimiento de los humedales temporales restaurados, revisando las actuaciones de restauración realizadas de mejora de la microtopografía del suelo, nivelación y plantaciones de zonas sin vegetación. Los trabajos llevados a cabo en esta acción son similares a los de la acción D1, exceptuando la escala temporal ya que los terrenos de humedales temporales se compraron con

**Sensibilización del público y divulgación de resultados.**

- Comunicaciones en prensa y televisión:
- Visitas guiadas y celebración del día Mundial de los Humedales.
- Organización de conferencias e intercambios de experiencias entre los equipos de Proyectos LIFE.
- Producción de folletos y audiovisual.
- Publicaciones técnicas en revistas especializadas.
- Demarcación y señalización de ocho itinerarios de la naturaleza:

**ACTUACIONES DE RESTAURACIÓN Y RECUPERACIÓN AMBIENTAL DEL PROYECTO LIFE "ReCoGeSAL"****Actuaciones preparatorias: Redacción de los proyectos técnicos de restauración y recuperación de prados salinos, Humedal de la Reguera y humedales temporales.**

La metodología seguida para la elaboración de estos proyectos fue la siguiente:

## • Consulta bibliográfica

En una primera fase se recopiló documentación e información de la Laguna de Gallocanta y de los procesos clave que determinan el funcionamiento del ecosistema de los prados salinos (salinidad y disponibilidad hídrica), Humedal de la Reguera y humedales temporales de la Laguna de Gallocanta.

## • Trabajos de campo:

- Estudio e inventariado de las parcelas de trabajo: Se procedió a realizar trabajos de campo en las parcelas del proyecto para analizar y estudiar las variables ambientales, principalmente suelo y vegetación. Las parcelas del proyecto se agruparon en tres grupos. Las parcelas de cada grupo presentaban características similares entre sí y diferentes de las parcelas de los otros grupos.
- Selección de zonas de referencia o control: Se seleccionaron tres zonas de prado salino bien conservado como referencia para establecer el potencial de las parcelas de proyecto. Cada zona de prado salino hace de referencia a una de las tres agrupaciones de parcelas del proyecto establecidas. En estas zonas de referencia se realizaron los mismos trabajos de campo que en las parcelas del proyecto para analizar y conocer las variables ambientales,

principalmente suelo y vegetación.

- Comparación de los resultados de los trabajos de campo entre las parcelas del proyecto y las zonas de referencia:

Se compararon los resultados obtenidos en los trabajos de campo entre las parcelas del proyecto y las zonas de referencia y se determinaron las alteraciones producidas y el estado de alteración/conservación de las parcelas adquiridas.

- Definición de actuaciones para la restauración:

Las actuaciones definidas para la restauración de las distintas parcelas de prados salinos adquiridas en este Proyecto se asignaron sobre la base de las condiciones de partida de las parcelas y a la experiencia de trabajos experimentales previos. Algunos de estos trabajos se realizaron en una de estas parcelas y pueden observarse en el terreno.

### **Compra de tierras de prados salinos.**

Durante el primer año de proyecto esta actividad fue la más laboriosa tanto en tiempo como en esfuerzo invertido, principalmente por estos motivos:

- Convencimiento a la población para participación directa o indirecta en el proyecto.
- Contacto con propietarios de los terrenos y negociación de compra o cesión.
- Tramitación y formalización de las escrituras de los terrenos comprados.

Para llevar a cabo esta acción se mantuvieron las siguientes normas generales:

- Una vez establecido contacto con el posible vendedor y comprobado su firme interés, se le informaba del objetivo de la compra del Proyecto LIFE "ReCoGeSAL" y del Programa LIFE/UE,
- Se mantuvo el mismo precio de compra de principio a fin para cada acción de compra-venta
- Se mantuvo informado al vendedor y se le enviaban todas las publicaciones relacionadas con el Proyecto.
- Por las facilidades dadas para la compra y por su valor agrícola, se consideró conveniente comprar algunas las parcelas situadas fuera de espacio protegido oficial, para ser permutadas posteriormente por parcelas correspondientes a hábitat de humedales temporales situadas dentro del espacio protegido oficial.
- La totalidad de las parcelas compradas para esta actividad están dentro del área del hábitat de prados salinos, en la orilla de la Laguna de Gallocanta. La mayoría de ellas tuvo un uso agrícola antes del Proyecto LIFE.

### **Cesión de terrenos.**

El Ayuntamiento de Las Cuerlas (término municipal donde se halla el Prado y Humedal de La Reguera) y la Asociación de Guías de la Laguna de Gallocanta firmaron un convenio de colaboración, el dos de noviembre de 2001 para la restauración, conservación y gestión de 10 ha. de humedal con un gradiente de salinidad (dulce-salado) y un mosaico de vegetación (de humedad de descarga subterránea de agua dulce a humedal salino de inundación temporal).

El Ayuntamiento de Las Cuerlas y AGLA siguen con el acuerdo de gestionar este espacio para su conservación como espacio natural y han realizado varias solicitudes de ayudas para su gestión, en este sentido y para fines educativos y recreativos, aprovechando la infraestructura que deja el Proyecto LIFE "ReCoGeSAL" (itinerarios de la naturaleza) y el conocimiento de la zona y de su gestión.

### **Compra de terrenos para la restauración de humedales temporales.**

Durante los años 2000, 2001 se realizó la actividad de compra de parcelas de humedales temporales, siguiendo su realización durante los años 2002-2003 según el requerimiento del Programa LIFE-UE de mejorar esta Acción. El proceso seguido fue similar al de los prados salinos (3.2)



Respecto a las parcelas compradas fuera del refugio se permutaron, en marzo de 2003, por parcelas de zonas de humedales temporales.



Figura 11. Trabajos de recuperación de balsa.



Figura 12 y 13. Relleno y acondicionamiento de drenajes.



Figura 14 y 15. Relleno y acondicionamiento de drenajes.

### Recuperación y restauración de prados salinos.

Desde el 2.001 se han venido realizando varios de ensayos de restauración de suelos de prados salinos con el objetivo de conocer la acción de restauración más eficiente para recuperar la vegetación de este tipo de hábitat ante diferentes pruebas de restauración, en las que se modificaban aquellos factores edáficos de los prados salinos, próximos a las orillas de la Laguna

de Gallocanta, que afectan al desarrollo natural de la vegetación y que habían sido alterados por las prácticas agrícolas. Los ensayos consistían en probar diversas técnicas de manejo del suelo y estudiar y analizar su evolución. La diferencia entre ambas pruebas radicaba en la escala especial. En el primero de los trabajos se realizó a pequeña escala (cuadrados de 3x3 m) y de forma manual. En el segundo, la escala era mayor (fajas de 5x50 m) y las tareas se llevaron a cabo con maquinaria agrícola. Los resultados obtenidos marcaron las directrices a seguir en el total de las parcelas adquiridas para recuperar prados salinos y especialmente, de la especie *Puccinellia pungens*. El objetivo de estos ensayos era iniciar la restauración y saber la eficiencia de distintas actuaciones potenciales de restauración sobre la recuperación de la vegetación de prados salinos y, para ello era preciso conocer la secuencia temporal de colonización de las especies vegetales y la capacidad colonizadora de *Puccinellia pungens*. Los resultados obtenidos se han utilizado como herramienta de apoyo a la hora de llevar a la práctica a escala de todo el proyecto las actuaciones concretas a realizar en los terrenos destinados a su recuperación como hábitat de prado salino.

Los trabajos de los distintos ensayos de suelo se realizaron en la parte N-NE de la parcela 5-2009, del Término Municipal de Las Cuerlas, zona denominada "La Pardina". Esta finca es propiedad de AGLA y fue abandonada del uso agrícola el año 2000. Está en la misma orilla de la Laguna de Gallocanta y la franja intermedia está ocupada por vegetación de prado salino.

Los primeros resultados mostraron que la vegetación de prado salino vive en condiciones ambientales de crecimiento muy limitantes y cualquier actuación que mejore dichas condiciones (abonado, cambio de textura, etc...) favorece la presencia de otro tipo de vegetación (nitrófila y ruderal) más competitiva en ambientes favorables. Por ello, los trabajos de recuperación, restauración y conservación de las parcelas de prado salino han sido poco intensos, limitándose a envolver la rastrojera o los restos de cosecha con tractor-cultivador y a nivelar, posteriormente, el suelo con tractor-rodillo. Estos trabajos comenzaron a realizarse en enero de 2000 y se han prolongado hasta mediados de 2001, cuando ya se tuvo la totalidad de terrenos destinados a esta acción.



**Figuras 16, 17 y 18.** Drenaje y balsa del Prado de Las Cuerlas y humedal de la Reguera tras los trabajos de restauración.

### **Restauración del humedal de La Reguera y Prado de Las Cuerlas.**

A mediados del año 2002, se llevaron a cabo las obras de restauración del humedal del Prado de Las Cuerlas siguiendo las directrices establecidas en el proyecto técnico elaborado para esta actuación. Las personas contratadas para efectuar las obras fueron agricultores de los municipios de Las Cuerlas y Santed, municipios cercanos a la zona de Proyecto y para los trabajos con maquinaria pesada se contrataron los servicios de dos empresas de la zona. El trabajo de los agricultores consistió en la preparación del terreno y traslado de la capa vegetal. Las obras comenzaron el 2 de julio de 2002 y se prolongaron septiembre y octubre de ese mismo año.

Como se explica en el Proyecto Técnico, el objetivo de la restauración fue reducir la profundidad de los drenajes artificiales que rodean todo el humedal de la Reguera y el Prado de Las Cuerlas, excavados en los años 60, para ganar humedad en el suelo del humedal y recuperar dos balsas temporales que fueron eliminadas, también, hace tiempo con la desecación del humedal el año 1969.

En primer lugar, se hicieron los trabajos de limpieza de la acequia de circunvalación que drena el prado. Para ello se utilizó una retroexcavadora y dos remolques. La retro extrajo el sedimento y detritus y vegetación nitrófila acumulados en el drenaje y los remolques lo trasladaron a la parcela conocida como La Pardina (propiedad de AGLA). Cada cien metros, aproximadamente, se dejó intacta una franja de 15 metros donde todavía existía vegetación de humedal (varias especies de juncos).

Después, se actuó en el campo de cultivo abandonado, que antiguamente era un humedal de agua dulce permanente. Primero se marcaron las zonas a rebajar para la recuperación de antiguas balsas que existían antes de la desecación del humedal. Con un tractor se labró el suelo, levantándolo 15 centímetros, de modo que, la primera capa vegetal fue trasladada a otra finca del proyecto. A continuación, con retroexcavadora se excavaron las balsas. Se empezó por la balsa situada más al este. Esta balsa aprovecha la unión entre la acequia que circunvala el prado y la acequia principal de desagüe del pueblo de Las Cuerlas para hacer su zona central y más profunda (40 cm.). A medida que nos alejamos de la zona central la profundidad disminuye a 20 cm. y posteriormente el nivel se queda a ras del resto del campo. La tierra extraída de la excavación de las balsas sirvió para rellenar el drenaje hasta la mitad, de manera que no fuese tan profundo y pueda subir el nivel freático del campo y aumentar la humedad de todo el conjunto. En un principio estaba previsto rellenar por completo el drenaje pero las autoridades del municipio de Las Cuerlas decidieron rellenarlo hasta la mitad por temor a inundaciones en periodo de lluvias intensas por deficiente drenaje de la acequia principal del pueblo hacia la Laguna de Gallocanta. El sedimento excedente de la excavación de las otras dos balsas fue trasladado a una parcela próxima propiedad del Ayuntamiento de Las Cuerlas. A continuación, se procedió a la excavación de las balsas situadas más al oeste. Estas dos balsas son más pequeñas que la anterior y con una profundidad menor (20 cm.). Las dos balsas están conectadas con las acequias, la situada más al norte está unida a la acequia principal y la situada más al sur, está unida con la acequia que circunvala el prado.

La disposición de las balsas se efectuó según la memoria popular que recordaba la existencia de balsas en este campo de cultivo, aunque desconocemos cuál era su tamaño, si sabemos que hubo una hacia el oeste y otra hacia el este. Además, tras el estudio topográfico, las dos zonas seleccionadas son las más bajas y coinciden con las balsas que existían antes del drenaje. Por último, se procedió a la plantación de especies autóctonas de carrizo, neas, juncos y lirios en los

alrededores de las balsas recuperadas. Los agentes de protección de la naturaleza de la zona han colaborado con diversas plantaciones a lo largo de la acequia de La Reguera, plantando chopos y álamos para intentar hacer una barrera vegetal entre la zona restaurada y el camino). El sábado 10 de mayo, se hizo una jornada de plantación en los alrededores de las balsas restauradas del Prado de Las Cuerlas con la participación de la Asociación de Guías de la Laguna de Gallocanta y la asociación ANSAR – OTUS (asociación para la defensa de la naturaleza de Teruel).

### **Restauración de humedales temporales.**

La mayoría de los terrenos adquiridos para esta actuación son zonas de hábitat de pastizal de agua dulce. También hay terrenos de inundación periódica (anual-bianual). Al igual que en la acción 3.5 de recuperación y restauración de prados salinos, los trabajos realizados fueron de escasa intensidad para evitar alteraciones en el suelo y no favorecer especies vegetales ruderales y nitrófilas. Las labores llevadas a cabo consistieron en envolver la rastrojera o los restos de cosecha con tractor-cultivador y nivelar, posteriormente, el suelo con tractor-rodillo. Incluso, algunas de las parcelas compradas ya presentaban vegetación de pastizal húmedo por lo que no se hizo ningún tipo de labor con maquinaria agrícola, simplemente de conservación.

Antes de la restauración de las parcelas compradas dentro del proyecto Life-Naturaleza “ReCo-GeSAL” para ser restauradas como humedales temporales, se realizó la restauración de algunos tramos de arroyos temporales que aportan agua superficial a la Laguna de Gallocanta. Durante los años 2000, 2001 y 2002 se restauraron, respectivamente, varios tramos de los arroyos de: Santed, Tornos y la Rambla de los Pozuelos de Bello.

Los impactos más comunes de los arroyos de la cuenca de la Laguna de Gallocanta están vinculados a la temporalidad de su carácter y a la falta de conocimiento de la importancia de éstos por parte de la población. La eventualidad de circulación de agua por los arroyos, agravado por la escasez de precipitaciones de los últimos años, hace que la vegetación de los márgenes, incluso del mismo cauce, se terrestre, acumulándose materia orgánica (que puede suponer un freno al flujo de agua, y un aporte de materia orgánica a la Laguna al reiniciarse el flujo). Estas zonas u otras, se utilizaron en el pasado como vertederos de piedras de campos de cultivo al realizar tareas agrícolas, lo cual supone un obstáculo al flujo del agua y al desarrollo de la comunidad vegetal y animal del mismo cauce. Las actuaciones, en los arroyos, consistieron en:

#### 1. Limpieza del cauce:

- Piedras no propias del cauce (fácilmente reconocibles por su mayor tamaño, forma irregular y ubicación desligada del suelo o de otras piedras tipo canto del arroyo).
- Vegetación terrestre crecida en el cauce y márgenes.
- Materiales artificiales (especialmente plásticos, papeles, vidrio, latas y bolsas de basura).

Se procedió con especial cuidado para no alterar el suelo ni variar la posición de las piedras propias del cauce. En algunos lugares en los que se había observado acúmulo de materiales ajenos al arroyo, se extrajeron, para restituir la forma y el flujo potencial del agua y permitir la formación de pozas.

#### 2. Revegetación de los márgenes:

En los márgenes del arroyo de estas zonas señaladas se procedió a la plantación de vegetación propia del lugar, incluyendo esquejes de algunos árboles y arbustos existentes en las proximidades o en el mismo cauce, de forma testimonial, también para testar si tiene éxito.

### 3. Mejora del cauce:

- En los puntos de las zonas de trabajo donde se ensancha el cauce se extrajo sedimento acumulado para crear o agrandar pozas de pequeño tamaño preexistentes.
- Eliminación de barreras artificiales (piedras, ramas) que dificultan el flujo del agua en el cauce. Cuando el cauce estaba afectado por acumulación de sedimentos o por la presencia de huellas de tractor en las proximidades de los caminos agrícolas que lo atraviesan se realizó nivelación de la superficie del cauce.



**Figura 19.** Volteo del suelo y entierro de vegetación nitrófila y ruderal y nivelación del perfil.



**Figura 20.** Plantación de vegetación en humedal temporal.



**Figura 21.** Limpieza de arroyo temporal afluente a la Laguna de Gallocanta.



**Figura 22.** Plantación de vegetación arbórea en orilla de arroyo temporal.

En los meandros se estabilizó el talud de la parte convexa de la curva mediante la utilización de empalizadas de redes de ramas secas de chopo unidas con cuerdas que se acoplarán al talud y se fijarán integrando piedras y tierra por encima. En la parte cóncava de la curva del meandro el terreno se hizo en forma de terrazas, de manera que la margen del arroyo ascienda suave y progresivamente para permitir inundación y, así, crear pozas.

### Control y seguimiento de las actuaciones

Tras los trabajos de recuperación y/o restauración de las zonas objeto de proyecto se procedió al control y seguimiento periódico de las mismas para su observación y vigilancia. Esta actividad, ha permitido observar que en una de las parcelas adquiridas se han observado con frecuencia un grupo de avutardas (de 12 a 25 individuos de *Otis tarda*), lo cual no ocurría anteriormente,

llegando, incluso, a observar que una de las parejas tuvo cría en el año 2.003. Además de esta parcela, hay y otras parcelas del Proyecto que son utilizadas como dormitorio habitual de las grullas durante su estancia en la Laguna de Gallocanta. Es decir, han comenzado a tener querencia por zonas de actuación del proyecto algunas poblaciones de especies interesantes para su conservación.

La gestión periódica ha consistido en:

- Revisión periódica del estado de las parcelas.
- Colaboración con la empresa encargada por la Confederación Hidrográfica del Ebro de la realización técnica del deslinde del dominio público hidráulico de la Laguna de Gallocanta.
- Información y colaboración con la DGA de las realizaciones y planes respecto a las diferentes zonas del Proyecto.

### **Conservación y control de los prados salinos recuperados.**

El seguimiento y control de los terrenos restaurados y recuperados de prado salinos consistió en monitorear la evolución de la vegetación (mediante visitas periódicas con toma de datos de cobertura y especies presentes) y del suelo (con análisis periódicos de los parámetros físico-químicos más representativos).

- Vegetación: se visitó y muestreó cada una de las parcelas semestralmente. Los parámetros anotados fueron: cobertura vegetal, especies dominantes e inspección de presencia-ausencia de vegetación de prado salino.

- Suelo: se procedió a monitorear la evolución temporal de los principales parámetros edáficos para relacionar los resultados con la evolución de la vegetación. Los muestreos se realizaron en varias parcelas representativas de la diversidad terrenos objeto del proyecto (polígono 5, parcela 2009 de las Cuelras. Polígono 13, parcela 102 de Bello y polígono 10, parcelas 377 y 385 de Berrueco). Cada muestra constaba de dos réplicas. Además, se muestrearon zonas de referencia de hábitat de prado salino bien conservado para su comparación. Hasta el momento se han realizado muestreos bianuales de los parámetros físico-químicos básicos: textura, conductividad, pH, relación C/N, materia orgánica, nitrógeno total, caliza activa, carbonatos, fósforo asimilable y potasio, magnesio, sodio, y calcio de cambio. Los resultados obtenidos revelan un empobrecimiento de materia orgánica y nutrientes principales del suelo (fósforo, magnesio, calcio, sodio y potasio), a excepción del nitrógeno.

Dentro de esta acción, se siguen tomando datos de vegetación periódicamente (semestralmente) en las parcelas restauradas de hábitats de prado salino para comprobar, y en su caso corregir, la recuperación de los prados salinos.

### **Gestión y seguimiento del humedal de la Reguera y Prado de Las Cuelras.**

El seguimiento del humedal consiste en muestrear los parámetros básicos de agua, suelo y vegetación. En cuanto al agua se toman muestras en 12 piezómetros distribuidos en todo el humedal de La Reguera y Prado de Las Cuelras. Para el suelo: se procedió a monitorear la evolución temporal de los principales parámetros edáficos para relacionar los resultados con la evolución de la vegetación. Finalmente, los muestreos de la vegetación son anuales y siguen el siguiente proceso:

- El prado se distribuye en zonas de vegetación: saladar, prado salino, junquera subhalófila, junquera subhalófila lado sur, balsas, junquera y prado de agua dulce y carrizal.
- Se hace un estudio de la cobertura de cada zona y de la densidad de las especies en cada una de ellas.

- Para cada zona, se elige un cuadrado de 10x10 metros y se vuelve a medir la cobertura y la densidad de las especies para dicho cuadrado.
- En cada cuadrado de 10x10, se escogen al azar 5 sub-cuadrados de 1x1 metro. Se miden la densidad de especies y el número de individuos de cada una.
- Se comparan los resultados con los obtenidos en años anteriores.

### **Control y seguimiento de los humedales temporales restaurados.**

Los trabajos llevados a cabo en esta acción fueron similares a los de la acción 3.8.1 de donseración y control de los prados salinos recuperados. Por lo tanto, se han monitoreado la evolución de la vegetación (mediante visitas periódicas con toma de datos de cobertura y especies presentes) y del suelo (con análisis periódicos de los parámetros físico-químicos más representativos) y, también, anotar los momentos de inundación y su duración. Como en el caso anterior, se muestrearon estos parámetros tanto en zonas de referencia bien conservadas como en fincas del proyecto representativas de la mayoría de los terrenos adquiridos para la recuperación y/o restauración de humedales temporales.

Los resultados obtenidos en los muestreos de suelo, a diferencia de lo que ocurre en los prados salinos, muestran un aumento del contenido de materia orgánica en todas las muestras debido a la actividad biológica (animal, vegetal y microbiana) que supone un mayor contenido en agua. Paralelamente a estos trabajos en terrenos propiedad de AGLA, se realizaron labores similares de seguimiento y control en terrenos de hábitat de humedal temporal de propiedad pública (Arroyo de Santed, Arroyo de Tornos y Rambla de los Pozuelos). Concretamente, se hacen visitas periódicas (mensuales) y esporádicas (tras intensas avenidas) con el fin de controlar posibles acumulación de residuos y la calidad de sus aguas.

## **RESULTADO Y DISCUSIÓN**

### **Éxitos del proyecto**

De forma global, los objetivos del Proyecto se han alcanzado notablemente y se pueden calificar como éxitos los siguientes puntos:

- Aumento de superficie dedicada a la conservación de prados salinos mediante la compra de terrenos y su restauración. El número de hectáreas dedicado a la compra, restauración y conservación ha superado el número de hectáreas de la candidatura. Así se amplía y consolida la conservación de hábitats de la Directiva Habitats y de espacios de la red Natura.
- Se ha conseguido asegurar la conservación de las 10 ha de la zona sur del Prado de Las Cuerlas y el humedal de La Reguera, un antiguo campo de cultivo drenado en los años 60, gracias al convenio de colaboración con el Ayto. de Las Cuerlas.



**Figura 23.** Edición de cuadernos de campo.

- Aumento de superficie dedicada a la conservación de humedales temporales gracias a la compra y restauración de los mismos. El número de hectáreas también ha sido superior a los establecidos en la candidatura.
- Se ha conseguido demostrar el potencial socioeconómico que tiene conservación de este ecosistema en el conjunto de la cuenca ya que la conservación de los recursos naturales es un bien muy demandado por la sociedad actual.

### **Fracasos se del proyecto**

- No se ha conseguido preparar a habitantes de la zona para responsabilizarse totalmente de la gestión de espacios restaurados y protegidos.
- No se ha conseguido implicar a todos los municipios de la zona en la ejecución del proyecto.

La mayor experiencia adquirida hasta ahora es relativa a la integración de este tipo de actividades en el contexto socio-cultural y se refiere a dos aspectos. Por una parte, a la disponibilidad de terrenos para realizar las acciones de conservación. La experiencia, en esta zona, dice que hay un sector muy amplio de la población dispuesta a participar de varias formas, y que se puede descubrir este sector. También, que hay un sector con una disposición negativa respecto a innovaciones de cualquier tipo en integrar conservación ambiental y desarrollo rural, y que es difícil avanzar en cualquier dirección porque mantienen sus puntos de vista basados en la inercia de estructuras anteriores y falta de actividad de la administración en general. Por otra parte, a la dificultad de mejorar la cualificación y formación personal requerida para desarrollar este tipo de iniciativas. Es sumamente difícil en un medio tan despoblado y tan poco estructurado socialmente, encontrar personas cualificadas para desarrollar parcial o totalmente actividades de este tipo.

Ambos aspectos podrían mejorarse mediante dos tipos de acciones:

- La continuidad de este tipo de proyectos para seguir demostrando que son viables e implicar a más gente de la zona.
- La mayor implicación de la administración combinando y buscando la sinergia de estrategias relativas a la agricultura, conservación ambiental y formación.

Cualquier otro proyecto ubicado en el medio rural podría beneficiarse de estas conclusiones ya que el mundo rural del interior tiene problemas parecidos: despoblación, aculturación, falta de personal cualificado y falta de iniciativas encaminadas a un cambio de actividad o hacia un desarrollo sostenible de las prácticas agrícolas como la sustitución progresiva de la agricultura intensiva por la extensiva y/o ecológica.

### **Mejoras en la conservación del espacio protegido**

Se ha recuperado espacio y calidad del espacio, tanto de prados salinos como de humedales temporales. Se ha asegurado que, en los espacios del proyecto, las variaciones del nivel del agua permitan las fluctuaciones de las poblaciones vegetales – expansión o retracción- al ritmo que imponga la variabilidad climática. Y, en consecuencia, se ha mejorado la disponibilidad de estos hábitats para animales que los habitan o visitan.

Prado de Las Cuerlas: es uno de los puntos fundamentales para las grullas. Al restaurarse y recuperarse las antiguas balsas, las grullas han acudido a ellas como lugar de reunión, ya que en las balsas tienen de agua y, en los alrededores, tienen campos de cultivo donde alimentarse. En cuanto al gradiente de vegetación, se están formando pastizales de agua dulce en el campo de cultivo abandonado gracias a la mayor humedad y a la colonización de plantas de más hume-



dad. Los terrenos allanados más cercanos a la Laguna de Gallocanta están siendo colonizados por *Puccinellia pungens*.

En cuanto a la restauración y/o recuperación de prados salinos se han observado las siguientes mejoras:

- La Pardina: es un punto fundamental para grullas y avutardas. Las grullas, de noviembre a febrero, se sitúan más cercanas a la orilla de la Laguna y disponen de grandes terrenos de cultivo alrededor. Las avutardas, en meses más cálidos, suelen utilizar el promontorio de La Pardina para vigilancia y su parte baja de descanso y cría. En cuanto a la vegetación, la gramínea endémica de la zona, *Puccinellia pungens* está colonizando terreno abandonado de la actividad agrícola en el año 2000.

- En la Loma de Berrueco la vegetación de prado salino está colonizando muy fácilmente toda la zona gracias a la eliminación del escalón provocado por los surcos de roturación. Entre la vegetación anidan gran número de aves como la cigüeñuela.

En los humedales temporales restaurados se están recuperando las especies más representativas de humedales de agua dulce, donde predominan pastizales y vegetación emergente, incluida la *Lythraceae Lythrum fluexuosum* que es endémica de esta zona.



**Figura 24.** Colocación de paneles informativos y edición de folletos divulgativos.



**Figura 25.** Visitas guiadas.

### **Efectos demostrativos y valor añadido del Proyecto Life-Naturaleza “ReCoGeSAL”**

En esta zona donde las administraciones estatales y regionales no se han puesto de acuerdo con los habitantes hasta escasamente varios años, y donde el personal de dichas administraciones provoca cierto recelo, el Proyecto LIFE ha servido para demostrar que sí se puede mejorar y ampliar la conservación y la gestión de espacios naturales protegidos, que se pueden llegar a acuerdos y que la UE, en definitiva, Europa se preocupa por esta región. El proyecto LIFE y la UE han sido un gran respaldo, por la financiación económica y por el prestigio que ofrece.

La experiencia de AGLA sugiere que en zonas con situaciones socio-económicas y antecedentes, respecto a conservación ambiental, similares a la de Gallocanta se estimule la participación de grupos locales, en este tipo de tareas, pero siempre bajo un estricto control en la propuesta y realización de objetivos. Desafortunadamente, la disponibilidad de personal y de personal cualificado es escasa en este tipo de territorios, y se requiere tiempo para la formación o incorporación de personal con las perspectivas del Programa LIFE. En este sentido, el apoyo de las instituciones interesadas o con responsabilidades en este tipo de actividades es fundamental y debería requerirse permanentemente.

### Efectos socioeconómicos

La respuesta de la gente de la zona al Proyecto ha sido buena. La compra de tierras que, al principio, parecía un objetivo difícil ha sido uno de los principales logros obtenidos. La oferta ha superado los objetivos del Proyecto e, incluso, se han tenido que rechazar muchas ofertas y elegir entre aquellas tierras que eran más adecuadas al Proyecto. Se ha demostrado que la oposición inicial a la venta de tierras fue creada por unos pocos habitantes que movidos por intereses particulares pretendían apropiarse de la opinión del conjunto de la población.

La convivencia con los habitantes del lugar tiene todo tipo de reacciones. Por una parte la expectación y animación a desarrollar el Proyecto (por ejemplo, del municipio de Las Cuerlas, municipio donde AGLA tiene su oficina, la convivencia es buena y han desaparecido los recelos iniciales, pero, siguen las expectativas para ver como se puede continuar después de acabado el Proyecto). En general, éstos se sienten interesados por las actividades que AGLA realiza y también, al hablar con ellos y hacerles partícipes de éstas, tienen una mayor disponibilidad a colaborar con la Asociación y se integran con más facilidad en el Proyecto. En esta línea, el Proyecto se ha explicado en otros municipios de la cuenca de Gallocanta y se les ha invitado a participar en futuros proyectos. Por otra parte, siguen recelos y animadversión de algunos propietarios o agricultores que esperan obtener beneficios de ampliar la extensión de tierra cultivable o que esperan subvenciones de otras fuentes.

AGLA es una asociación de gente de la cuenca de Gallocanta y por tanto, el trato y el diálogo tras la finalización del Proyecto va a ser mantenida para la posible recogida de sugerencias y opiniones sobre el Proyecto u otros que puedan llevarse a cabo en el futuro.

La repercusión económica del Proyecto ha sido buena, sobre todo, en la cuenca de Gallocanta:

- La compra de tierras.
- Los trabajos de restauración, maquinaria, carpintería, electricidad y mano de obra, los han llevado a cabo personas y empresas de la zona de la Laguna o de las cercanías.
- Los gastos en desplazamiento y alojamiento: hoteles y casas de turismo rural, bares y restaurantes, gasolinera, etc.

Una vez terminado el Proyecto, los dos puestos de trabajo creados para la realización del mismo, podrían tener continuidad en el caso de que hubiera nuevos proyectos y si los trabajadores quisieran seguir.



Figura 26 y 27. Edición de calendarios.

AGLA ha procurado, desde el inicio del Proyecto, que los visitantes a los que se les guiaba en alguna excursión, visitaran, por lo menos, un municipio de los alrededores de la Laguna para que su visita no sólo consistiera en realizar un itinerario sino que palparan, también, la vida rural y que, por lo menos, tomaran un refresco en el bar. Por este motivo, los itinerarios de la naturaleza señalizados por AGLA tienen un panel indicativo, en la entrada del pueblo o cerca de esta entrada, para obligar a los visitantes a acceder a los pueblos. También, se ha recomendado hacer los itinerarios a pie para que los visitantes dejen el coche en el municipio y luego recorran el camino andando.

### **Continuidad del proyecto**

Siguen existiendo varias amenazas para los hábitats de los que se encarga este Proyecto, de origen antropogénico:

- Las zonas del Proyecto LIFE están aseguradas para su recuperación y conservación, pero sigue habiendo muchas tierras de cultivo, sobre todo, cercanas a la orilla de la Laguna de Gallocanta o, en la misma orilla, que no permiten el desarrollo de comunidades de prado salino.
- Los arroyos y ramblas que llevan sus aguas a la Laguna son lugares de vertedero de basuras y piedras. Además, la vegetación ruderal de las orillas no se poda, lo que hace que algunos tramos de los arroyos tengan unas orillas impenetrables. El proyecto ha actuado en este problema también, pero, las limpiezas deberían hacerse de un modo periódico y en tramos más largos.
- Los municipios siguen sin depurar sus aguas residuales y éstas se vierten directamente a la Laguna. A través del Proyecto LIFE se han hecho muchas gestiones para la instalación de un sistema natural de depuración de las aguas residuales de Las Cuerlas, en la acequia de La Reguera, a modo de filtro verde; pero, la administración no da contestación al respecto. Gran parte de las aguas subterráneas de la cuenca de Gallocanta está declarada con contaminación por nitratos y los métodos agrícolas siguen siendo intensivos.

Otras amenazas más naturales son:

- Sequía: aunque la Laguna tiene una serie de fluctuaciones por las variaciones climáticas, estas fluctuaciones no se terminan de formar de manera natural porque, por ejemplo, en momentos de sequía donde el nivel de inundación es menor, la vegetación más salina se retrae hacia el interior y los campos de cultivo tratan de extenderse hacia La Laguna.

El Proyecto y los logros del mismo van a continuarse y consolidarse con un seguimiento, por parte de AGLA, pues la Asociación está formada por gente de la zona, que de un modo anual verificará los avances, o no, de las restauraciones. El principal indicador a utilizar para comprobar los efectos del Proyecto y los avances será la vegetación: La colonización de las especies representativas de cada hábitat y la sucesión de especies.

Como conclusión se mencionan, en la siguiente tabla, los efectos a largo plazo del proyecto y actividades que conviene realizar en el futuro.



## DEBAT DEL PRIMER BLOC

### Els sistemes aquàtics temporanis mediterranis

La primera qüestió que es va tractar en el debat del primer bloc va ser la necessitat de trobar estratègies per tal d'implicar la societat en la protecció i gestió dels ambients aquàtics temporanis. Val a dir que aquesta qüestió ja havia aparegut en la majoria de ponències que integraven aquest bloc. Tots els ponents van coincidir en el fet que la participació de gent del territori en la gestió és un punt clau en l'èxit de projectes de recuperació d'ecosistemes aquàtics temporanis. Es van apuntar diverses problemàtiques que, si bé són generals de diversos dels llocs analitzats (França, nord d'Àfrica, Catalunya, Menorca i Aragó), tenen una importància relativa diferent segons el lloc. Entre aquestes problemàtiques van destacar el desconeixement dels valors d'aquests ambients pel públic en general i, en especial, per part la gent que realitza activitats molt lligades al territori com l'agricultura i la ramaderia. Aquest problema era especialment greu en zones com el nord d'Àfrica, i en altres, com Aragó, s'apuntava com una necessitat una millora de les pràctiques agrícoles per tal d'aconseguir que fossin més respectuoses amb el medi. En ambdós llocs els canvis de percepció respecte el valor d'aquests ambients s'estan iniciant però encara està molt lluny que s'accepti socialment la seva importància ecològica. En altres zones, com l'Albera i França, al desconeixement de la seva vàlua ecològica s'hi suma la pressió d'activitats com la urbanització, la caça o fins i tot l'ús militar que desequilibren completament la planificació d'aquests espais allunyant-la d'objectius conservacionistes. Fins i tot, en llocs on els ambients temporanis tenen una percepció positiva per part de la població, com podria ser el cas de Menorca a causa del fet que sovint la seva presència és un valor afegit per desenvolupar activitats agroturístiques, tampoc s'aprecia que la població i els propietaris siguin conscients de la seva vàlua com a patrimoni natural. Per tot plegat es feia un prec a l'administració perquè fes un esforç per divulgar els seus valors.

La segona qüestió també va tractar sobre la necessitat de millorar-ne el coneixement, però en aquest cas per part dels tècnics i/o gestors. No només es va fer èmfasi en la necessitat que els gestors valorin la importància ecològica d'aquests ambients, sinó que també es va reclamar una formació on es donin a conèixer els processos ecològics que els són característics i que, alhora, permeten entendre la seva vulnerabilitat. En aquest sentit el Dr. Patrick Grillas va comentar que a França la ignorància sobre els ambients temporanis es pot considerar com una de les principals causes de la pèrdua d'aquests ambients i, fins i tot, en alguns casos els propis ens gestors han estat els responsables de la destrucció d'alguns d'aquests espais.

També va haver-hi un acord general entre els ponents que la gestió d'aquests espais no es pot limitar a una conservació passiva, sinó que sovint es fa necessària una gestió activa per tal de preservar alguns dels elements de valor (tales o seques, pasturatge, creació de punts d'aigua, eradicació d'espècies exòtiques, etc.). Aquesta gestió activa requereix d'un coneixement molt més profund que l'actual sobre les característiques dels processos ecològics, i sobre l'estructura de les seves comunitats. Així, també es va fer un prec per tal que institucions de recerca (p.e. universitats), ens de gestió d'espais naturals (p.e. parcs naturals) o administracions públiques (des d'ajuntaments fins a nivell europeu) facin un esforç d'inversió en estudis d'aquests ambients.



# BLOC II

## PROBLEMÀTIQUES I AMENACES EN ZONES HUMIDES

**Dr. Lluís Vilar i Sais**

Departament de Ciències Ambientals. Universitat de Girona.

Tan al nord com al sud, la conca mediterrània era molt rica en zones humides, les quals es van anar assecant ja des de l'època romana. Encara actualment se'n dessequen, i moltes no tenen una protecció real i/o són afectades per una problemàtica diversa que les degrada o els fa perdre les seves funcions ecològiques i socials. A la Mediterrània, doncs, les zones humides són molt amenaçades.

Tal com vol posar de manifest aquestes jornades, els espais de transició entre l'aigua i la terra que formen les zones humides són ecosistemes complexos que contenen gran diversitat i, per tant, són molt fràgils. Pel seu paper ecològic i per la seva gran diversitat les podríem comparar amb els boscos tropicals, amb els quals comparteixen un paper ecològic global, ja sigui en els cicles hidrogeològics o biològics com a zones que acullen animals en migració. Totes aquestes funcions són les que donen valor a les zones humides i que en justifiquen la protecció i la conservació.

Malauradament, però, a la Mediterrània les zones humides porten associats dos aspectes que les fan especialment fràgils i amenaçades: Ocupen llocs planers propers a zones habitades i/o conreades, que les voldrien eliminar, reduir o alterar per fer-ne un ús urbà o agrícola; i són un recurs hídric del qual la Mediterrània sempre és deficitària.

Cap d'aquests dos aspectes, avui per avui, té solució, ni tampoc podem esperar que la tinguin en un futur, i menys en el marc del constant augment de la població i d'un més que probable augment de les temperatures i de disminució de les precipitacions (o d'allargament del període estival). El panorama encara és més negatiu si parlem de zones humides temporals, aquelles que són completament seques com a mínim a l'estiu, ja que a l'amenaça sempre present de destrucció, canvi d'ús o contaminació, hi hem d'afegir la pèrdua de diversitat per la colonització d'espècies mesòfites que aprofiten els llargs períodes sense inundació i la manca de pastura que hi ha actualment.

Finalment, cal dir que també són molt amenaçats els boscos de ribera que sovint van associats a les zones humides. Un bosc amb una dinàmica particular que, a casa nostra, la societat i l'administració fan responsable de tota una sèrie de mals i per això es destrueix o s'altera sistemàticament. A Banyoles, sorprenentment, es capgira aquesta tendència i ara alguns conreus s'han transformat en zones humides. És, certament, una bona notícia i demostra la maduresa dels municipis que ho han impulsat. Tanmateix, però, no deixa de ser un reflex de la poca importància que es dona a l'agricultura als països rics del primer món. Amb una dinàmica particular i sent com són uns sistemes complexos, les zones humides no deixen de ser sistemes impredecibles, la qual cosa comporta que la seva gestió sigui difícil. Els conferenciantes ens ho expliquen detingudament en les seves xerrades i també ho hem pogut comprovar en aquests anys de treballs del projecte LIFE. Una gestió integrada i un control permanent semblen ser un bon punt de partida per a la seva conservació.





## A PROBLEMÁTICA DAS LAGOAS TEMPORÁRIAS EM PORTUGAL

**João Carlos Farinha (1), Margarida Machado (2), Luís Cancela da Fonseca (3), Pedro Beja (4), Margarida Cristo (2), Rita Alcazar (5), Pedro Segurado (6), Carla Pinto Cruz (7), Margarida Ferreira (8)**

(1) Instituto da Conservação da Natureza, Centro de Zonas Húmidas, Rua de Santa Marta 55, 1150 Lisboa, Portugal.

(2) Centro de Ciências do Mar, Universidade do Algarve, UCTRA, Gambelas, 8000 Faro, Portugal.

(3) Instituto do Mar e Universidade do Algarve, UCTRA, Gambelas, 8000 Faro, Portugal.

(4) ERENA, Ordenamento e Gestão de Recursos Naturais, Av Visconde Valmor 11-3º, 1000-289 Lisboa, Portugal.

(5) Liga para a Protecção da Natureza (LPN), Estrada do Calhariz de Benfica, 187, 1500-124 Lisboa, Portugal.

(6) Unidade de Macroecologia, Universidade de Évora, Estrada dos Leões - Antiga Fábrica dos Leões. 7002-554 Évora, Portugal.

(7) Universidade de Évora - Herdade da Mitra - Apartado 94, 7002-554, Évora, Portugal.

(8) Centro de Biologia Ambiental (InBio), Departamento de Biologia Animal, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Campo Grande, 1749-016 Lisboa, Portugal. Trabalho financiado por PRAXIS XXI/BD/13655/97.

### RESUMO

Em Portugal a ocorrência das lagoas temporárias é mais frequente nos territórios mediterrânicos mais térmicos e de fisiografia plana. Abundante num passado recente, actualmente trata-se de um habitat em regressão por efeito das alterações no uso do território. Apesar de possuírem um elevado valor ecológico e estarem listadas na Directiva Habitats como habitats prioritários (Anexo I da Directiva 092/43/CEE, "Habitats de água doce – charcos temporários Mediterrânicos"), são escassos os conhecimentos sobre a sua ecologia. O presente estudo faz referência a alguns trabalhos realizados nos últimos anos, por vários autores, onde se destacam os relacionados com vegetação aquática, insectos aquáticos, crustáceos branquiópodes e anfíbios, assim como os estudos sobre os impactos da agricultura nas lagoas temporárias. Finalmente, as principais ameaças são identificadas e são sugeridas várias medidas de gestão.

### A PROBLEMÁTICA DAS LAGOAS TEMPORÁRIAS

Uma zona húmida temporária é um meio que se caracteriza pela alternância de uma fase inundada com uma fase seca, qualquer que seja a duração e frequência destas fases. A esta definição correspondem diferentes tipos de zonas húmidas, entendendo-se por charco ou lagoa temporária mediterrânica um corpo de água em que a alternância entre a fase seca e a inundada ocorre com uma frequência anual, existindo um período de inundação consecutivo quase sempre após a precipitação, do Outono à Primavera, e um período seco obrigatório de duração variável nos restantes meses (Grillas et al. 2004). Apesar do seu carácter efémero, as lagoas temporárias mediterrânicas são zonas húmidas muito persistentes na paisagem, o que se deve ao facto da acumulação dos sedimentos ser muito lenta e reduzida, dada a oxidação da matéria orgânica acumulada que ocorre durante a fase seca. Tal não sucede com os corpos de água permanentes, que acumulam progressivamente os sedimentos, enchendo após algum tempo (Collinson et al. 1995).

As lagoas temporárias são habitats muito vulneráveis devido à reduzida coluna de água e por vezes pequenas dimensões (Grillas et al. 2004), apresentando uma comunidade biológica com características únicas, cuja sobrevivência depende de uma tolerância fisiológica particular ou das suas capacidades efectivas de emigração ou imigração.

Em Portugal, e embora a União Europeia, através da Directiva Habitats, tenha destacado a importância dos “Habitats de água doce – charcos temporários Mediterrânicos,” concedendo-lhe o estatuto de habitat prioritário, só nos últimos anos se iniciaram investigações no sentido de se conhecer a sua fauna e flora, pelo que o número de trabalhos nesta área é ainda muito escasso. Destes estudos salientam-se os que tentam contribuir para a definição de estratégias de gestão e conservação destes habitats, tendo em conta a sua regressão e degradação, sobretudo como resultado da intensificação das práticas agrícolas.

Uma abordagem inicial para averiguar como as actividades agrícolas afectam a conservação das lagoas temporárias, poderá realizar-se através da utilização de espécies indicadoras, que permitem identificar as principais ameaças (Alcazar 1998). Neste sentido destacam-se os trabalhos realizados no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina, onde foram inventariadas cerca de 240 lagoas temporárias, em 1998, com as comunidades de insectos aquáticos, em particular com os coleópteros (Chaves 1999), com os crustáceos branquiópodes (Reis et al. 1997; Machado et al. 1999a, 1999b; Cardoso 2000; Korn et al. 2006), e com os anfíbios, no estado larvar (Alcazar 1998; Beja & Alcazar 2003). No que diz respeito a outros grupos, é de salientar o das aves, nomeadamente a Cegonha-branca *Ciconia ciconia* (Antunes 1991; Catry & Catry 2003), e a referência à nidificação em lagoas de maior dimensão, com carácter de semi-permanência – inundadas até ao Verão – e com alguma vegetação hidrofítica, do Mergulhão-pequeno *Tachybaptus ruficollis*, da Galinha-de-água *Gallinula chloropus* e do Galeirão *Fulica atra* (Alcazar 1998). Quanto a estudos actualmente em curso, destacam-se o do Cágado-da-carapaça-estriada *Emys orbicularis* (Segurado, com pess.) e o estudo da dinâmica das comunidades vegetais dos charcos, em função do uso do solo (Pinto-Cruz, com pess.).

Para além desta zona do país, realizaram-se trabalhos importantes no Parque Natural do Vale do Guadiana e áreas limítrofes, onde se destaca o estudo referente às comunidades de crustáceos branquiópodes e anfíbios (Cristo et al. 2002) e da flora e vegetação de 19 charcos temporários (Espírito-Santo & Arsénio 2005),

No Parque Natural da Serra de S. Mamede e área envolvente está também a decorrer um estudo sobre a ecologia das comunidades de anfíbios em charcos e os factores que as afectam (Ferreira 2003; Ferreira et al., in prep.). Este projecto envolve a prospeção dos charcos temporários encontrados na área de estudo e o seguimento intensivo de 10 charcos. Este trabalho tem contribuído para demonstrar a importância ecológica e conservacionista dos charcos para este grupo animal. Das 19 espécies de anfíbios que ocorrem em Portugal, 15 encontram-se nesta região e 13 foram detectadas nos charcos, tendo as outras duas sido encontradas nos terrenos envolventes.

Dos resultados obtidos nos diferentes estudos pode-se inferir um conjunto de ameaças a que as lagoas temporárias estão sujeitas, nomeadamente:

- **A drenagem e a mobilização do solo para aplanar os terrenos**, sem consideração da ocorrência de depressões sazonalmente encharcadas, para facilitar os trabalhos agrícola (passagem

de pivots ou de outra maquinaria agrícola), plantações florestais, etc.

- A **dragagem**, nomeadamente para a criação de bebedouros para o gado ou reservatórios de irrigação. Este aprofundamento pode ser um factor importante para determinar a presença de predadores aquáticos exóticos, como o lagostim-vermelho-da-louisiana *Procambarus clarkii* e a gambusia *Gambusia affinis*, que se alimentam, nomeadamente, dos ovos e larvas de anfíbios (Cruz et al. 2005) e de grandes branquiópodes. Esta ameaça é maior quando da proximidade das lagoas a canais de rega ou linhas de água. Entretanto, outras espécies de peixes podem igualmente estar presentes, vindas não só por via dos canais de rega, mas por terem sido introduzidos pelo homem, como o achigã *Micropterus salmoides*. No caso do lagostim-vermelho-da-louisiana, existe ainda a ameaça deste se movimentar por via terrestre entre zonas húmidas, colonizando lagoas temporárias vizinhas (Cruz et al. 2005; Ramalho 2006).
- A **destruição devido a obras** de construção urbanas ou de infraestruturas.
- O **abaixamento das toalhas freáticas** através da abertura de poços, da drenagem de áreas contíguas às lagoas, do aumento da evapo-transpiração através do desenvolvimento de vegetação arbustiva ou arbórea na vizinhança das lagoas, etc.
- O **ensombramento** das lagoas (e.g. plantações de árvores).
- A **destruição da vegetação marginal**, nomeadamente pelo homem, pelo fogo, etc.
- O **excesso de pisoteio** por gado bovino. A passagem repetida de gado bovino sobre solo inundável pode ser muito prejudicial, particularmente se o solo é rico em matéria orgânica e não muito coesivo (e.g. areia).
- O **pastoreio intensivo**, nomeadamente após mobilizações do solo, o que dificulta o estabelecimento das espécies características de solos temporariamente encharcados, favorecendo a penetração de espécies ruderais (*Stellarietea mediae*). O pastoreio extensivo não causa impactes negativos com significado.
- A **eutrofização** provocada pela acumulação de nutrientes provenientes de actividades agrícolas e agropecuárias. Os poluentes de origem agrícola podem provocar a acidificação das suas águas (alguns coleópteros e anfíbios são sensíveis a diferenças de pH e de produtividade primária). A presença de herbicidas e insecticidas, para além de matarem os insectos e outros animais aquáticos como os crustáceos branquiópodes, podem degradar a vegetação, o que reduz as fontes de alimento e a disponibilidade de habitat.
- O **abandono** e colonização das lagoas por vegetação arbustiva. Sobretudo devido ao abandono das práticas agrícolas e pecuárias tradicionais.
- A **fragmentação da paisagem**, com a criação de barreiras e o aumento de distâncias entre lagoas, dificultando a dispersão dos possíveis colonizadores.

## MEDIDAS DE GESTÃO

Sob a designação de lagoas temporárias agrupa-se um conjunto muito diversificado de massas de água que periodicamente estão sujeitas a dessecação, e como tal apresentam uma grande variação na morfologia, desenvolvimento do coberto vegetal, química da água e uma grande diversidade de microhabitats que traduzem a enorme complexidade destes sistemas (Alcazar 1998). Quanto aos impactes das actividades agrícolas, nem sempre é fácil de determinar, já que estes habitats dependem muito das condições hidrológicas, pelo que as flutuações naturais das condições climáticas parecem mascarar eventuais efeitos direccionais decorrentes da intervenção humana (Beja & Alcazar 2003; Ramalho 2006). Assim sendo, medidas de gestão e conservação devem ser específicas e aplicadas caso a caso, nomeadamente:

- Evitar acções de escavação, de drenagem e de terraplanagem, que conduzem à destruição destes habitats;
- Evitar a destruição devida a obras urbanas e infraestruturas;
- Evitar a mobilização dos solos na área das lagoas durante a fase seca; e na fase húmida deveria ser deixada sempre uma faixa superior a 5 m como tampão em redor das lagoas, para servir como local de refúgio para os anfíbios que utilizam estes habitats como local de reprodução;
- Manter o carácter temporário das lagoas (a conversão em reservatórios permanentes destrói o seu valor natural);
- Evitar a escorrência das águas de irrigação, provenientes dos canais de rega e valas de drenagem, e a alimentação artificial das lagoas com águas de albufeiras. Impede-se assim a introdução e expansão de espécies predadoras exóticas, nomeadamente o *Procambarus clarkii*;
- Evitar o uso indiscriminado de fertilizantes, que induzem situações de eutrofização, por aumento de nutrientes;
- Promover a monitorização das lagoas onde foram detectadas espécies raras, nomeadamente alguns dos crustáceos branquiópodes;
- Manter o pastoreio extensivo nas lagoas para impedir a invasão por helófitos e arbustivas;
- Privilegiar o pastoreio extensivo na envolvente da lagoa (faixa superior a 100 m). Estas pastagens constituem um habitat terrestre favorável à maioria das espécies de anfíbios, sobretudo importante como área de alimentação, garantindo também a conectividade com as lagoas vizinhas (Ramalho 2006);
- Evitar o ensombramento excessivo das lagoas;
- Evitar a destruição da vegetação marginal das lagoas;
- Condicionar a abertura de poços em áreas contíguas à da lagoa;
- Evitar o abandono das lagoas;

• Manter em bom estado de conservação uma rede de lagoas com diferentes características (e.g., hidroperíodos curtos e longos), para manter a diversidade de habitats e espécies.

### COMO IMPLEMENTAR ESTAS REGLAS NA PRÁTICA?

Encontrando-se a maioria das lagoas em áreas agrícolas, deve-se promover o estabelecimento de contratos com os proprietários, dada a dependência do habitat das boas práticas agrícolas e pecuárias. As medidas agro-ambientais podem contribuir para promover a conservação, por exemplo, em áreas agrícolas de regadio. O sucesso das medidas agro-ambientais exige monitorização, na óptica de uma gestão adaptativa dos recursos financeiros disponíveis

É assim necessária a existência de informação robusta sobre as interações entre a biodiversidade e as actividades agrícolas e sobre os processos sócio-económicos. É fundamental a colaboração estreita entre os organismos responsáveis pela conservação e pelas actividades agrícolas.

### REFERENCIAS

- Alcazar, R. 1998. "Impactos da Agricultura nas Lagoas Temporárias do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina". Relatório de estágio da licenciatura em Biologia Aplicada aos Recursos Animais – ramo terrestre. Faculdade de Ciências de Lisboa.
- Antunes, I. 1991. "A Cegonha-branca no Litoral Sudoeste Português". Relatório do Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- Beja, P. & Alcazar, R. 2003. Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. "Biological Conservation", 114 (3): 317 – 326.
- Cardoso, I. 2000. "Estratégias de sobrevivência em lagoas temporárias: o caso dos crustáceos branquiópodes: *Triops cancriformis mauritanicus* (Ghigi, 1921) e *Cyzicus grubei* (Simon, 1886)". Relatório de estágio da licenciatura em Biologia Marinha e Pescas. Universidade do Algarve.
- Catry, I. & Catry, T. 2003. Aumento da população de Cegonha-branca nidificante na costa rochosa do litoral sudoeste de Portugal. "Airo" 13: 52 – 55.
- Chaves, M. L. 1999. "Monitorização biológica de lagoas temporárias mediterrânicas - contribuição para a definição de estados de referência". Relatório de estágio da licenciatura em Biologia Aplicada aos Recursos Animais – ramo terrestre. Faculdade de Ciências de Lisboa.
- 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 effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. "Biological conservation", 74: 125 -133.
- Cristo, M., Machado, M. & Sala Genóher, J. 2002. "Identificação dos elementos de conservação (fauna de crustáceos filópodes e anfíbios) nos charcos temporários do Parque Natural do Vale do Guadiana e áreas limítrofes". Centro de Ciências do Mar. Universidade do Algarve.
- Cruz, M. J., Rebelo, R. & Crespo, E. G. 2005. Effects of an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, on the distribution of south-western Iberian amphibians in their breeding habitats. "Ecography" 29: 329 – 338.
- Espírito-Santo, M. D. & Arsénio, P. 2005. Influence of land use on the composition of plant communities from seasonal pond ecosystems in the Guadiana Valley Natural Park (Portugal). "Phytocoenologia" 35 (2-3): 267 – 281. Berlin-Stuttgart.
- Ferreira, M. 2003. "Ecologia das Comunidades de Anfíbios em Charcos na região da Serra de S. Mamede". Plano de Trabalho de Doutoramento no Ramo de Biologia. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.
- Ferreira, M., Antunes, P., Vicente, L., Rodrigues, P. D. & Crespo, E. G., in prep. "Factors affecting amphibian community structure in small ponds in a Mediterranean transitional landscape".

- Grillas P, Gauthier, P., Yavercovski, N. & Perennou, C. 2004. Mediterranean Temporary Pools. Volume 1 – Issues relating to conservation, functioning and management. “Station biologique de la Tour du Valat”.
- Korn, M., Marrone, F., Pérez-Bote, J. L., Machado, M., Cristo, M., Cancela da Fonseca, L. & Hundsdoerfer, A. K. 2006. Sister species within the *Triops cancriformis* lineage (Crustacea, Notostraca). “Zoologica Scripta”, 35: 301 – 322.
- Machado, M., Cristo, M. & Cancela da Fonseca, L. 1999a. Non-Cladoceran *Branchiopod Crustaceans* from Southwest Portugal. I. Occurrence notes. “Crustaceana”, 72 (6): 591-602.
- Machado, M., Cristo, M., Reis, J. & Cancela da Fonseca, L. 1999b. Biological data on *Triops cancriformis mauritanicus* (Ghigi, 1921) and *Cyzicus grubei* (Simon, 1886) – crustacea, branchiopoda – in SW Portugal temporary ponds. “Limnetica”, 16: 1 - 7.
- Ramalho, C. S. E. 2006. “Influência do contexto paisagístico em comunidades biológicas de lagoas temporárias mediterrânicas: uma questão de escala”. Mestrado em Sistemas de Informação Geográfica, Instituto Superior Técnico, Lisboa.
- Reis, J., Machado, M., Cristo, M. & Cancela da Fonseca, L. 1997. “Ocorrência de *Triops cancriformis mauritanicus* Ghigi e *Cyzicus grubei* (Simon) (Crustácea, Branchiopoda) em lagoas temporárias do Sudoeste de Portugal”. Centro de Ciências do Mar. Universidade do Algarve.







## EL POBLAMENT DE PEIXOS A L'ESTANY DE BANYOLES

**Lluís Zamora i Carles Feo**

Institut d'Ecologia Aquàtica. Universitat de Girona. Facultat de Ciències. Campus de Montilivi. Girona. 17071.

### RESUM

En el marc del projecte de restauració dels ambients aquàtics de Porqueres i Banyoles (LIFE03 NAT/E/000067) s'ha realitzat un monitoratge del poblament de peixos de les principals rieres d'entrada, recs de sortida i les zones litoral i limnètica de l'estany. S'han efectuat captures estacionals durant dos anys, amb pesca elèctrica i tresmalls als sistemes lenítics i nanses als lòtics. S'han detectat fins a deu espècies als recs i rieres, quatre de les quals són acutòctones. Existeix una clara diferència en la composició del poblament íctic dels recs i les rieres. Als recs hi trobem només espècies introduïdes mentre que a les rieres predominen les espècies autòctones. S'observa també a les rieres una clara zonació pel que fa a la distribució de les espècies. Els trams propers i ben connectats amb l'estany presenten el major nombre d'espècies introduïdes, amb densitats molt baixes. Els trams superiors estan exclusivament ocupats per espècies autòctones de les quals el barb de muntanya és la més abundant. El poblament íctic a la zona litoral de l'estany està dominat per perca americana i, en menor grau, per peix sol. S'han localitzat fins a set espècies i la majoria són molt poc abundants. S'ha detectat una disminució en l'abundància de les poblacions de peix sol, carpa i gardí. Cal destacar també el fet de no haver capturat cap exemplar de perca, sandra o madrilleta vera, cosa que indicaria un clar descens d'aquestes poblacions. A la zona limnètica s'ha detectat la presència de perca americana, perca i carpa.

### INTRODUCCIÓ

La comunitat de peixos de l'Estany de Banyoles és ben coneguda i ha estat estudiada des de diferents vessants, essent unes de les que es disposa de més informació a de la Península Ibèrica. La primera aproximació va ser sobre la descripció del poblament, la seva abundància i distribució espacial (Moreno-Amich *et al.*, 1992). Fruit d'aquest treball es va obtenir el mapa batimètric del llac (Moreno-Amich & García-Berthou, 1989) així com la base per altres treballs sobre la comunitat (Moreno-Amich *et al.*, 1994), la introducció d'espècies exòtiques (Moreno-Amich *et al.*, 1991; Moreno-Amich & García-Berthou, 1996; García-Berthou & Moreno-Amich, 2000b; Zamora & Pou, 2003), l'ecologia tròfica de les principals espècies (García-Berthou, 1994; García-Berthou, 1999; García-Berthou & Moreno-Amich, 2000a; García-Berthou & Moreno-Amich, 2000c) i les estratègies reproductives (Vila-Gispert, 1996; Vila-Gispert & Moreno-Amich, 1998; Vila-Gispert & Moreno-Amich, 2000). Els estudis més recents s'han centrat en la demografia i avaluació de la població de perca americana (Pou, 2004) i sobre la distribució espacial i ús de l'hàbitat de les poblacions de peixos (Zamora & Moreno-Amich, 2002; Serra *et al.*, 2002; Zamora, 2004).

La majoria d'aquest estudis s'han centrat en la massa principal d'aigua del sistema lacustre de Banyoles, l'estany, però també s'ha fet alguna aproximació a la presència de peixos a les llacunes, recs i rieres que l'envolten (Moreno-Amich *et al.*, 2000; Feo, 2001; Vila-Gispert *et al.*, 2002; Moreno-Amich, 2002a; Moreno-Amich, 2002b; Moreno-Amich, 2002c).

El poblament de peixos de l'estany està format per 18 espècies, de les quals només 5 són autòctones (Zamora, 2004). En els darrers estudis es varen detectar fins a quatre noves espècies introduïdes d'ençà el 1991 (García-Berthou, 1994), així com una població de *Cobitis* sp. principalment als recs de sortida de l'Estany però que ocupa també alguns punts dels primers trams del riu Terri com (Pou, 1998). Pel fet que ja s'han descrit canvis sobre la comunitat íctica després de les primeres introduccions i que el nombre d'espècies exòtiques segueix en augment calia fer

un seguiment de l'estat de conservació del poblament de peixos.

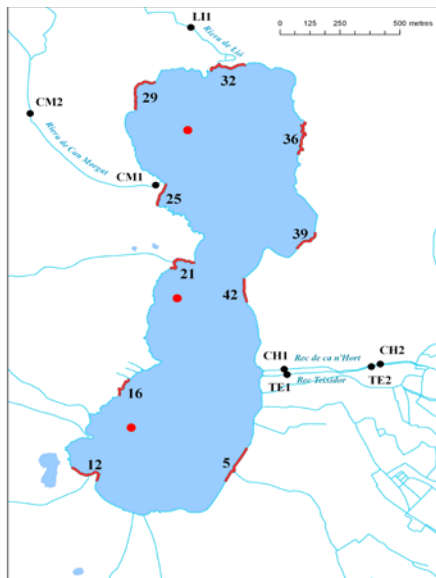
Per altra banda, si bé es disposa de molta informació sobre la comunitat de peixos de l'estany de Banyoles, no tots els ambients aquàtics de la conca lacustre han estat ben estudiats. Per exemple, es disposa de poca o nul·la informació sobre el poblament de peixos a les rieres d'entrada i recs de sortida. L'únic treball científic publicat (Moreno-Amich *et al.*, 2000) esmenta la presència de barb de muntanya i bagra a la riera de Can Morgat i a la zona del rec Major abans de connectar amb la riera Canaleta, sense fer cap esment a la resta de la xarxa de recs. Aquestes dades són, però, de gran importància per a la conservació d'aquestes espècies autòctones ja que resulta imprescindible per a la seva gestió conèixer on es troben els darrers nuclis poblacionals a la conca lacustre de Banyoles.

Així, dins del marc del projecte LIFE03 NAT/E/000067 es va desenvolupar el present estudi l'objectiu principal del qual és monitoratge de les poblacions de peixos, com objectius secundaris, determinar el poblament de peixos de les principals rieres d'entrada i recs de sortida de l'estany de Banyoles, estimar la seva abundància i distribució així com fer una avaluació de les poblacions que ocupen les zones litorals i limnètiques de l'estany i detectar els possibles canvis respecte als estudis anteriors. Per últim, es pretenia localitzar les zones d'especial interès per a la conservació de les poblacions íctiques autòctones

## MATERIAL I MÈTODES

### Àrea d'estudi

L'estudi s'ha centrat a l'estany de Banyoles i les principals rieres d'entrada i recs de sortida. Es pot consultar una àmplia descripció de les seves característiques a (Zamora, 2004). Els diferents punts de mostreig s'han repartit entre els recs i rieres, la zona litoral de l'estany i la zona limnètica (Figura 1).



**Figura 1.** Situació dels punts de mostreig a rieres i recs, dels trams on s'ha desenvolupat la pesca elèctrica des d'embarcació i les estacions de mostreig (punts vermells) on s'han fet pesques amb xarxes.

S'han realitzat captures a les rieres de Can Morgat i Lió i els recs de Teixidor i ca n'Hort, pel fet que presenten un cabal permanent al llarg de l'any i un grau baix de cobertura al llarg del seu recorregut. En el cas dels dos recs són també els que presenten una major connectivitat amb la riera Canaleta. A cadascun d'ells (excepte la riera de Lió pel seu curt recorregut) s'han mostrejat dos trams, el primer situat a menys de 100 metres de l'estany i el segon a més de 500 metres de distància.

Pel que fa a les pesques a la zona litoral de l'estany, s'ha seguit la classificació dels trams aplicada en anteriors estudis (Zamora, 2004) per tal de poder comparar els resultats. Dels quaranta-tres trams en què es va dividir la totalitat del litoral s'han seleccionat deu trams, dos per cada categoria de vegetació. El mateix succeeix amb les pesques amb xarxes, on s'han repetit les estacions de mostreig d'anteriors estudis per les cubetes I, II i IV.

Les tècniques de captura han estat diverses en funció de cada ambient. Als punts de mostreig de recs i rieres s'han utilitzat nanses. Aquest mètode passiu és molt eficient ja que permet capturar un rang ampli de mides de peixos a més de ser poc selectives respecte l'espècie (Clavero *et al.*, 2006). A cada punt de mostreig s'han calat de dos a tres parells de trampes. Cada parell estava format per una nansa de llum de malla petita (3,5 mm i primera mort de 120 mm de diàmetre) i una altra de llum de malla superior (7 mm i primera mort de 170 mm de diàmetre). Les nanses tenien tres morts consecutives i es clavaven directament sobre el fons del rec o riera utilitzant unes guies, amb una xarxa única disposada verticalment a l'eix de l'entrada seguint la direcció del corrent d'aigua.

Les trampes s'instal·laven el primer dia a les 15 h i es llevaven l'endemà a primera hora del matí. Un cop retirades les captures, es tornaven a instal·lar fins al vespre per tal de tenir una estimació de les captures durant el dia i la nit (temps aproximat de calat de 12 h). Aquest procés es repetia durant dues sessions consecutives. En total s'han realitzat sis mostrejos corresponents a estiu, tardor i hivern (any 2005) i primavera, estiu i tardor (any 2006). Tots els individus capturats eren identificats (espècie) i processats in situ, mesurant la longitud de forcadura (precisió d'1 mm) i el pes (precisió 0,1 g). Tot seguit eren retornats a l'aigua, al mateix punt de captura.

Les captures a la zona litoral s'han realitzat mitjançant pesca elèctrica des d'una embarcació. S'ha utilitzat un bot d'alumini de 6 m d'eslora i 2 m de mànega, proveït d'un motor forabord de 9,9 cv de potència. S'ha utilitzat un equip portàtil 5.0-GPP (Smith-Root, Inc., Vancouver, EUA) treballant a 12 A, 500 V i pulsacions DC (Smith-Root, 1995; Bayley & Austen, 2002; Zamora, 2004). A cada punt de mostreig s'enregistra el temps total que ha durat la pesca (minuts), el temps que el rectificador ha subministrat corrent o temps de pesca efectiu (segons), les característiques del corrent (voltatge, amperatge, nombre de pulsacions) i les diferents observacions que puguin ajudar a interpretar els resultats (individus que han fugit, mal funcionament, meteorologia, etc.). Totes les pesques han estat diürnes. En total s'han realitzat quatre mostrejos corresponents a estiu (any 2005), primavera, estiu i hivern (any 2006).

A la zona limnètica s'han utilitzat fins a sis tresmalls d'1,5 m d'alçada i 54 m de llargada i 2 tresmalls d'1,25 m d'alçada per 22 m de llargada, amb una llum de malla petita de 7 cm. La captura amb xarxa provoca, en general, danys irreversibles en els individus ja sigui en forma d'erosions externes pel fregament amb la malla o per dificultar la respiració en restar immobilitzats. Per aquesta raó s'ha fet un únic mostreig corresponent a l'estiu (any 2005). Tots els individus capturats eren identificats (espècie) i processats in situ, mesurant la seva longitud de forcadura (precisió d'1 mm) i el pes (precisió 0,1 g). Tot seguit eren retornats a l'aigua, al mateix punt de captura.

## Anàlisi de les dades

En el cas del mostreig a recs i rieres, les captures de peixos s'ha expressat en termes de captures per unitat d'esforç (CPUE). S'ha considerat l'esforç com el nombre de parells de trampes disposats a cada punt i el temps de calat. Abans de l'anàlisi estadístic, les CPUE s'han normalitzat transformant-les a com  $\log(\text{CPUE}+1)$  a causa de l'elevada proporció de 0 (cap captura) i l'important biaix en la distribució de les dades. Per comparar la variabilitat de captures entre punts de mostreig s'ha utilitzat una anàlisi de correspondències com a mètode d'ordenació de la matriu espècies x mostres. Les diferències entre captures han estat també estudiades mitjançant un Model Lineal General (GLM) utilitzant les CPUE com a variable resposta i campanya, punt de mostreig i hora (dia o nit) com a factors, incloent-hi les interaccions. Pel fet que s'ha repetit el mostreig durant dos períodes consecutius pot donar-se un cas d'autocorrelació temporal entre les mostres. Per aquest motiu, s'ha considerat el període com a covariable quan s'han analitzat les diferències en captures.

En el cas de les captures a la zona litoral, per cada tram s'han calculat les captures per unitat d'esforç (CPUE) com a nombre d'individus pescats per a cada espècie en funció dels metres que formen el tram corresponent i el temps efectiu de pesca (segons). La variable s'ha normalitzat transformant-la com a  $\log(\text{CPUE}+1)$ . En el cas de les xarxes, les captures per unitat d'esforç s'han calculat a partir del nombre d'individus pescats i l'esforç invertit estimat a partir de la superfície del tresmall i el temps total que ha restat a l'aigua. El valor de CPUE s'ha transformat logarítmicament com a  $\log_{10}(\text{var}+1)$ . En ambdós casos s'han contrastat les diferències a partir de l'anàlisi de la variància factorial (ANOVA).

## RESULTATS I DISCUSSIÓ

### Composició i abundància relativa del poblament de peixos a recs i rieres

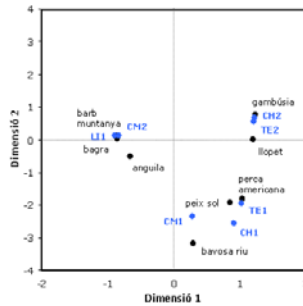
En total han estat capturades deu espècies, (taula 1) de les quals quatre són autòctones (barb de muntanya, bagra, anguila i bavosa de riu) i les sis restants (carpa, peix sol, perca americana, gardí, gambúsia i llopet de riu) són introduïdes. L'espècie més abundant és el barb de muntanya, amb un 66,1% dels individus, però cal tenir present que aquest resultat s'explica per les elevades densitats a la riera de Can Morgat (punt CM2) i la riera de Lió. Un cas semblant succeeix amb la segona espècie més abundant, la gambúsia, amb un 17,2% essent només molt abundant a la zona dels recs de sortida que es troben més allunyats de l'estany. Cal destacar que la tercera

Nom comú	Nom científic	Punts de mostreig						Total	
		CH1	TE1	CH2	TE2	LI1	CM1		CM2
Anguila	<i>Anguilla anguilla</i>					1	1	3	5
Barb de muntanya	<i>Barbus meridionalis</i>					314		2143	2457
Bagra	<i>Squalius cephalus</i>						1	286	287
Bavosa de riu	<i>Salaria fluviatilis</i>						11		11
Peix sol	<i>Lepomis gibbosus</i>	18	13	8	11			18	68
Perca americana	<i>Micropterus salmoides</i>	4	18	3	6			2	33
Carpa	<i>Cyprinus carpio</i>							1	1
Llopet de riu	<i>Cobitis</i> sp.		2	1	7				10
Gambúsia	<i>Gambusia holbrooki</i>		1	313	323	1			638
Gardí	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>					1			1
Cranc vermell	<i>Procambarus clarkii</i>	2	7	65	63	21	1	47	206
Total		24	41	390	412	337	34	2479	3717

**Taula 1.** Nombre d'individus de cada espècie capturats a cada punt de mostreig al llarg de tot l'estudi. Els codis dels punts de mostreig corresponen a: CH= ca n'Hort; TE= Teixidor; LI= Lió i CM= Can Morgat) . S'inclou també les captures del cranc de riu vermell americà.

espècie en abundància és la bagra, amb un 7,72% de les captures, però concentrades bàsicament al tram de la riera de Can Morgat més allunyat de l'estany. La resta d'espècies són en general poc abundants o molt poc abundants, com és el cas de la carpa o el gardí dels quals s'ha capturat només un exemplar (0,03% de les captures). Ambdós són espècies presents a l'estany i semblaria que poden endinsar-se temporalment en els recs, però sense trobar-hi una població establerta.

L'anàlisi de correspondències (CA) realitzat a partir de les CPUE posa de manifest una clara diferència en la composició del poblament de peixos entre els recs i les rieres. Els trams es classifiquen en funció de les captures de les diferents espècies per cada punt de mostreig. No s'han inclòs a l'anàlisi el gardí i la carpa, per la seva baixa abundància. Les altres espècies menys freqüents, com l'anguila, la perca americana o la bavosa de riu, no distorsionen el resultat final malgrat presentar una elevada inèrcia i per això s'han inclòs a l'anàlisi. La figura 2 mostra les coordenades de les espècies i els punts de mostreig a l'espai format entre les dues primeres dimensions (89,5% de la variància explicada). La primera dimensió (59,6%) separa les mostres on s'han detectat només espècies autòctones com el barb de muntanya, l'anguila i la bagra (riera de Lió i capçalera de la riera de Can Morgat) d'aquelles on predominen les espècies exòtiques.



**Figura 2.** Posició de les espècies (punts negres) i dels punts de mostreig (punts blaus) en l'espai format per les dimensions de l'anàlisi de correspondències (CA) calculat a partir de les CPUE (totes les campanyes).

Les espècies amb més inèrcia per aquest espai són el barb de muntanya i la gambúsia. La segona dimensió (29,9% de la variabilitat explicada) sembla que està relacionada amb les abundàncies relatives en les captures ja que separa les espècies més abundants i els punts de mostreig amb major densitat de les espècies més rares o els punts amb menor nombre de captures. Així, trobem un grup de punts on s'han inclòs els trams més propers a l'estany tant dels recs (CH1 i TE1) com de la riera de Can Morgat (CM1). En aquests trams les densitats són baixes i predominen les espècies més abundants al litoral de l'estany com la perca americana i el peix sol. També hi és present la bavosa de riu que ocuparia només la zona de recs i rieres propers a l'estany. Un segon grup estaria format pels trams dels recs més allunyats de l'estany (CH2 i TE2) on la gambúsia és l'espècie més abundant i també hi trobem el llopet de riu. El darrer grup estaria format pels trams de la riera de Can Morgat (CM1) i la riera de Lió (L1) on només s'han localitzat les espècies autòctones: el barb de muntanya, la bagra i l'anguila.

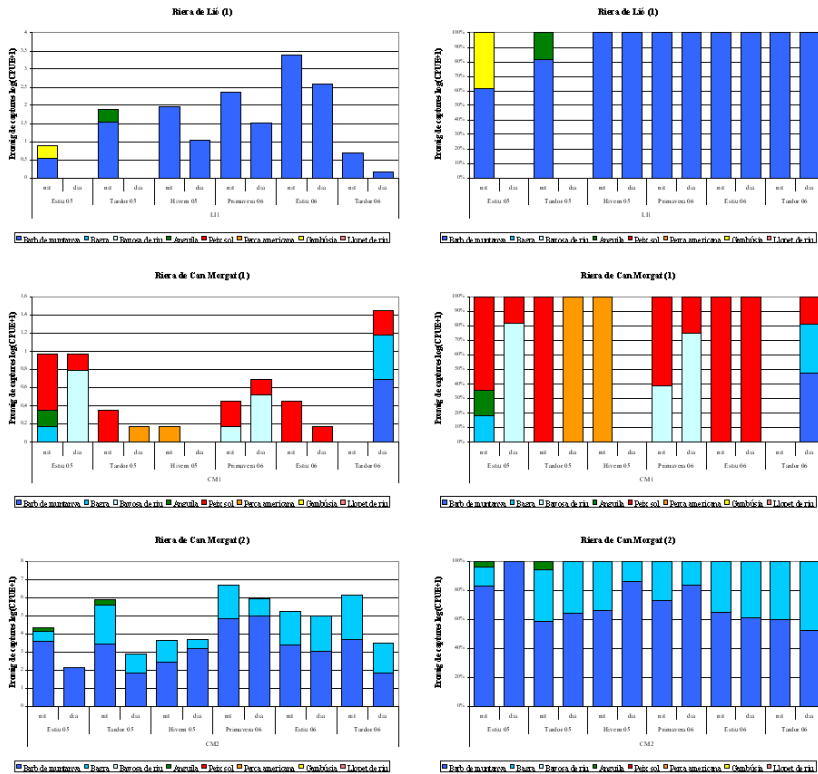
### Variació estacional de l'abundància relativa als recs i rieres

Les captures no han estat constants al llarg de l'any. Les CPUE presenten diferències significatives entre campanyes ( $F_{5,2.272}=20,2$ ;  $p=0,002$ ) i també entre punts de mostreig ( $F_{6,2.272}=25,5$ ;

$p=0,002$ ), però no s'han observat diferències entre els períodes de mostreig ( $F_{1,2.272}=3,2$ ;  $p=0,194$ ), és a dir per les captures obtingudes entre el primer i el segon dia dins de cada campanya. Pel fet que també hi ha interacció entre els factors punt de mostreig i campanya i entre captures per espècies, punt de mostreig i campanya, s'analitza la variació estacional per a cada punt de mostreig.



**Figura 3.** Variació estacional de les abundàncies relatives (CPUE) als recs, per les diferents espècies capturades amb nanses, durant els períodes dia i nit. Esquerra: valors absoluts. Dreta: valors percentuals.



**Figura 4.** Variació estacional de les abundàncies relatives (CPUE) a les rieres, per les diferents espècies capturades amb nanses, durant els períodes dia i nit. Esquerra: valors absoluts. Dreta: valors percentuals.

En el cas dels recs, els punts situats a la proximitat de l'estany (CH1 i TE1) no mostren diferències significatives entre campanyes (CH1:  $F_{4,17}=1,5$ ;  $p=0,313$  i TE1:  $F_{5,25}=0,74$ ;  $p=0,607$ ) ni entre espècies (CH1:  $F_{1,17}=0,004$ ;  $p=0,953$  i TE1:  $F_{3,17}=0,5$ ;  $p=0,671$ ).

Així, les captures de perca americana i peix sol no presenten cap patró estacional tot i que aquest resultat pot estar clarament influït pel baix nombre de captures (i l'elevat nombre de 0, trampes amb cap captura). De fet, tampoc s'observen diferències significatives entre les captures obtingudes durant el dia respecte a les de nit, tot i que aparentment les captures nocturnes són lleugerament superiors (figura 3). En el cas dels punts de mostreig més allunyats de l'estany (CH2 i TE2) la situació és diferent. En aquest cas només s'observen diferències significatives entre campanyes al rec de ca n'Hort (CH2  $F_{5,75}=7,1$ ;  $p<0,001$ ), amb un mínim de captures a l'hivern i a la tardor, coincidint amb els períodes de menys cabal.

En ambdós recs (CH2 i TE2) hi ha diferències significatives entre les captures per espècies ( $p<0,001$ ) essent la gambúsia la més abundant. Destaca també la presència de peix sol durant tot l'any excepte a la estiu, patró contrari al detectat per perca americana on només s'han detectat durant aquest període. Tampoc hi ha diferències, pels dos recs, entre les captures obtingudes

de dia i de nit cosa que semblaria indicar que els individus de l'espècie més abundant (gambúsia) que ocupen aquests trams no realitzen grans desplaçaments, i resten en aquesta secció del rec durant llargs períodes de temps.

En el cas de les rieres, la variació estacional de les captures no presenta un mateix resultat per cada cas (Figura 4). Coincideixen en mostrar diferències significatives entre campanyes (L1 F5,48=12,1;  $p<0,001$  CM1 F4,26=5,4;  $p=0,017$  i CM2 F5,226=16,9;  $p<0,001$ ) amb màxims a la primavera i a l'estiu. A la riera de Lió es va donar un cas particular ja que les característiques del punt de mostreig varen variar durant l'estudi. Al començament (les 3 primeres campanyes) la riera presentava un aspecte molt uniforme, amb un canal de poca fondària i amplada constant. Les obres de derivació de part del cabal a les noves basses del nord de l'estany van modificar també aquest punt de la riera, ampliant la seva superfície i fondària, fet que ha provocat un increment en la densitat del barb de muntanya.

Les captures a la riera de Lió i al tram alt de la riera de Can Morgat han estat significativament superiors durant la nit que durant el dia (L1 F1,48=5,6;  $p=0,023$  CM1 F1,26=3,1;  $p=0,110$  i CM2 F1,226=46,2;  $p<0,001$ ), però no al primer tram de la riera de Can Morgat (CM1 F1,26=3,1;  $p=0,110$ ) amb una clara influència del litoral de l'estany, tot i que els resultats poden estar també subjectes al baix nombre de captures.

### Composició i abundància relativa del poblament de peixos a la zona litoral

En total han estat capturades 7 espècies a la zona litoral (taula 2). L'espècie més abundant és la perca americana (85,7% de les captures), seguida del peix sol (11,3%) i la carpa (2,4%). La resta d'espècies: anguila, bavosa de riu, gambúsia i gardí són molt poc abundants i en conjunt no representen més del 0,5% dels individus capturats. Cal dir que la tècnica utilitzada, la pesca elèctrica amb embarcació, presenta una selectivitat diferent en funció de la mida dels individus es més eficient per aquells individus de més de 50 mm. Així, les espècies gambúsia i bavosa de riu han estat clarament subestimades.

Nom comú	Nom científic	Estiu	Primavera	Estiu	Hivern	Total
		2005	2006	2006	2006	
Anguila	<i>Anguilla anguilla</i>	1		1	1	
Bavosa de riu	<i>Silurus fluviatilis</i>			2	1	3
Perca americana	<i>Micropterus salmoides</i>	431	527	643	378	1979
Peix sol	<i>Lepomis gibbosus</i>	70	37	101	24	202
Carpa	<i>Cyprinus carpio</i>	7	43	6	1	57
Carpi	<i>Scombrus squalirostratus</i>		4			4
Gambúsia	<i>Gambusia holbrooki</i>			1		1
Total		509	641	754	405	2309

**Taula 2.** Nombre d'individus de cada espècie capturats a la zona litoral de l'estany, per cada campanya.

La dominància de la perca americana contrasta amb la no-detecció d'altres espècies considerades abundants en anteriors estudis. Per exemple, la perca americana ha passat de representar el 65,5% dels individus (Zamora, 2004) al 85,7% comentat anteriorment, mentre que el peix sol ha disminuït la seva abundància relativa en passar del 26,7% de les captures a l'11,3%. La perca (*Perca fluviatilis*) era el 1999 la tercera espècie més abundant a la zona litoral (5,5% de les captures), però durant aquest estudi no se n'ha detectat cap exemplar. També sembla haver disminuït l'abundància de gardí, carpa, madrilleta vera (*Rutilus rutilus*) i sandra (*Sander lucioperca*) pel fet de no haver-ne obtingut cap captura no es pot considerar que s'hagin extingit a nivell



local. Caldria fer un major esforç de pesca per confirmar aquest punt.

També cal esmentar que s'ha detectat un important canvi a les característiques de l'hàbitat respecte els darrers cinc anys. A pràcticament la totalitat del litoral de l'estany es poden trobar grans formacions de macròfits submergits (per exemple *Chara sp.* i *Najas marina*). Aquestes espècies hi són presents fins als 15 metres de profunditat i poden arribar a desplaçar-ne d'altres espècies com la jonca litoral, en cobrir-la totalment. Moltes espècies de peixos tenien en la jonca el seu hàbitat preferent, hi mostraven una marcada selectivitat per aquest tipus de vegetació. És el cas de la perca i el peix sol, de manera que és previsible que aquests canvis puguin repercutir en el futur d'aquestes poblacions. La perca americana és també l'espècie més abundant a tots els ambients mostrejats. Predomina a tots els trams independentment del tipus de vegetació. El peix sol és més abundant als trams amb presència de jonca litoral (banda est de l'estany), mentre que la carpa es troba principalment a les zones de litoral on la vegetació principal és balca. Aquests resultats coincideixen amb els descrits en estudis anteriors (Zamora, 2004).

No s'han observat diferències significatives en les captures entre estacions, malgrat que semblen presentar un mínim a l'hivern i un màxim a l'estiu. Tampoc hi ha diferències significatives entre trams o tipus de vegetació pel fet que la perca americana presenta una abundància molt superior a la resta d'espècies. Aquestes diferències tampoc són significatives si analitzem cada campanya per separat.

#### **Poblament de peixos a la zona limnètica**

Només han estat capturades tres espècies amb xarxes a la zona limnètica: perca americana (38% de les captures), carpa (9%) i perca (*Perca fluviatilis*) (53%), principalment a la cubeta IV. Aquests resultats són difícilment comparables amb els obtinguts en anteriors estudis pel fet que l'esforç de mostreig ha estat molt reduït. No obstant això, si comparem en termes de captures per unitat d'esforç destaca l'elevada captura de perca americana en un ambient on es considerava que era poc abundant. També és important el fet de constatar encara la presència a l'estany de perca ja que no se n'ha capturat cap exemplar a la zona litoral amb pesca elèctrica, tot i que s'intueix una evident disminució d'aquesta població respecte a les abundàncies estimades l'any 1999 (Zamora, 2004) perquè aleshores representava la tercera espècie més abundant a l'estany. També cal destacar que no ha s'ha capturat cap exemplar de madrilleta vera (*Rutilus rutilus*) i sandra (*Sander lucioperca*). No és pot assumir que les seves poblacions s'hagin extingit a nivell local, perquè caldria fer un esforç de mostreig molt superior per contrastar-ho, però sembla confirmar-se la hipòtesi que la població de madrilleta vera està disminuint dràsticament, com ja s'apuntava als anteriors estudis, en capturar pocs exemplars i ser aquests d'edats molt avançades. El cas de la sandra és diferent ja que es tracta de la darrera introducció a l'estany. El fet de no haver capturat cap exemplar a la zona litoral ni a la zona limnètica fa intuir que la població no es troba en creixement, tot i que no es pot precisar si és a causa de l'ambient o al fet de tractar-se d'una espècie d'interès pesquer i que els exemplars no acostumen a ser tornats a l'aigua.

#### **Conservació de les poblacions autòctones**

D'aquest estudi es desprèn que encara resten poblacions de les espècies autòctones barb de muntanya i bagra, localitzades bàsicament a les rieres d'entrada. La seva conservació passa per evitar l'entrada d'espècies exòtiques i per la recuperació de la qualitat del seu hàbitat. En aquest sentit és imprescindible controlar el cabal de les rieres per tal de garantir el manteniment de les zones més fondes (gorgs o cubetes) on els individus de talles superiors puguin sobreviure, ja que són també els que presenten un major valor reproductiu. El fet de recuperar zones humides i la creació de noves basses a la zona del pla de Can Morgat pot portar a la disminució

del cabal de la riera, en desviar les aigües cap a les zones a inundar. Caldria, doncs, establir un protocol d'actuacions per tal de garantir un cabal mínim a la riera, disminuint el transvasament quan el cabal disminueixi per tal de garantir la supervivència d'aquestes poblacions d'espècies autòctones.

## BIBLIOGRAFIA

- Bayley, P. B. & Austen, D. J. 2002. Capture efficiency of a boat electrofisher, "Transactions of the American Fisheries Society" 131: 435-451.
- Clavero, M., Blanco-Garrido, F. & Prenda, J. 2006. Monitoring small fish populations in stremas: A comparison of four passive methods, "Fisheries Research" 78: 243-251.
- Feo, C. 2001. "Anàlisi de la qualitat de l'aigua i sediment dels recs de Banyoles per determinar-ne l'estat ecològic i la seva utilitat com a corredors biològics". Ph. D. thesis. Universitat de Girona.
- García-Berthou, E. 1994. "Ecologia alimentària de la comunitat de peixos de l'Estany de Banyoles". Tesi doctoral. Universitat de Girona.
- García-Berthou, E. 1999. Food of introduced mosquitofish: ontogenic diet shift and prey selection, "Journal of Fish Biology" 55: 135-147.
- García-Berthou, E. & Moreno-Amich, R. 2000a. Food of introduced pumpkinseed sunfish: ontogenic diet shift and seasonal variation, "Journal of Fish Biology" 57: 29-40.
- García-Berthou, E. & Moreno-Amich, R. 2000b. Introduction of exotic fish into a Mediterranean lake over a 90-year period, "Archiv für Hydrobiologie" 149: 271-284.
- García-Berthou, E. & Moreno-Amich, R. 2000c. Rudd (*Scardinius erythrophthalmus*) introduced to the Iberian peninsula: feeding ecology in Lake Banyoles, "Hydrobiologia" 436: 159-164.
- Moreno-Amich, R. 2002a. La fauna del Pla de l'Estany. In J. Nogué (ed), "Atles del Pla de l'Estany" Institut Cartogràfic de Catalunya.
- Moreno-Amich, R. 2002b. Sistemes naturals lacustres: l'Estany de Banyoles. In J. Nogué (ed), "Atles del Pla de l'Estany" Institut Cartogràfic de Catalunya.
- Moreno-Amich, R. 2002c. Sistemes naturals lacustres: l'estanyol intermitent d'Espolla. In J. Nogué (ed), "Atles del Pla de l'Estany" Institut Cartogràfic de Catalunya.
- Moreno-Amich, R. & García-Berthou, E. 1989. A new bathymetric map based on echo-sounding and morphometrical characterization of the Lake of Banyoles, "Hydrobiologia" 185: 83-90.
- Moreno-Amich, R. & García-Berthou, E. 1996. El lago de Banyoles: una historia de introducció de especies exòtiques. "Trofeo Pesca" 38, 76-78.
- Moreno-Amich, R., García-Berthou, E. & Vila-Gispert, A. 2000. "Els peixos dels estanyols, recs i rieres de la conca lacustre de Banyoles i del riu Terri: prospecció i propostes de gestió". 1-49. Girona, Institut d'Ecologia Aquàtica i Departament de Ciències Ambientals. Universitat de Girona. Beca del Patronat "Francesc Eiximenis" 1999.
- Moreno-Amich, R., García-Berthou, E., Vila-Gispert, A. & Boix, D. 1992. "Estudi de les poblacions piscícoles de l'Estany de Banyoles: avaluació i distribució espacial". 1-90. Girona, Informe per a l'Ajuntament de Banyoles.
- Moreno-Amich, R., A. Vila, D. Boix & E. García-Berthou, 1994. Spatial distribution of native and introduced fish of Banyoles Lake, "Verhandlungen International Vereinigung Limnology" 25: 2179.
- Moreno-Amich, R., A. Vila-Gispert & E. García-Berthou, 1991. Fish introduction in a Mediterranean karstic lake, "Bull. zool. Mus. Univ. Amsterdam Special Issue": 25.
- Pou, Q. 1998. "Avaluació de tècniques de mostreig i disseny mostral per a un estudi d'ecologia de poblacions dels peixos a l'estany de Banyoles". Tesi doctoral. Universitat de Girona.
- Pou, Q. 2004. "Ecologia demogràfica de les perca americana (*Micropterus salmoides*) a l'estany de Banyoles". Ph.D. thesis. Universitat de Girona.
- Serra, T., Colomer, J., Zamora, L., Moreno-Amich, R. & Casamitjana, X. 2002. Seasonal development of a turbid hydrothermal plume in a lake. "Water Research" 36: 2753-2760.
- Smith-Root, I. 1995. "Electrofishing manual". Vancouver, USA.

- Vila-Gispert, A. 1996. "Estratègies reproductives de les espècies íctiques de les famílies Centrarchidae i Cyprinidae a l'Estany de Banyoles". Tesi doctoral. Universitat de Girona.
- Vila-Gispert, A., García-Berthou, E. & Moreno-Amich, R. 2002. Fish zonation in a Mediterranean stream: effects of human disturbance, "Aquatic Sciences" 64: 163-170.
- Vila-Gispert, A. & Moreno-Amich, R. 1998. Seasonal abundance and depth distribution of *Blennius fluviatilis* and introduced *Lepomis gibbosus*, in Lake Banyoles, "Hydrobiologia" 386: 95-101.
- Vila-Gispert, A. & Moreno-Amich, R. 2000. Fecundity and spawning mode of three introduced fish species in Lake Banyoles (Catalunya, Spain) in comparison with other localities, "Aquatic Sciences" 61: 154-166.
- Zamora, L. 2004. "Distribució espacial i ús de l'hàbitat de la comunitat de peixos a l'estany de Banyoles". Tesi doctoral. Universitat de Girona.
- Zamora, L. & Moreno-Amich, R. 2002. Quantifying the activity and movement of perch in a temperate lake by integrating acoustic telemetry and a geographic information system. "Hydrobiologia" 483: 219-224.
- Zamora, L. & Pou, Q. 2003. Noves introduccions i poblament actual de peixos a l'estany de Banyoles. "Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural" 71: 136-139.



## DINÀMICA DE LES POBLACIONS D'AMFIBIS D'AMBIENTS TEMPORANIS I LES SEVES AMENACES

**Alexander Richter Boix**

Departament de Biologia Animal (Línia d'herpetologia - Vertebrats). Universitat de Barcelona.

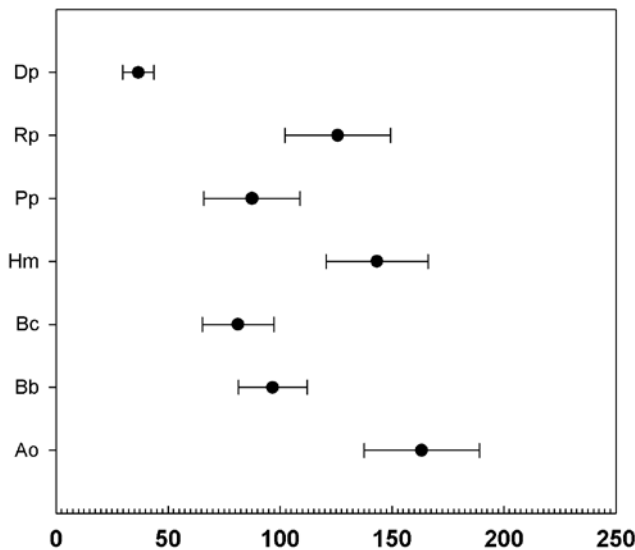
### RESUM

Els amfibis que utilitzen els ambients temporanis generalment posseeixen uns cicles de vida complexos, amb dos estadis ben diferenciats. El primer cicle de la seva vida depèn d'un ambient aquàtic per reproduir-se i és on creix i es desenvolupa la vida larvària, seguit d'una segona fase terrestre on té lloc el creixement dels juvenils fins a la maduració sexual i els fenòmens de dispersió. Amb aquesta doble vida els amfibis constitueixen un important flux de nutrients connectant els ambients aquàtics i terrestres mitjançant processos d'emigració i d'immigració. D'aquesta manera els dos ambients queden biològicament vinculats de manera que per a la conservació dels amfibis i molts altres grups amb cicles de vida complexos, tots dos ambients no poden ser gestionats independentment. La naturalesa estocàstica dels ambients temporanis intra i inter-annual ha fet que els amfibis que exploten aquests ambients s'hagin adaptat a aquesta variabilitat temporal amb diferents mecanismes, i generalment presenten unes oscil·lacions poblacionals molt grans i amb elevades taxes d'extinció i colonització locals. La majoria de tolls temporanis es troben aïllats físicament entre ells per una matriu terrestre molt alterada per l'home (camps agrícoles, zones urbanes, àrees industrials), que no només dificulta la dispersió dels individus entre poblacions sinó que en ocasions exposa els propis ambients aquàtics a agents estressants d'origen antropogènic (p.e., contaminants). Aquests factors antropogènics juntament amb els factors naturals (com ara la dessecació de la bassa) poden incrementar les taxes d'extinció local, i l'aïllament entre localitats, exacerbant per l'alteració del medi terrestre, dificulta la recolonització dels punts d'aigua per poblacions properes originant veritables extincions locals i regionals al trencar la dinàmica metapoblacional de moltes de les espècies d'amfibis que habiten aquests tipus d'ambients. Altres vegades és el cicle periòdic de les llacunes el que es veu afectat, tant escurçant la seva permanència i, per tant, dificultant que les larves puguin completar el seu desenvolupament, o bé incrementant artificialment la seva permanència permetent que s'estableixi una comunitat de depredadors a la qual les espècies que ocupen els ambients temporanis no estan adaptades.

Es per tot això que per a la protecció dels amfibis cal conservar una gran diversitat d'ambients aquàtics (inclosos els temporanis i els tolls efímers normalment no considerats pels gestors) que cobreixin les necessitats de les diferents espècies, així com part de l'ambient terrestre al voltant de les llacunes, que assegurin la persistència de la fase terrestre dels organismes, i la connectància entre les poblacions, garantint la dispersió i recolonització dels ambients aquàtics. Caldria establir una bona xarxa d'ambients aquàtics amb els seus respectius corredors biològics que poguessin garantir la persistència a llarg termini dels amfibis i molts altres organismes amb cicles de vida i dinàmiques poblacionals similars.

## INTRODUCCIÓ

Tot i que els amfibis, com a grup, poden ocupar tot tipus d'ambients aquàtics per reproduir-se (tolls, llacs, cursos de rius, aiguamolls, etc.), la majoria d'espècies mediterrànies i del món ocupen preferentment hàbitats aquàtics lèntics. S'ha estimat que entre el 60% i el 80% de les 5.421 espècies conegudes fan servir basses per dipositar els seus ous (Semlitsch, 2003). Molt poques d'aquestes espècies són permanents aquàtiques i la majoria requereixen un ambient aquàtic i un ambient terrestre per completar el seu cicle biològic. Aquesta dependència dels dos ambients encara és més palesa en les espècies que exploten ambients aquàtics temporanis, molt propi de les zones temperades. El temps del període larvari és molt variable entre les espècies i es considera com una adaptació per explotar els recursos efímers però abundants que ofereixen els ambients aquàtics on es desenvolupen.



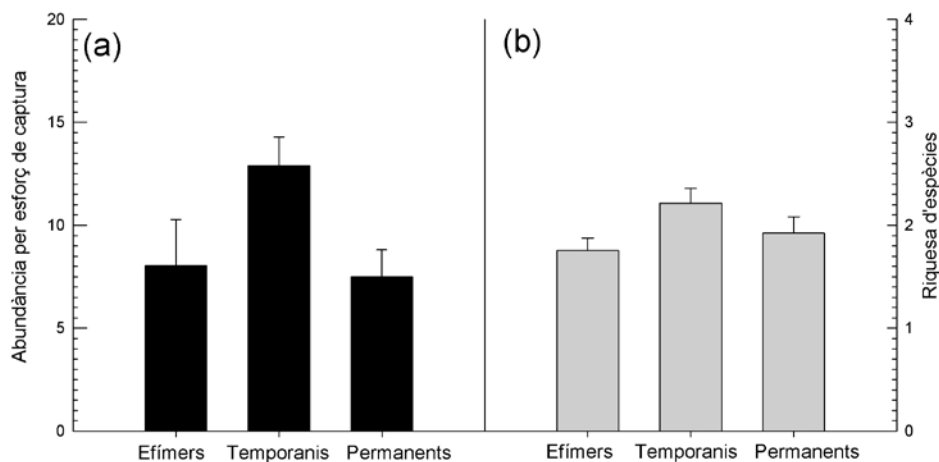
**Figura 1.** Període larvari de diferents espècies d'anurs mesurat al camp en diferents ambients aquàtics. Per a l'anàlisi s'ha fet servir la mitjana dels períodes larvaris de cada espècie per punt d'aigua per evitar problemes de pseudoreplicació (considerant cada punt d'aigua com un punt estadísticament independent). Es representa la mitjana del període larvari de cada espècie i el seu error estàndard. Dp = *Discoglossus pictus*; Rp = *Pelophylax perezii*; Pp = *Pelodytes punctatus*; Hm = *Hyla meridionalis*; Bc = *Bufo calamita*; Bb = *Bufo bufo*; Ao = *Alytes obstetricans*.

Les espècies d'ambients permanents romanen més temps a l'aigua i arriben a la metamorfosi amb una grandària corporal considerable. En ambients aquàtics efímers o temporanis el desenvolupament és més ràpid i amb uns metamòrfics generalment més petits. El període larvari de les espècies determina en part quin tipus d'ambient poden explotar (Fig. 1), tot i que aquest no es pas fix i té certa plasticitat en funció de les condicions ambientals. Tant el temps com la mida en el moment de la metamorfosi són dos caràcters considerats adaptatius subjectes a la selecció dels diferents hàbitats aquàtics. Aquests hàbitats van des dels tolls efímers d'unes roderes de cotxe de pocs dies de permanència, fins a grans ambients aquàtics permanents (p.e. aiguamolls).

Efimers	Temporanis	Permanents	Rius
<i>Bufo calamita</i> <i>Pelodytes punctatus</i> <i>Discoglossus pictus</i>	<i>Salamandra salamandra</i> <i>Triturus marmoratus</i> <i>Lissotriton helveticus</i> <i>Alytes obstetricans</i> <i>Discoglossus pictus</i> <i>Pelodytes punctatus</i> <i>Pelobates cultripes</i> <i>Bufo calamita</i> <i>Bufo bufo</i> <i>Hyla meridionalis</i> <i>Rana temporaria</i> <i>Pelophylax perezi</i>	<i>Pleurodeles waltl</i> <i>Salamandra salamandra</i> <i>Triturus marmoratus</i> <i>Lissotriton helveticus</i> <i>Alytes obstetricans</i> <i>Pelobates cultripes</i> <i>Bufo bufo</i> <i>Hyla meridionalis</i> <i>Rana temporaria</i> <i>Pelophylax perezi</i>	<i>Calotriton asper</i> <i>Calotriton arnoldii</i> <i>Salamandra salamandra</i> <i>Lissotriton helveticus</i> <i>Alytes obstetricans</i> <i>Bufo bufo</i> <i>Pelophylax perezi</i>
3 (3)	12 (6)	10 (7)	7 (3)

**Taula 1.** Relació de les espècies d'amfibis de Catalunya i el tipus d'ambient aquàtic que poden ocupar. Les espècies en negreta són les espècies més característiques de cadascun dels ambients considerats.

L'estructura de la comunitat d'amfibis al llarg d'aquest gradient hídric està molt influït per l'hidroperíode de l'hàbitat i per la comunitat de depredadors que pot establir-s'hi (Wellborn *et al.* 1996). Els ambients efimers només poden ser aprofitats eficaçment per aquelles espècies que tinguin un desenvolupament larvari molt ràpid. Per contra, en els ambients permanents poden establir-se peixos i altres grans depredadors que depreden sobre els ous i les larves de moltes espècies. Només aquelles espècies molt adaptades a aquests ambients amb uns mecanismes antidepredadors eficaços podran completar satisfactòriament la seva fase aquàtica.



**Figura 2.** Abundància (a) i riquesa d'espècies (b) en les tres categories d'ambients aquàtics segons la seva temporalitat. A partir de dades de 181 punts d'aigua. El gràfic representa la mitjana i l'error estàndard.

Els ambients temporanis amb una permanència suficient per poder completar la metamorfosi i que, al mateix temps, evitin l'establiment de grans depredadors són els que presenten un major nombre d'espècies i major abundància de larves (Fig. 2). Això és el que passa amb les espècies presents a Catalunya. Moltes espècies són oportunistes i es reproduïxen en diversos tipus

d'hàbitats aquàtics, i tot i que cada espècie és més freqüent trobar-la en uns hàbitats específics, són les basses temporànies les que registren un major nombre d'espècies (Taula 1). La gran variació temporal i espacial en les condicions físicoquímiques i hidrològiques de les basses en funció de les condicions climàtiques produeix un mosaic de diferents hàbitats disponibles per als amfibis. Les variacions anuals degudes a la climatologia fan que una mateixa bassa sigui més o menys favorable a una espècie en funció de les seves característiques (temps de metamorfosi, resposta als depredadors, capacitat competitiva, etc.) en diferent anys. Per al manteniment de la comunitat d'amfibis cal que existeixi una bona xarxa d'ambients aquàtics (efímers, temporanis i permanents) que garanteixi l'èxit reproductor de les diferents espècies presents a la zona.

### **DINÀMICA I REGULACIÓ POBLACIONAL**

La persistència d'una població local depèn d'un reclutament continu que mantingui una població d'adults reproductors. El creixement larvari i el seu desenvolupament fins a la metamorfosi, són factors crítics per al reclutament de nous individus per a la població.

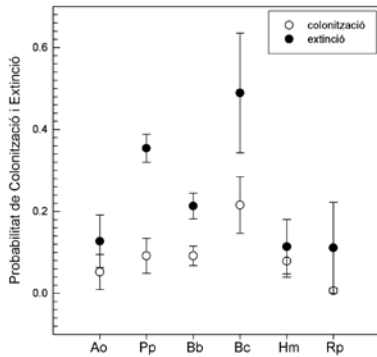
Com ja s'ha comentat anteriorment, el creixement i desenvolupament es poden veure afectats per diverses variables ambientals condicionant la quantitat i qualitat dels individus reproductors de la població en futures generacions. Per exemple, en els ambients temporanis, un any sec pot accelerar la taxa de dessecació del punt d'aigua, incentivant les larves a desenvolupar-se més ràpid. Moltes larves no podran ajustar-se i moriran sense poder completar la metamorfosi, altres aconseguiran completar el seu desenvolupament escurçant el període larvari però assolint com a conseqüència una mida corporal menor. Aquesta reducció en la mida pot afectar la qualitat dels adults. Una massa corporal gran en el moment de la metamorfosi normalment va associada a una major fitness dels juvenils i adults. Els individus més petits d'una espècie tenen menys capacitat de desplaçament, són més propensos a la deshidratació i a les infeccions i normalment assoleixen una mida menor durant la maduresa sexual de manera que la dinàmica poblacional no és gens constant, especialment en les poblacions lligades als ambients temporanis, on la permanència de les aigües i la composició dels depredadors poden oscil·lar molt d'un any per l'altre. En les espècies d'ambients temporanis les probabilitats d'extinció de les poblacions locals d'un any per l'altre són més grans que les de les espècies vinculades a ambients permanents o estables.

### **ESTRUCTURA I DINÀMICA METAPOBLACIONAL DE LES ESPÈCIES**

La majoria de basses són ambients aïllats els uns dels altres per una matriu terrestre. Aquesta estructura espacial dels nuclis reproductors ha fet que normalment es consideri que les espècies que habiten aquests hàbitats tenen una dinàmica metapoblacional (Marsh & Trenham 2001). Una metapoblació és una sèrie de poblacions locals (entenen una població com un nucli reproductor o bassa en aquest cas) connectades per processos de migració, flux genètic, extincions i colonitzacions. Bàsicament, dos factors controlen la dinàmica metapoblacional dels amfibis dels ambients temporanis: el número d'individus que es dispersa entre basses, i la densitat i distribució de les basses que determinen les distàncies de dispersió i la probabilitat de recolonització dels nuclis reproductors.

Gairebé tots els metamòrfics es queden a prop de la bassa on s'han desenvolupat, i creixen en els ambients terrestres propers a aquesta (a pocs centenars de metres, uns 200-300 de mitjana en funció de les espècies), mentre que una petita proporció d'individus es dispersa en cerca de nous hàbitats. La connectància entre nuclis reproductors és vital per mantenir la dinàmica metapoblacional i preservar l'espècie a escala regional a llarg termini (Dunning *et al.* 1992).





**Figura 3.** Probabilitat de colonització (cercles blancs) i probabilitat d'extinció (cercles negres) estimats en 174 punts d'aigua entre cinc anys consecutius (1999-2003). El gràfic representa la mitjana i l'error estàndard de les probabilitats associades durant els cinc anys d'estudi. Ao = *Alytes obstetricans*; Pp = *Pelodytes punctatus*; Bb = *Bufo bufo*; Bc = *Bufo calamita*; Hm = *Hyla meridionalis*; Rp = *Pelophylax perezi*.

L'alteració i destrucció dels ambients aquàtics temporanis aïllats redueix el número i densitat de nuclis reproductors potencials, incrementant la distància entre les poblacions, reduint el flux genètic i els processos de recolonització donada la limitada capacitat de migració de molt amfibis. Els ambients temporanis són els més abundants a nivell regional i, com ja s'ha comentat abans, són utilitzats per moltes espècies. La seva reducció no només incrementa la distància entre les poblacions sinó que redueix el número de poblacions "donadores" (*source*). En anys bons la productivitat de les basses temporànies és major per moltes espècies que la de les basses efímeres o permanents, i aporten un gran número de juvenils que poden dispersar-se i colonitzar nous punts d'aigua. Un mateix punt d'aigua pot actuar un any com a població "donadora" (*source*) i com a "perdedora" sense reclutament de nous individus (*sink*) en anys consecutius si les condicions ambientals no són les propícies. L'extinció pot tenir lloc a nivell local en diferents anys si no hi ha un reclutament efectiu, però a llarg termini la dinàmica metapoblacional pot garantir-ne la recolonització. Això fa que totes les espècies d'amfibis pateixin entre anys episodis d'extinció i colonització (Fig. 3). La modificació de les propietats dels ambients aquàtics per processos antropomòrfics com la introducció de depredadors o l'alteració del règim hídric pot trencar el balanç entre poblacions *source* i *sink* d'una espècie a nivell regional i augmentar d'aquesta manera les probabilitats de declivi poblacional i extinció local i regional a llarg termini.

La destrucció dels ambients temporanis incrementa directament la distància entre les poblacions (*source* o *sink*) modificant la dinàmica de recolonització i augmentant les taxes d'extinció a escala regional.

## PRINCIPALS AMENACES DELS AMFIBIS

### Destrucció i alteració dels ambients aquàtics

Aquesta és considerada la principal amenaça dels amfibis, i molt especialment en les espècies d'ambients temporanis. La gestió dels ambients aquàtics històricament ha estat molt dirigida a la conservació i preservació de grans ambients aquàtics utilitzats principalment per les aus, parant molt poca atenció als ambients temporanis. Com ja s'ha comentat en els apartats anteriors, pel manteniment d'aquests organismes i molts altres els ambients temporanis concentren més biodiversitat que no els grans ambients.

A part d'aquesta consideració, la densitat i la freqüència dels ambients aquàtics són factors crítics per comprendre la importància dels petits ambients temporanis aïllats. Un bon coneixement de

la densitat, abundància, i distribució en l'espai, així com la utilització per part dels amfibis i altres organismes és una informació bàsica per a qualsevol pla de gestió de poblacions d'amfibis a nivell regional (Semlitsch & Bodie 1998; Gibbs 2000; Semlitsch 2000b).

A més de la destrucció i pèrdua dels ambients aquàtics, molts d'ells han estat alterats i se n'han modificat les seves característiques. Moltes basses en ambients agrícoles veuen modificat el seu hidroperíode en funció de les necessitats dels propietaris i altres s'han degradat per l'ús de pesticides o herbicides en els camps veïns, que es concentren en les depressions inundables, afectant el desenvolupament i creixement de les larves. Diversos treballs han demostrat la sinèrgia dels pesticides i herbicides amb la presència dels depredadors. En presència d'aquestes substàncies els capgrossos no poden desenvolupar el morfotip antidepredador (crestes més altes, més musculatura a la cua, cos més curt) i la seva conducta també es modifica de manera que les probabilitats de ser depredats són molt més altes en presència de contaminants i en absència d'aquests. La contaminació química és una de les principals causes de degradació que en algunes regions ha conduït a l'extinció de les espècies més sensibles d'amfibis, principalment afectant la mortalitat dels embrions quan les postes són dipositades.

### **Destrucció i alteració dels ambients terrestres**

A més de la pèrdua quantitativa i qualitativa d'ambients aquàtics, una gran amenaça pels amfibis és la destrucció i alteració dels ambients terrestres (Delis *et al.* 1996; Lemckert 1999). La major part del cicle de vida dels amfibis té lloc a l'ambient terrestre, on els juvenils i els adults s'alimenten i tenen els seus refugis. En moltes zones els adults troben refugi a unes distàncies considerables dels punts d'aigua, i encara es té molt poc coneixement dels hàbitats i la vida d'aquests organismes durant la seva fase terrestre. Hi ha espècies que tenen preferència per ambients amb una gran cobertura forestal, i altres amb preferència per espais oberts en funció de les seves necessitats fisiològiques de temperatura i humitat ambiental. La destrucció de l'ambient terrestre existent al voltant d'una bassa altera per tant la quantitat i la qualitat de microhàbitats i recursos requerits pels adults durant la major part de la seva vida. La destrucció del medi terrestre no només redueix l'hàbitat disponible, sinó que fragmenta el territori, dificulta la connectància entre les poblacions veïnes.

La fragmentació de l'hàbitat té efectes a curt i a llarg termini sobre les poblacions d'amfibis (Fahring & Merriam 1994; Hecnar & M'Closkey, 1996; Vos & Stumpel 1996; Gibbs 1998a). A curt termini la fragmentació implica una pèrdua directa de les poblacions que ocupaven els espais modificats, alhora modifica el dinamisme de colització-extinció de les metapoblacions en afegir barreres que dificulten els desplaçaments dels individus entre nuclis reproductors. A més de la mort directa dels individus durant la destrucció de l'hàbitat, els que sobreviuen en els ambients fragmentats s'han d'enfrontar contínuament als riscos de creuar uns ambients inhòspits i perillosos per desplaçar-se entre els diferents ambients fragmentats per les xarxes viàries, urbanitzacions, explotació del bosc, etc. El grup d'amfibis és el grup de vertebrats més atropellat a Catalunya amb diferència, i segurament a moltes altres regions segueix el mateix patró. Els desplaçaments nocturns dins dels seu territori i, sobretot, els desplaçaments reproductors des de l'hàbitat terrestre a l'hàbitat aquàtic (moviments en moltes espècies massius amb centenars i milers d'individus desplaçant-se en un curt interval de temps) els fan especialment susceptibles ser atropellats (Carr & Fahrig 2001).

A llarg termini la fragmentació pot generar una important pèrdua de diversitat genètica a les poblacions. Les petites poblacions que queden aïllades són especialment susceptibles a acumu-

lar mutacions deletèries i pèrdua de potencial adaptatiu (Driscoll 1998). Igualment, els processos ecològics que tenen lloc a escala regional o de paisatge es veuen afectats, alterant les taxes de migració entre poblacions, cosa que pot resultar un veritable problema pel funcionament de les metapoblacions i el declivi de les poblacions no a escala local sinó, amb el temps, a escala regional. L'aïllament pot suposar una forta pressió sobre la demografia de les poblacions pels impactes directes de la fragmentació de l'hàbitat i els efectes a llarg termini que impedeixen que les poblacions es vagin reforçant o siguin rescatades per individus d'altres poblacions.

### SOLUCIONS POTENCIALS

Per a la conservació de la diversitat d'amfibis és imprescindible protegir els hàbitats naturals o poc alterats a escala regional. Els esforços s'haurien de dirigir a la identificació, l'adquisició i la gestió de zones amb bons hàbitats, que garanteixin l'estructura metapoblacional observada en la majoria dels amfibis. Les adquisicions o gestions dels territoris haurien de dirigir part dels seus esforços a mantenir una heterogeneïtat paisatgística i d'ambients al llarg de tot el gradient de permanència que incorporés tots els hàbitats requerits pels diferents estadis de vida dels amfibis. Les organitzacions i fundacions que tradicionalment es dediquen a l'adquisició de terrenys per a la conservació del medi haurien de començar a pensar en la comunitat d'amfibis (i els ambients temporanis en especial) en la gestió del territori i incorporar-la-hi. Igualment s'hauria de començar a induir els propietaris de terres a la conservació d'aquests hàbitats i els requisits dels organismes que d'ells depenen amb incentius o subvencions econòmiques com es fa amb altres organismes o hàbitats.

A més de la conservació dels ambients aquàtics (establint una bona xarxa d'ambients heterogenis i en una densitat adequada) s'haurien de designar unes zones protegides al voltant de les basses (*buffers*) d'ambient terrestre, pensant en les necessitats dels amfibis, amb un tipus de vegetació i d'hàbitats que oferís refugi als adults i als juvenils durant la seva estància al voltant de la bassa o en els seus moviments entre la fase aquàtica i la terrestre (Dodd & Cade 1998; Semlitsch 1998). Aquesta necessitat de vegetació o hàbitat terrestre al voltant del punt d'aigua poques vegades es té en compte, fins i tot quan es dissenyen i es fan basses de nova creació. Abans de dissenyar una bassa, si es fa pensant en els amfibis, abans caldria saber quina comunitat d'amfibis hi ha a la zona i quins són els requisits terrestres de les espècies per no construir ambients aquàtics aïllats del medi terrestre on passen part de la seva vida adulta (Gibbs 1998b; Schlaepfer & Gavin 2001). Moltes vegades aquests *buffers* no cal que siguin circulars. Coneixent les vies d'entrada de les espècies a les basses pot ajudar que estalviem esforços en unes direccions específiques que permetin la connectància entre el punt d'aigua i l'hàbitat terrestre de l'espècie, podent mantenir part de la resta de la bassa accessible a altres usos (conreu de les terres, accés per a activitats educatives, etc.).

Quan l'hàbitat es destrueix o s'altera a causa de la construcció d'infraestructures, fins i tot en zones protegides o gestionades, s'hauria de pensar a recuperar l'ambient aquàtic perdut i crear-ne un de nou el més a prop possible del punt d'aigua que s'ha destruït perquè la població d'amfibis pugui localitzar el nou punt d'aigua amb facilitat i evitar grans desplaçaments d'individus que comporten altes taxes de mortalitat. Els punts d'aigua compensatoris s'haurien de dissenyar tenint en compte les propietats del punt original per poder preservar la comunitat original, intentant reproduir el seu hidroperíode natural, la qualitat de l'aigua, l'estacionalitat, la vegetació, etc. (Lehtinen & Galatowitsch 2001).

Una vegada més cal insistir que en aquestes tasques cal incorporar la percepció que també el medi terrestre circumdant s'hauria de gestionar i s'hauria de complir amb els requisits necessaris

per a la supervivència de les espècies a llarg termini.

Si les basses temporànies importants per als amfibis queden a prop d'una xarxa viària important que talla la ruta d'accés dels adults entre la zona de vida durant la fase terrestre i el punt d'aigua de reproducció, s'hauria de pensar, quan s'observa molta mortalitat d'individus, a prendre mesures correctores a la xarxa. Establir tanques per evitar l'accés dels amfibis a la carretera i dirigir-los cap a uns passos de fauna específics amb les propietats que requereixen els amfibis. Aquestes mesures i el disseny de corredors biològics s'han d'incorporar quan es pensa a gestionar una regió o una zona amb interès per als amfibis. Per estudiar i analitzar la comunitat present cal tenir en compte les distàncies entre els nuclis reproductors que permetin a les metapoblacions mantenir les seves taxes de colonització-extinció i, paisatgísticament, pensar en la possible connexió entre zones que afavoreixen el flux genètic entre metapoblacions a llarg termini mantenint la variabilitat de l'espècie i el seu futur potencial adaptatiu. Moltes vegades com a corredors biològics s'incorporen conques hídriques pensant que a través d'elles es desplaçaran els amfibis, però la majoria d'espècies d'amfibis (especialment els d'ambients temporals) rarament es mouen per les conques hídriques, perquè els seus moviments tenen lloc des del refugi terrestre. Per tant, no resulten gaire adequats ni útils només els rius com a corredors biològics per connectar les poblacions d'amfibis.

### AGRAÏMENTS

Vull agrair als companys del grup d'herpetologia de la Universitat de Barcelona els seus comentaris i ajuda durant la preparació de la ponència i per compartir part dels seus coneixement i dades: Gustavo A. Llorente, Albert Montori, Marc Franch, Núria Garriga, Dani Villero i Pere Albornà.

### BIBLIOGRAFIA

- Carr, LW. & Fahrig, L. 2001. Effect of road traffic on two amphibian species of differing vagility. "Conservation Biology" 15: 903-913.
- Delis, PR.; Mushinsky, HR. & McCoy, ED. 1996. Decline of some west-central Florida anuran populations in response to habitat degradation. "Biodiversity and Conservation" 5: 1579-1595.
- Dodd, CK. & Cade, BS. 1998. Movement patterns and the conservation of amphibians breeding in small, temporary wetlands. "Conservation Biology" 12: 331-339.
- Driscoll, DA. 1998. Genetic structure, metapopulation processes and evolution influence the conservation strategies for two endangered frog species. "Biological Conservation" 83: 43-54.
- Dunning, JB.; Danielson, BJ. & Pulliam HR. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscape. "Oikos" 65: 169-175.
- Fahring, L & Merriam, G. 1994. Conservation of fragmented populations. "Conservation Biology" 8: 50-59.
- Gibbs, JP. 1998a. Amphibian movements in response to forest edges, roads, and streambeds in southern New England. "Journal of Wildlife Management" 62: 584-589.
- Gibbs, JP. 1998b. Distribution of woodland amphibian along a forest fragmentation gradient. "Landscape Ecology" 13: 263-268.
- Gibbs, JP. 2000. Wetlands loss and biodiversity conservation. "Conservation Biology" 14: 314-317.
- Hecnar, SJ. & M'Closkey, RT. 1996. Regional dynamics and the status of amphibians. "Ecology" 77: 2091-2097.
- Lehtinen, RM. & Galatowitsch, SM. 2001. Colonization of restored wetlands by amphibians in Minnesota. "American Midland Naturalist" 145: 388-396.

- Lemckert, F. 1999. Impacts of selective logging on frogs in a forested area of northern New South Wales. "Biological Conservation" 89: 321-328.
- Marsh, DM. & Trenham, PC. 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. "Conservation Biology" 15: 40-49.
- Schlaepfer, MA. & Gavin, TA. 2001. Edge effects on lizards and frogs in tropical forest fragments. "Conservation Biology" 15: 1079-1090.
- Semlitsch, RD. 1998. Biological delineation of terrestrial buffer zones for pond breeding salamanders. "Conservation Biology" 12: 1113-1119.
- Semlitsch, RD. 2000. Principles for management of aquatic breeding amphibians. "Journal of Wildlife Management" 64: 615-631.
- Semlitsch, RD. 2003. Amphibian conservation. Smithsonian Institution, USA, 324 pp.
- Semlitsch, RD. & Bodie, JR. 1998. Ares mall, isolated wetlands expendable? "Conservation Biology" 12: 1129-1133.
- Vos, CC. & Stumpel, HP. 1996. Comparison of habitat isolation parameters in relocation to fragmented distribution patterns in the tree frog (*Hyla arborea*). "Landscape Ecology" 11: 203-214.
- Wellborn, GA.; Skelly, DK. & Werner, E. 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. "Annual Review of Ecology and Systematics" 27: 337-363.



## PROBLEMÀTICA DE LA INTRODUCCIÓ DE TORTUGUES AL·LÒCTONES EN ZONES HUMIDES DE CATALUNYA

**Marc Franch i Quintana (1,2), Gustavo A. Llorente Cabrera (1) i Albert Montori Faura (1)**

(1) Dept. Biol. Animal, Facultat de Biologia, Univ. de Barcelona, Av. Diagonal, 645-08028 Barcelona (franchky@ub.edu).

(2) Fundació Emys, C/ Sta. Coloma, 12, 17421 Riudarenes; Girona.(info@fundacioemys.com).

### RESUM

Actualment és cada cop més freqüent la presència de tortugues aquàtiques al·lòctones a l'hàbitat corresponent a la tortuga de rierol (*M. leprosa*) i la tortuga d'estany (*E. orbicularis*). La convivència entre les tortugues aquàtiques autòctones no presenta cap mena de problemàtica competencial, però amb l'aparició sobtada d'una o més espècies forànies aquest suposat equilibri es pot veure alterat i es poden donar processos que alteren l'organització i el funcionament dels ecosistemes residents, i s'hi poden establir noves relacions biòtiques com depredació, parasitosi, transferència de paràsits i exclusions competitives de difícil predicció. Aquest nou escenari, a causa que les espècies que entren en contacte no han tingut un patró d'evolució conjunt, pot comportar l'aparició de noves pressions de selecció que alterin les característiques demogràfiques de les diferents espècies –tant autòctones com al·lòctones- i l'ús dels recursos de l'hàbitat.

Els efectes d'aquesta recent incorporació d'espècies sobre els ecosistemes i les altres espècies són encara ara una incògnita si bé darrerament estan augmentant el nombre d'estudis on apareixen ja interaccions força evidents i preocupants que fan plantejar una necessitat de gestió per evitar la consolidació de les noves espècies i els efectes negatius que tenen o puguin tenir sobre la conservació de les espècies autòctones.

### INTRODUCCIÓ

Actualment es considera que les espècies invasores són una important causa de pèrdua de biodiversitat a escala mundial, tan sols per darrere de la destrucció d'hàbitats i la fragmentació del paisatge (Williamson 1996). L'activitat antròpica a escala global com el comerç, la massificació del transport, el turisme o el canvi d'hàbits en el consum està beneficiant un moviment i establiment d'espècies arreu del món sense precedents (McNeely *et al.* 2001). Si bé és cert que les invasions biològiques constitueixen un fenomen natural, també és cert que l'expansió i generalització d'aquesta activitat humana ha accelerat el procés a un ritme exponencial (Mooney & Hobbs 2000).

La introducció voluntària o involuntària d'espècies pot comportar una desestabilització i destrucció d'hàbitats, pot tenir una afectació directa a espècies autòctones (desplaçament, reemplaçament, etc.), a la salut humana o mediambiental (directe o com a vectors, reservoris, etc.) i a l'activitat humana (economia) (GEIB 2006). Les conseqüències ecològiques es poden donar a diferents nivells, directament sobre l'individu (alteració de patrons de comportament, reducció de taxa reproductiva, competència, depredació, etc.), sobre la dinàmica de poblacions (canvis en abundància, estructura, distribució, extincions), sobre les comunitats (reducció de la diversitat biològica i alteracions en l'estructura i composició) i sobre els ecosistemes (pertorbacions i canvis del medi físic) (GEIB 2006).

El procés d'invasió biològica presenta tres estadis molt ben diferenciats: el transport, l'assentament (cal tenir en compte que un gran nombre d'exemplars transportats mor abans de ser incorporat

als nous ambients (Ayres 2007)) i la propagació. Considerarem espècie naturalitzada aquella que perdura en l'ambient però que no és capaç per ella mateixa de propagar-se; en cas contrari es considerarà espècie invasora. L'èxit d'aquestes espècies pot estar subjecte a diversos factors i el fet que assoleixin el tercer estadi del procés d'invasió pot ser a causa de la hipòtesi del nínxol ecològic buit o de la hipòtesi de l'absència d'enemics (depredadors, paràsits o malalties capaces de frenar la seva expansió).

A Espanya es pot apreciar un increment continuat d'espècies exòtiques en tots els grups taxonòmics, tant de plantes com d'animals (Vilà *et al.*, 2001). Moltes d'aquestes provenen del comerç d'animals de companyia o mascotes. La gran resistència inherent a les espècies comercials ha facilitat la seva naturalització en diferents països.

L'espècie més conflictiva és la tortuga de Florida (*Trachemys scripta elegans*) (figura 1). Originàriament, el gènere *Trachemys* té una distribució molt àmplia, des del llac Michigan s'estén per l'est i el centre dels USA, ocupa gran part de Mesoamèrica, el Carib i una àmplia zona d'Argentina i Brasil (Seidel 2002). La distribució de la subespècie *T. s. elegans* s'estén per la conca del Mississipi: des d'Illinois, l'oest de Kansas i Oklahoma, els estats de Florida i Virgínia fins al Golf de Mèxic al sud (Ernst & Bourbor 1989). Actualment aquesta es troba introduïda com a reproductora en molts països d'Àfrica, Àsia, Europa i Sud-amèrica (Tiedemann 1990; Chen & Lue 1998) i especialment en països mediterranis com França, Grècia, Itàlia, Portugal i Espanya (Geniez & Cheylan 1987; Araujo 1996; Luiselli *et al.* 1997; Filella *et al.* 1999; Pleguezuelos *et al.* 2002), zones amb característiques climatològiques similars a les de la seva distribució original (Arvy 1998), encara que a causa de la seva gran capacitat adaptativa pot colonitzar ambients aquàtics de diferent tipologia (Gibbons 1990). *T. s. elegans*, està considerada entre les cent espècies més invasores a nivell mundial d'acord amb els criteris de la severitat del seu impacte sobre la diversitat biològica i/o activitats humanes i per ser exemples il·lustratius d'importants temes relacionats amb les invasions biològiques. Amb tot, que una espècie no estigui inclosa en aquest grup de les cent més invasores no implica que aquesta constitueixi una amenaça menor (Lowe *et al.* 2004). L'alliberament continuat al medi de tortugues al·lòctones és un problema de gran magnitud que pot ser important si, a més, es produeix en l'àrea de distribució d'espècies autòctones amb graus d'amenaça considerables.



**Figura 1.** *Trachemys scripta elegans* capturada en un dels canals de regadiu de la plana deltàica del Llobregat.



L'exportació de cries de tortugues s'ha estès a més de 58 països i, entre 1989 i 2001, s'estima en més de 52 milions d'exemplars (Telecky 2001). A Espanya tan sols existeixen registres de la seva comercialització des de l'any 1983, encara que se'n coneix la comercialització com a animal de companyia des d'abans d'aquesta data. Segons Barquero (2001) l'any 1983 es podien haver importat 185.000 exemplars, arribant fins a 900.000 (més de 250.000 a Catalunya) el 1997, un any abans de la prohibició de la comercialització d'exemplars criats fora de l'àmbit de la Unió Europea. No obstant això, a partir de 1998 se'n segueixen venent exemplars ja sigui perquè procedien de centres de cria europeus o bé perquè s'havien importat anteriorment a la prohibició (Barquero 2001).

La regulació del comerç de *Trachemys scripta elegans* ha tingut dues conseqüències en l'escenari de les invasions a la península Ibèrica. Per una banda, s'ha reduït enormement el nombre d'exemplars comercialitzats d'aquesta subespècie (Barquero 2001), fet que hauria de suposar un alleugeriment de la problemàtica tot i que l'elevada permanència d'exemplars a les llars la mantindria i prolongaria. Per altra banda, com que és una regulació tan concreta i es dirigeix exclusivament a la subespècie *Trachemys s. elegans* ha incrementat el nombre d'espècies de tortugues potencialment invasores. Així, és cada vegada més freqüent localitzar aquestes noves espècies i subespècies comercialitzades en el medi natural. A la península Ibèrica es té constància dels següents tàxons (ressaltades amb un asterisc les detectades a Catalunya) (Ayres 2007):

*Trachemys scripta elegans*\*  
*Trachemys scripta scripta*\*  
*T.s.elegans x T.s.scripta*  
*Trachemys scripta troostii*  
*Trachemys emolli*  
*Graptemys p. pseudogeographica*\*  
*Graptemys p. kohni*  
*Pseudemys floridana*\*  
*Pseudemys concinna*\*  
*Pseudemys nelsonni*  
*Chelydra serpentina*\*  
*Chrysemys picta*\*  
*Pelodiscus sinensis*\*  
*Chinemys reevesii*

Actualment es considera *Trachemys scripta elegans* l'espècie de rèptil que més ràpida i extensament s'ha distribuït per la península Ibèrica (Mateo 1997; Martínez-Silvestre *et al.* 2001 i Díaz-Paniagua *et al.* 2002) establint poblacions que es mantenen bé per reproducció (procés natural), bé per reforç constant via alliberament de nous individus (Pérez-Santigosa *et al.* 2006, en premsa). Aquesta successió d'esdeveniments permet considerar a *Trachemys scripta elegans* com una espècie altament resistent i netament invasora.

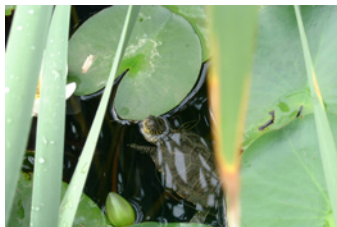
A Catalunya aquesta espècie és present en major o menor densitat en una gran diversitat d'hàbitats, tant naturals com artificials, des d'estans, llacunes i rius fins a aiguamolls i punts d'aigua de baixa qualitat de la totalitat de la franja litoral i també en punts dispersos de l'interior (Llorente *et al.* 1995), fruit d'una introducció clarament activa amb animals provinents del mercat d'animals de companyia, alliberats a la natura quan els propietaris es cansen de mantenir-los, a causa de les dimensions que adquireixen, l'alimentació o les olors que generen. Se n'ha com-

provat la reproducció en condicions naturals de semicaptivitat des de 1992 (Martínez-Silvestre *et al.* 1997), però es té la sospita que aquesta es donés ja anteriorment en el medi natural (Filella *et al.* 1999). Des de mitjan dels 90 s'ha constatat la seva reproducció en diferents punts de la geografia catalana com el delta del Llobregat (DeRoa & Roig 1998), el delta de l'Ebre (Bertolero & Canicio 2000) i els Aiguamolls de l'Empordà (Filella *et al.* 1999; Capalleras & Carretero 2000) entre altres, i és una espècie en clara expansió: en l'Atlas d'amfibis i rèptils de Catalunya (Llorente *et al.* 1995) es trobava present a vint-i-cinc quadrícules UTM 10x10 quilòmetres (6,48% del total de Catalunya) mentre que l'any 2005 apareix ja en setanta-una quadrícules (18,39%) (Base de dades de la AHE –Asociación Herpetológica Española).

Tot i aquesta situació, actualment no hi ha un pla de gestió de tortugues al·lòctones a nivell de Catalunya. Les accions que s'emprenen tenen un caràcter o bé puntual (per part del cos d'Agents Forestals) o bé restringit a determinades zones on es realitza una extracció dels exemplars capturats com és el cas de l'embassament del Foix (Centre de Recuperació d'Amfibis i Rèptils de Catalunya - CRARC), el delta del Llobregat (Reserva Natural), els Aiguamolls del Baix Empordà (Àmbit actuació de projecte LIFE-Nature). Totes aquestes accions no estan unificades ni comparteixen necessàriament uns objectius comuns (eradicació total, extracció continuada d'exemplars, etc.).

Encara que l'alliberament indiscriminat de tortugues ha estat relativament gestionat en diferents administracions públiques, la realitat és que cada vegada s'han anat alliberant major nombre d'exemplars al medi fins al punt que la seva eradicació ha esdevingut pràcticament impossible, sobretot en els ambients mediterranis.

Recentment s'ha destacat la presència, cada vegada més freqüent, de tortugues al·lòctones en l'hàbitat ocupat per la tortuga d'estany (*Emys orbicularis*) (figura 2) i la tortuga de rierol (*Mauremys leprosa*) (figura 3). Aquesta convivència entre les tortugues aquàtiques peninsulars no presenta, en principi, una problemàtica basada en la competència entre espècies (Keller 1997), però l'aparició d'una o més espècies foranes pot implicar que aquest suposat equilibri es modifiqui donant lloc a processos que alteren l'organització i el funcionament dels ecosistemes ocupats pels quelonis, i es poden establir noves relacions que inclouen la depredació, la parasitosi, la transferència de paràsits i exclusions competitives de difícil predicció. Aquest nou escenari, a causa que les espècies que entren en contacte no presenten patrons d'evolució conjunts, pot comportar l'aparició de noves pressions selectives (Cadi & Joly 2003; Cadi & Joly 2004; Williamson 1996) que alterin les característiques demogràfiques de les diferents espècies –tant autòctones com al·lòctones- i l'ús de recursos de l'hàbitat.



**Figura 2.** *Trachemys scripta elegans* capturada en un dels canals de la plana deltàica del Llobregat.



**Figura 3.** *Trachemys scripta elegans* capturada en un dels canals de regadiu del Llobregat.

## EVIDÈNCIES D'UNA POSSIBLE PROBLEMÀTICA

Actualment no es coneix quina és la repercussió sobre les tortugues autòctones de la introducció d'aquesta espècie a Catalunya. Hi ha evidències que *T. s. elegans* exerceix una competència directa sobre *Emys orbicularis* pels llocs d'insolació (Cadi & Joly 2003) i possiblement pels llocs de refugi (Crucitti *et al.* 1990), encara que no es poden descartar possibles efectes negatius sobre les poblacions autòctones a causa de la competència per l'hàbitat i pels recursos alimentaris. Així, l'extracció d'exemplars de *Trachemys scripta elegans* de les zones profundes de la llacuna de l'Acebucho a Doñana en va afavorir la colonització per *Mauremys leprosa* (Díaz-Paniagua *et al.* 2002).

A Catalunya hi ha dues espècies de tortugues aquàtiques autòctones: la tortuga d'estany (*Emys orbicularis* Linnaeus, 1758.) i la tortuga de rierol (*Mauremys leprosa*; Schweigger, 1812). La tortuga d'estany (*Emys orbicularis*) és una espècie considerada com a rara i amenaçada a la península Ibèrica i està catalogada com a espècie vulnerable segons "El libro rojo de los vertebrados de España" (Blanco & González 1992). L'espècie es troba en situació molt crítica a la costa mediterrània i, a nivell europeu, està inclosa en els annexes I i II de la Directiva Hàbitats. Les poblacions del nord-est ibèric estan catalogades com a críticament amenaçades (CR) en l'Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España (Pleguezuelos *et al.* 2002) on s'inclouen les poblacions catalanes. A Catalunya la distribució de la tortuga es troba molt fragmentada i amb pocs efectius poblacionals (Llorente *et al.* 1995). Aquesta espècie habita aigües netes (dolces i salobres), sobretot ambients lèntics amb preferència per zones amb abundant vegetació aquàtica (hàbitats poc alterats i humanitzats). Es mostra molt poc tolerant a la contaminació i l'eutròfia.

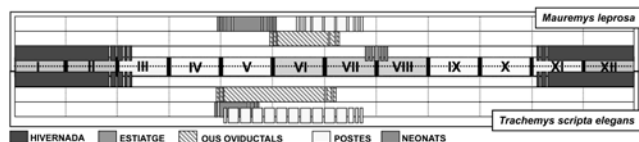
*Mauremys leprosa* es considera una espècie relativament comuna si bé es troba en regressió a algunes àrees de la Península (DaSilva & Blasco 1997). A Catalunya és present a bona part del territori amb un aparent increment dels efectius poblacionals i l'àrea de distribució (dades pròpies). Pel que fa a hàbitat, ocupa basses, llacunes, estanys, rius i rieres d'aigües lentes i permanents, encara que la seva tolerància la porta a ser present en un ampli espectre de masses d'aigua fins i tot aquelles de qualitat dubtosa, ambients més antropogènics amb poca o sense cobertura vegetal, i amb cert grau de contaminació urbana i agrícola.

Dins l'àmbit geogràfic de Catalunya, *Trachemys scripta elegans* presenta major possibilitat d'interacció amb *Mauremys leprosa* que *Emys orbicularis* perquè el seu delicat estat de conservació fa que pràcticament no hi hagi zones de simpatria. Fruit de diferents projectes de recerca en quelonis, s'han obtingut una sèrie de resultats que evidencien certes interaccions.



**Figura 4.** Freqüències absolutes i percentatge per a les dues espècies objectes d'estudi al llarg de l'itinerari de la Bunyola extrapolades sobre l'àrea d'estudi.

**Figura 5.** Cicle biològic de *Mauremys leprosa* i *Trachemys scripta elegans* al delta del Llobregat.



El delta del Llobregat posseeix una important població de *Mauremys leprosa*. La presència d'aquesta espècie es considerava escassa fins als anys 90 (Ballesteros & Degollada 1996) i estava sotmesa a una elevada pressió antròpica per alteració i canvis en el seu hàbitat. Actualment, gràcies a un programa més o menys planificat de reforç poblacional l'espècie es pot considerar abundant. Aquesta població de tortuga de rierol cohabita amb *Trachemys scripta elegans* en la major part dels hàbitats on es presenta. De fet, la població resident de *T. s. elegans* pot considerar-se la més nombrosa de Catalunya. Durant el període 2004-2005 s'obtingueren 864 nous registres de tortugues i d'aquestes, 532 correspongueren a *Mauremys leprosa*, 329 a *Trachemys scripta elegans*, 2 a *T. s. scripta* i 1 *Gratemys pseudogeographica*. La taula 1 mostra la variació relativa en el nombre de cites per a cada espècie entre el període d'estudi i les dades prèvies a aquest. S'observa un augment significatiu en les cites de

	Número de Cites			
	2000-2003	%	2004-2005	%
<i>Mauremys leprosa</i>	463	83,12	532	61,57
<i>Trachemys s. elegans</i>	90	16,16	329	38,08
<i>Trachemys s. scripta</i>	3	0,54	2	0,23
<i>Gratemys pseudogeografica</i>	0	0,00	1	0,12
<i>Chrysemys picta</i>	1	0,18	0	0,00
<b>Total:</b>	<b>557</b>	<b>100,00</b>	<b>864</b>	<b>100,00</b>

**Taula 1.** Resum de la base de dades de citacions que quelonis aquàtics al delta del Llobregat, tant les dades prèvies al període d'estudi com durant aquest (2004-2005) i l'ocupació de territori a partir del reticle UTM 1 x 1 Km.

*T. s. elegans* respecte a *M. leprosa* i una presència testimonial de la resta de tàxons, un fet que es repeteix en altres localitats com l'embassament del Foix (Martínez-Silvestre *et al.* 2003). Actualment es pot considerar que *T. s. elegans* és la tortuga més abundant del delta del Llobregat, situació similar a gran part de les zones on ha estat introduïda, on arriba a ser majoritària enfront les espècies autòctones (Soccini *et al.* 2004).

Si s'estudia amb més detall la microdistribució en una àrea concreta del delta del Llobregat, en aquest cas el canal de la Bunyola, s'observa una aparent segregació espacial entre les dues espècies al llarg del canal. Aquest canal presenta també un gradient pel que fa a les condicions fisicoquímiques i biològiques (Cañedo-Argüelles *et al.*, 2005): *M. leprosa* ocuparia la zona de menor qualitat d'hàbitat (menor superfície lliure d'aigua, major eutròfia i major contaminació per aigües residuals), mentre que *T. scripta* es concentraria a la part sud-est amb un hàbitat de major qualitat biològica (figura 1). Amb tot, les diferències no són significatives (ANOVA;  $F(1,20) p=0,872$ , n.s.). Un altre resultat que reforça aquesta possible segregació espacial és l'obtingut a la llacuna de Ca l'Arana (l'única d'elevada salinitat amb  $17.200 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) on no s'ha detectat la presència de *T. scripta* però sí de *M. leprosa*. Aquest fet va induir a pensar que el factor salinitat podria ser determinant per a la presència o no de *T. s. elegans*. Si considerem la salinitat (mesurada com a conductivitat,  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) en localitats on s'observa la presència d'una o altre espècie respecte a les localitats on hi són absents, no s'observen diferències significatives per a les dues espècies: (test U de Mann-Whitney) *T. scripta*  $Z=-1,92 p=0.056$  i *M. leprosa*,  $Z=1,28 p=0,201$  n.s., encara que aquesta última hi presenta major tolerància. Si es compara per models de regressió logística binària per a la presència-absència d'ambdues espècies utilitzant els factors salinitat

i presència de l'altra espècie, els resultats indiquen que el factor que realment influeix en la distribució a petita escala és la presència o no de l'altra espècie (taula II).

Si es té en compte que en preferències d'hàbitat i tolerància a la salinitat *T. scripta* és molt més estricta, *M. leprosa* ocupa ambients que, a priori, per als seus nivells de conductivitat poden considerar-se salins i subòptims per a ella. Aquest fet és conseqüència d'una major capacitat d'exclusió de *T. scripta* sobre *M. leprosa* que es veu així relegada a ocupar ambients subòptims.

		Estimate	Standard	Wald	p
<i>M. leprosa</i>	Intercepció	-2.60868	1.221213	4.563086	0.032668***
	Salinitat	0.00014	0.000115	1.384861	0.239275
	<i>T. s. elegans</i>	-1.73915	0.795753	4.776579	0.028849***
<i>T. s. elegans</i>	Intercepció	-2.29744	1.345315	2.916360	0.087685
	Salinitat	0.00023	0.000123	3.457311	0.062973
	<i>M. leprosa</i>	-1.88855	0.900226	4.401018	0.035917***

**Taula 2.** Model logístic lineal per a les interaccions entre la presència/absència de les dues espècies (*Trachemys scripta elegans* i *Mauremys leprosa*) i la salinitat. Es ressalten amb \*\*\* aquells valors de l'estadístic de Wald que presenten un nivell de significació menor al 0,05.

Durant el mateix període es va estudiar el cicle biològic de les dues espècies (figura 2). La diferència més destacable és la durada del període reproductor, que és el doble (aproximadament dos mesos) en *T. scripta* respecte *M. leprosa*, fet que confirma una major capacitat reproductora de l'espècie. Aquesta durada coincideix amb la durada per a la mateixa espècie a Louisiana (Cagle 1950) si bé presenta cert desplaçament en el calendari. No han pogut obtenir dades reproductores directes per a la població de *M. leprosa* però sí de forma indirecta a partir de palpat inguinal (taula III). Per a *T. s. elegans* els resultats obtinguts permeten fer una primera estima de la grandària de la posta en  $13,25 \pm 3,99$  ous per femella ( $n=8$ ) amb un rang que oscil·la entre 7 i 17 ous. Durant el període reproductor, tan sols un 5,71% de les captures de femelles va donar positiu al palpat inguinal mentre que al nord de Catalunya aquest percentatge arriba al 12% (Franch *et al.* 2004). A Doñana, per al mes de maig s'obtingueren per radiografiat de baixa intensitat percentatges de femelles gràvides del 62,4 i 56,1% (Andreu & Villamor 1989; Keller 1997), resultats molt superiors a l'àrea d'estudi. Si es considera l'eficiència de detecció comparant els resultats de palpat inguinal amb els del radiografiat (Andreu & Villamor 1989; Keller 1997 i Franch *et al.* 2004), fins i tot amb l'escenari més negatiu del 42,86% d'eficiència de detecció per al nord de Catalunya (Franch *et al.* 2004), els valors del delta del Llobregat queden molt per sota dels obtinguts a Doñana. Per altre banda, s'ha detectat la possibilitat de segones i fins i tot terceres postes (dades pròpies no publicades), igual com es donaria per a poblacions de Doñana (Pérez-Santigosa *et al.* 2006 en premsa), americanes (Jackson 1988) i en *Chrysemys picta* (Moll 1973).

	<i>M. leprosa</i>		<i>T. s. elegans</i>	
	n	%	n	%
Positiu	2	5.71	9	12.00
Negatiu	33	94.29	25	88.00
<b>total</b>	<b>35</b>	<b>100.0</b>	<b>36</b>	<b>100.00</b>

**Taula 3.** Model logístic lineal per a les interaccions entre la presència/absència de les dues espècies (*Trachemys scripta elegans* i *Mauremys leprosa*) i la salinitat. Es ressalten amb \*\*\* aquells valors de l'estadístic de Wald que presenten un nivell de significació menor al 0,05.

## CONCLUSIONS

Amb els resultats obtinguts en els diferents estudis que s'estan realitzant sobre la biologia de *Trachemys scripta elegans* en les noves àrees de distribució es pot concloure que:

- a. L'espècie es troba en clara expansió (tant en densitat com en extensió).
- b. Sembla establir-se una relació de competència per les zones d'insolació i una segregació espacial a microescala amb les tortugues autòctones.
- c. Major potencial reproductor: alta proporció de femelles gràvides, llarg període de postes (amb fins a 3 postes diferents) i elevada grandària de posta.
- d. Interacció negativa amb *M. leprosa* i *Emys orbicularis* (Cadi & Joly 2003; Cadi & Joly 2004)
- e. Suposaria un risc sanitari com a portadora o reservori de patògens (Hidalgo-Vila 2007).

De totes aquestes conclusions se'n desprèn que *Trachemys scripta elegans* presenta un elevat potencial invasiu amb evidents efectes sobre les espècies autòctones, fet que portaria a considerar com a prioritàries les següents accions (Ayres 2007):

- a. Estudi en profunditat de la biologia de l'espècie i la seva distribució a fi d'obtenir una cartografia detallada de la situació real de l'espècie que permeti una major eficiència de gestió i control.
- b. Disseny i execució de programes d'eradicació.
- c. Optimització dels sistemes de captura.
- d. Implementació d'una política d'acollida de mascotes per evitar l'alliberament intencionat: promoure la creació i sosteniment de centres d'acollida, accessibles des de tots els àmbits de la ciutadania.

Amb tot, caldria aprofundir més en l'estudi de *Trachemys scripta elegans* i la resta de tàxons de tortugues presents als ambients aquàtics (tant en qualitat de naturalitzats com d'invasors) per avaluar els seus efectes (o possibles efectes) sobre la resta de grups animals, la vegetació o les condicions abiòtiques d'aquests ambients per tal de traçar la millor estratègia per poder fer front a la més que palesa invasió biològica.

**BIBLIOGRAFIA**

- Andreu, A.C. & Villamor, M.C. 1989. Calendario reproductivo y tamaño de puesta en el galápago leproso *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812) en Doñana, Huelva. "Doñana Acta Vertebrata", 16(1):167-172.
- Araújo, P.R. 1996. "Contribuição para o estudo do comportamento do cágalo mediterrânico *Mauremys leprosa*" (Schweigger, 1812). Tesis de Mestrado. Lisboa. 69pp.
- Arvy C & Servan, J. 1998. Imminent competition between *Trachemys scripta* and *Emys orbicularis* in France. "Mertensiella" 10: 33-40.
- Ayres, C., Diaz-Paniagua, C., Franch, M. & Llorente, G.A. 2007. "Problemática asociada a la liberación de Galápagos exóticos en la P. Ibérica". Informe no publicado. AHE. 28p.
- Ballesteros, T. & Degollada, A. 1996. Distribució dels amfibis i rèptils al delta del Llobregat. "Spartina", 2: 85-86.
- Barquero, J.A. 2001. "El control del comercio y las especies potencialmente invasoras: situación actual de la tortuga de Florida (*Trachemys scripta elegans*) en España". Mem. Master, Univ. Intern. Andalucía, Sevilla. 122 pp.
- Bertolero, A. & Canicio, A. 2000. Nueva cita de nidificación de *Trachemys scripta elegans* en Cataluña. "Bol, Asoc. Herpetol. Esp." 11 (2): 84.
- Blanco, J.C. & González, J.L. (eds.). 1992. "Libro rojo de los vertebrados de España". Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentació. Colección Técnica. ICONA. Madrid. 714 pp.
- Cadi, A. & Joly, P. 2003. Competition for basking places between the endangered European pond turtle (*Emys orbicularis galloitalica*) and the introduced redeared slider (*Trachemys scripta elegans*). "Can. J. Zool." 81: 1392-1398.
- Cadi, A. & Joly, P. 2004. Impact of the introduction of the red-eared slide (*Trachemys scripta elegans*) on survival rates of the European pond turtle (*Emys orbicularis*). "Biological Conservation" 13: 2511-2518.
- Cagle, F.R. 1950. The life history of the slider turtle, *Pseudemys scripta troostii* (Holbrook). "Ecol. Monogr. Durham" 20: 685-739.
- Cañedo-Argüelles, M.; Farrés, R.; Rieradevall, M. & Prat, N. 2005. Seguiment de la qualitat fisicoquímica dels sistemes aquàtics del delta del Llobregat. pp. 17-45 en Llorente GA (Coord.) Seguiment de paràmetres biològics i detecció de bioindicadors de l'estat del sistema al llarg del període de creació de noves infraestructures al delta del Llobregat. Informe no publicado. DMAH & Universitat de Barcelona. Barcelona. 548 pp.
- Capalleras, X. & Carretero, M.A. 2000. Evidencia de reproducción con éxito en libertad de *Trachemys scripta* en Península Ibérica. "Bol, Asoc. Herpetol. Esp." 11: 34-35.
- Chen, T.H. & Lue, K.Y. 1998. Ecological notes on feral populations of *Trachemys scripta elegans* in northern Taiwan. Chel, "Conserv. Biol.", 3: 87-90.
- Crucitti, P.; Campeser, A. & Malori, M. 1990. Popolazioni sintopiche di *Emys orbicularis* e *Mauremys caspica* nella Tracia, Grecia Orientale (Reptilia, Testudines: *Emyidae*). "Bull. Mus. Scien. Nat. Torino", 8 (1): 187-196.
- Da Silva, E. & Blasco, M., 1997. *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812). Galápagos Leproso. En: Distribución y Biogeografía de los anfibios y Réptiles en España y Portugal. Pleguezuelos, J.M. (Ed.). "Monografías de Herpetología" vol.3. Asociación Herpetológica Española y Universidad de Granada. Granada: 172-174.
- DeRoa, E. & Roig, J.M. 1998. Puesta en hábitat natural de la Tortuga de Florida (*Trachemys scripta elegans*) en España. "Bol. Asoc. Herpetol." Esp. 9: 48-50.
- Díaz Paniagua, C.; Marco, A.; Andreu, A.C.; Sánchez, C.; Peña, L.; Acosta, M. & Molina, I. 2002. *Trachemys scripta* en Doñana. Informe no publicado. AHE, Sevilla.
- Ernst, C.H. & Barbour, W. 1989. "Turtles of the world". Smithsonian Institution Press, London.

- Filella, E., Rivera, X., Arribas, O. & Melero, J.A. 1999. Estatus i dispersió de *Trachemys scripta elegans* a Catalunya (Nord est de la Península Ibérica). "But. Soc. Cat. D'Herp." 14: 30-36.
- Franch, M., Llorente, G.A. & Montori, A. 2004. Ciclo biológico y ecología reproductiva *Mauremys leprosa* en el NE ibérico. pp 25-26. In: Real R (ed) "Programa & Libro de Resúmenes VIII Congreso Luso-Español (XII Congreso Español) de Herpetología." pp. 146.
- GEIB. 2006. *TOP20: Las 20 especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España*. GEIB, Serie técnica, núm.2; 116pp.
- Geniez, P.H. & Cheylan, M. 1987. "Atlas de distribution des Reptiles et Amphibiens du Languedoc- Roussillon". Lab. Biogeogr. Ecol. Vert., Montpellier. pp. 114
- Gibbons, J.W. 1990. The slider turtle, pp. 3-18. in: Gibbons JW (ed.). Life history and ecology of the Slider Turtle. Smith. Inst. Press, Washington. pp.368
- Hidalgo-Vila, J., Díaz-Paniagua, C., de Frutos, C., Jiménez-Martínez, C., & Pérez-Santigosa, N. 2007. Salmonella in free-living terrestrial and aquatic turtles. "Veterinary Microbiology", 119: 311-315.
- Jackson, D.R. 1988. Reproductive strategies of sympatric freshwater emydid turtles in northern peninsular Florida. "Bulletin of the Florida State Museum Biological Sciences" 33:113-158
- Keller, C. 1997. "Ecología de poblaciones de *Mauremys leprosa* y *Emys orbicularis* en el parque nacional de Doñana". Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. 197pp.
- Llorente, G.A., Montori, A., Santos, X. & Carretero, M.A. 1995. "Atlas dels amfibis i rèptils de Catalunya i Andorra". Ed. El Brau. Figueres. 192 pp.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., De Poorter, M. 2004. "100 of the world's worst invasive Alien species": A selection from the Global Invasive Species Database. ISSG IUCN. (Actualització de la versió original de l'any 2000).
- Luiselli, L., Capula, M., Capizzi, D., Filippi, E., Trujillo Jesus, V. & Anibaldi, C. 1997. Problems for conservation of pond turtles (*Emys orbicularis*) in central Italy: is the introduced red-eared turtle (*Trachemys scripta*) a serious threat? "Chelonian Conservation and Biology" 2: 417-419.
- Martínez Silvestre, A., Soler, J. & Medina, D. 2001. "La tortuga de Florida (*Trachemys scripta elegans*): Situación en el pantano de Foix (Tarragona)". Informe no publicado, AHE. Barcelona.
- Martínez-Silvestre, A., Soler, J., Solé, R.; González, F.X. & Sampere, X. 1997. Nota sobre la reproducción en condiciones naturales de la tortuga de florida (*Trachemys scripta elegans*) en Masquefa (Catalunya, España). "Bol. Asoc. Herpetol. Esp." 8: 40-42.
- Martínez-Silvestre, A., Soler-Massana, J., Górriz, A. & Mundó, P. 2003. "Anàlisi de les tortugues invasives a l'àrea natural del Foix-Garraf". IV Trobada d'Estudiosos del Garraf. Diputació de Barcelona. pp 89-91.
- Mateo, J.A. 1997. Las especies introducidas en la Península Ibérica, Baleares, Canarias, Madeira y Azores, pp. 465-475 in: Pleguezuelos JM (ed.), Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal. Vol. 3. "Monografías de Herpetología".
- McNeely, J.A., H.A. Mooney, L.E. Neville, P. Schei, and J.K. Waage (eds.). 2001. "A Global Strategy on Invasive Alien Species". IUCN Gland, Switzerland, and Cambridge, UK. 60 pp.
- Moll, E.O. 1973. Latitudinal and intersubspecific variation in reproduction of the painted turtle, *Chrysemys picta*. "Herpetologica" 29:307-318
- Mooney, H.A. & Hobbs, R.J. 2000. "Invasive species in a changing world". Island Press, Washington.
- Pérez-Santigosa, N., Díaz-Paniagua, C., Hidalgo-Vila, J., Marco, A., Andreu, A. C. & Portheault, A. 2006 (en premsa). Características de dos poblaciones reproductoras del galápagos de Florida, *Trachemys scripta elegans*, en el suroeste de España. "Revista Española de Herpetología" (en premsa).
- Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.) 2002. "Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España". Dirección General de Conservación de la Naturaleza y Asociación Herpetológica



Española. Madrid. 584 pp.

- Seidel, M. E. 2002. Taxonomic observations on extant species and subspecies of Slider Turtles, genus *Trachemys*. "Journal of Herpetology" 36(2): 285-292.
- Soccini, C. & Ferri, V. 2004. Bacteriological screening of *Trachemys scripta elegans* and *Emys orbicularis* in the Po plain (Italy). "Biologia", (Bratislava) 59(suppl.14):201-207.
- Telecky, T.M. 2001. United States import and export of live turtles and tortoises. "Turtle and Tortoise Newsletter" 4: 8-13.
- Tiedemann, F. (ed.) 1990. Lurche und Kriechtiere wiens. J. & V. Wien. 200 pp.
- Vilà, M., García-Berthou, E., Sol D. & Pino, J. 2001. Survey of the naturalized plants and vertebrates in peninsular Spain. "Ecologia Mediterranea". 27:55-67.
- Williamson, M. 1996. "Biological invasions". Chapman & Hall. London. 256pp.



## PROBLEMÁTICA DE CONSERVACIÓN EN EL COMPLEJO LAGUNAR DE LA ALBUERA

**Joaquín Fernández, Francisco Hurtado y María Jesús Palacios**

Dirección General de Medio Ambiente de la Junta de Extremadura.

### INTRODUCCIÓN

La Junta de Extremadura, a través de la Dirección General de Medio Ambiente, está desarrollando un proyecto LIFE Naturaleza denominado “ Conservación del Complejo Lagunar de la Albuera”, en el Suroeste de la provincia de Badajoz (C.A. de Extremadura- España). Se trata de un importante lugar de reproducción, invernada y paso de aves acuáticas cuya diversidad ornitológica y ecosistémica se debe a la presencia de importantes ecotonos donde confluyen especies de distintos hábitats relacionados entre sí.

El Complejo Lagunar de La Albuera se encuentra dentro de propiedades privadas, en explotaciones dedicadas principalmente a la ganadería ovina, pero con entradas estacionales de vacuno. La renta económica principal procede de la ganadería en régimen extensivo, cultivándose algunas parcelas con cereal de secano, generalmente para autoconsumo. También se mantiene un aprovechamiento cinegético de caza menor (*Lepus europaeus*, *Oryctolagus cuniculus*, *Alectoris rufa*, *Columba livia*) y los terrenos están incluidos en cotos de caza.

Mediante este proyecto se están llevando a cabo medidas de conservación y gestión con el objeto de preservar todos los hábitats y especies presentes en su entorno.

### DESCRIPCIÓN DEL COMPLEJO LAGUNAR DE LA ALBUERA

El “Complejo Lagunar de la Albuera” es una formación de lagunas temporales mediterráneas compuesta por un conjunto de 18 lagunas naturales, 7 de ellas interconectadas por canales naturales, que presentan aguas someras y variada vegetación herbácea edafófila, así como formaciones asociadas de estepas salinas.

En el Complejo Lagunar de La Albuera, de 1880 has, está presente casi el 50% del hábitat correspondiente a los Lagos Temporales mediterráneos de Extremadura (40 Has), siendo la zona húmeda natural de mayor superficie y complejidad, favoreciéndose así las posibilidades de su gestión integral. El resto de lagunas temporales de la Comunidad Autónoma de Extremadura se encuentran muy repartidas en toda la región, con superficies medias de 1,6 has, muy difíciles de gestionar para su conservación. Las lagunas se consideran, en el Inventario Regional de Zonas Húmedas, como humedales de “Importancia Internacional” en relación con sus hábitats y su fauna. Además el complejo lagunar está catalogado como humedal del Convenio RAMSAR (aprobado en el Comité de Humedales, Mallorca 2002) con alrededor de 160 especies de aves que ponen de manifiesto el valor de este complejo lagunar endorreico más importante de Extremadura.

Se trata de un importante lugar de reproducción, invernada y paso de aves acuáticas cuya diversidad ornitológica y ecosistémica se debe a la presencia de importantes ecotonos donde confluyen especies de distintos hábitats relacionados entre sí. Las estepas salinas, únicamente se encuentran representadas en Extremadura en la ZEPA-LIC “Complejo Lagunar de La Albuera” (100% del hábitats de la región), tratándose de un hábitat catalogado “muy raro” a nivel regional y prioritario por la Directiva de Hábitats. Otro de los hábitats prioritarios según directiva Hábitats

presentes en la zona objeto del Proyecto son las zonas subestépicas de gramíneas anuales del *Thero- Brachypodieta*.

La vegetación circundante son dehesas de *Quercus rotundifolia*, pastizales mediterráneos y cultivos agrícolas de secano. La zona adyacente de Los Llanos de Valverde, cuenta con grandes extensiones de cultivos de secano, basados en cereales, viñedos y olivares, en los cuales se encuentra una de las mayores concentraciones de avutarda (*Otis tarda*) de la Península Ibérica en invernada, así como importantes Leks de avutarda y de Sisón (*Tetrax tetrax*) y varias colonias de Aguilucho cenizo (*Circus pygargus*).

Las estepas salinas, únicamente se encuentran representadas en Extremadura en la ZEPA-LIC "Complejo Lagunar de La Albuera" (100% del hábitats de la región), tratándose de un hábitat catalogado "muy raro" a nivel regional y prioritario por la Directiva de Hábitats. Otro de los hábitats prioritarios según directiva Hábitats presentes en la zona objeto del Proyecto son las zonas subestépicas de gramíneas anuales del Thero-Brachypoidetea que se encuentra presente además en gran parte de la ampliación de la ZEPA, especialmente en las zonas de llanos cerealísticos.

El importante valor del Complejo Lagunar y de los Llanos de Valverde, confluencia de distintos hábitats relacionados entre sí, es debido a la presencia de aves acuáticas vinculadas a las lagunas y a los terrenos circundantes. Durante el período reproductor, las aves acuáticas más representativas son: focha común (*Fulica atra*), somormujo lavanco (*Podiceps cristatus*), zampullín común (*Tachybaptus ruficollis*), ánade friso (*Anas strepera*), cigüeñuela (*Himantopus himantopus*), fumarel caribalanco (*Chlidonias hybridus*), canastera (*Glareola pratincola*) y avefría (*Vanelus vanellus*). En invierno destacan las importantes poblaciones de anátidas, como ánsar común (*Anser anser*), cerceta común (*Anas creca*), ánade rabudo (*Anas acuta*), pato cuchara (*Anas clypeata*), pato colorado (*Netta rufina*), ánade silbón (*Anas penelope*) o porrón común (*Aythya ferina*), así como de un núcleo de invernada de grulla común (*Grus grus*) de más de 1.000 individuos. En paso migratorio destaca la presencia de espátula (Palatea leucorodia), cigüeña negra (*Ciconia nigra*), andarríos bastardo (*Tringa graleola*) y cerceta carretota (*Anas quequedula*). En las dehesas de encinar circundantes son frecuentes elanio azul (*Elanus caeruleus*), águila calzada (*Hieraetus pennatus*), ratonero común (*Buteo buteo*), rabilargo (*Cyanopica cyana*) y milano real (*Milvus milvus*). En las zonas de pastizales y cultivos de secano, que abundan en la zona ampliada de ZEPA, así como en las partes que circundan las lagunas, destaca la presencia de avutarda (*Otis tarda*), sisón (*Tetrax tetrax*), aguilucho cenizo (*Circus pygargus*), ortega (*Pterocles orientalis*), ganga (*Pterocles alchata*), calandria (*Melanocorypha calandra*) o terrera común (*Calandrella brachydactyla*).

En total, se han inventariado un total de 160 especies de aves, de las que 44 están incluidas en el anexo I de la Directiva de Aves que ponen de manifiesto el valor de este complejo lagunar endorreico más importante de Extremadura. La importancia de esta zona húmeda para la avifauna durante la reproducción depende en gran medida de la existencia de niveles de agua suficientes para nidificar y del desarrollo de la vegetación en islas y orillas. En el paso postnupcial, la duración del agua acumulada determina la concentración de aves en paso. En invierno, la disponibilidad de agua en las lagunas determina su ocupación por las aves (por ejemplo, en el caso de *Grus grus*, que condiciona la población invernante y su uso del hábitat).

## **PRINCIPALES PROBLEMAS PARA LOS HÁBITATS Y LAS ESPECIES EN EL COMPLEJO LAGUNAR DE LA ALBUERA Y LLANOS DE VALVERDE:**

### **Problema 1: Disminución de la capacidad de retención de agua por la colmatación de las lagunas que afecta negativamente a las especies de aves acuáticas del Complejo Lagunar**

Las lagunas se han cubierto de limos de manera natural en el transcurso de su historia, pero las transformaciones antrópicas del hábitat han contribuido a acelerar este proceso. En los años de sequía, las lagunas son utilizadas como terreno de labor, provocando la reducción de la cota de llenado por el nivelado del terreno y el movimiento de tierras. La reducción de la capacidad de retención de agua disminuye el período productivo de las lagunas, actualmente las lagunas acumulan un 70 % menos de agua que en condiciones naturales, y aumenta el período en el que las lagunas carecen de agua de un modo no natural. La consecuencia de la colmatación de las lagunas se traduce en una reducción del período de llenado, afectando negativamente a las especies de aves acuáticas del complejo lagunar por la destrucción de hábitats, pérdida de zonas de alimento, reducción de las zonas de refugio, etc.

Esto se ha detectado principalmente en las Lagunas Grande, Llana, Marciega, Chica y del Burro.

Esta amenaza supone un impacto negativo sobre todas las aves acuáticas asociadas al complejo lagunar, aproximadamente 64 especies, 20 son reproductoras seguras y 28 especies en paso, se ven amenazadas en mayor o menor medida por la pérdida de hábitats debido a la colmatación de las lagunas.

### **Problema 2: Eliminación de los sistemas naturales de llenado de las lagunas**

Los padrones o canales de agua por los que se produce el llenado consecutivo de las lagunas han sido transformados por las labores agrícolas, encontrándose interrumpidos o con nuevos trazados para favorecer el vaciado de las lagunas. La disminución de la capacidad de retención de agua por colmatación y la eliminación de los sistemas naturales de llenado consecutivo de las lagunas están directamente relacionadas con la reducción de la acumulación de agua de las lagunas, incrementando su vulnerabilidad al aumentar el período que permanecen secas y favoreciendo los procesos de transformación. Estas amenazas contribuyen a la pérdida de hábitats, refugio, disminución de la fuente de alimento, etc. en el complejo lagunar

Se ha detectado este problema en la Interrupción y nuevos trazados de los canales de agua que comunican la Laguna Grande con la Laguna Llana y la Laguna Marciega y la Laguna Chica con la Laguna del Burro

### **Problema 3: Sobrepastoreo en los márgenes de las lagunas**

Los márgenes de algunas lagunas mantienen altos niveles de sobrepastoreo ganadero, limitando el desarrollo de la vegetación asociada y favoreciendo procesos de reducción de la diversidad botánica debido al pisoteo, la nitrificación producida por la concentración de excrementos del ganado y la utilización de la biomasa como alimento.

Igualmente, en la Laguna Picatel se detectó el problema de su utilización como abrevadero y charca de baño para ganado porcino.

Este impacto negativo se ha detectado en la Laguna Grande, Laguna Marciega y Laguna del Burro.

**Problema 4: Pérdida de hábitats en una de las lagunas por reforestación parcial con *Quercus ilex* y pérdida de hábitat de invernada y nidificación de aves esteparias.**

Una de las lagunas ha sido reforestada parcialmente con *Quercus ilex*, favoreciendo su desecación. Como el caso que nos ocupa, existe riesgo de nuevas reforestaciones ya que los terrenos son susceptibles de acogerse a medidas de compensación del Subprograma I y II. La reforestación de nuevos terrenos puede provocar pérdidas de hábitats, como la laguna que ha sido desecada favoreciendo la eliminación de los sistemas naturales de llenado y que podría incluir a otras lagunas y a los pastizales naturales del entorno.

La Laguna parcialmente reforestada es la Laguna Llana. Se han realizado drenajes artificiales de la Laguna Grande, para evitar el llenado consecutivo de la Laguna Llana y con ello favorecer su desecación y poder utilizar su superficie para la reforestación.

Los hábitats afectados son las Lagunas Temporales Mediterráneas y las Zonas subestépicas de gramíneas y anuales del *Thero-Brachypodietea*. Las especies susceptibles de recibir un impacto negativo como consecuencia de esta amenaza son tanto las relacionadas con el sistema lagunar, como es el caso de la pérdida de hábitats por desecación de la laguna, como las aves estepáricas, que verían disminuido su alimento si se produjeran reforestaciones de los pastizales naturales. Las 160 especies censadas, entre aves relacionadas con el sistema lagunar y aves del entorno podrían verse amenazadas por la pérdidas de hábitats producidas por nuevas reforestaciones.

**Problema 5: Transformación de las estepas salinas en cultivos agrícolas y en edificaciones industriales o agrícolas**

Las estepas salinas se encuentran reducidas a enclaves muy limitados, estando amenazadas por su transformación en terrenos agrícolas y por la construcción de edificaciones industriales o agrícolas. En el caso que nos ocupa, este hábitat se encuentra seriamente amenazado por estar situado en el polígono industrial del término municipal de La Albuera (Badajoz).

El hábitat prioritario afectado son las estepas salinas mediterráneas (Limonietales). Y las especies de plantas afectadas son: *Halopeplis amplexicaulis*, *Hymenolobus procumbens*, *Limonium* spp., *Lygeum spartum*, *Microcnemion coralloides*, *Salicornia patula*, *Senecio auricula*, *Sphenopus divaricatus*.

**Problema 6: Instalación de cerramientos ganaderos metálicos, incluso intersectando lagunas**

En las Lagunas Grande y chica existían un cerramiento ganadero metálico para separación de parcelas de manejo agropecuario que suponía un peligro para la avifauna por colisión y muerte. En la Laguna Chica aún no se ha retirado esta instalación.

**Problema 7: Desconocimiento y falta de concienciación, por parte de los pobladores, de la importancia del Patrimonio Natural existente en esta área.**

Al iniciarse el proyecto LIFE Naturaleza no había concienciación en la zona de la importancia de la presencia de un hábitat calificado como prioritario ni de las especies de flora y fauna presentes.

### **MEDIDAS DE CONSERVACIÓN Y GESTIÓN LLEVADAS A CABO EN EL PROYECTO.**

La Junta de Extremadura, a través de la Dirección General de Medio Ambiente, está desarrollando el proyecto LIFE Naturaleza de "Conservación del Complejo Lagunar de la Albuera," cuyos objetivos son:

- Recuperar las lagunas naturales desaparecidas y los canales de interconexión entre ellas.
- Recuperar los hábitats naturales que actualmente estén degradados.
- Aumentar la calidad de las aguas y favorecer el mantenimiento de invertebrados acuáticos (Triops cancriforme).
- Mantener la población de especies de aves ligadas a estos ecosistemas de humedales naturales y zonas subestépicas.
- Mantener los hábitats de las estepas salina mediterráneas (Limonietalia) y las Zonas subestépicas de gramíneas y anuales del Thero-Brachypodietea.
- Aumentar el conocimiento y la sensibilización de la población local sobre esta zona.

Las medidas de conservación adoptadas para resolver los problemas planteados y cumplir los objetivos propuestos en el proyecto son:

1) Aumento del conocimiento de la zona mediante estudios científicos sobre hábitat y especies:

- Realización de estudios encaminados a conocer el funcionamiento del complejo lagunar: hidrogeológicos (SEV y tomografías), cartográficos históricos, analíticos y estudios socioeconómicos.
- Realización de estudios encaminados a conocer la posible interconexión de las Lagunas con las aguas subterráneas. (SEV, tomografías, catas mecánicas, y comparación analítica de aguas de lagunas y pozos anexos).
- Estudio topográfico e hidrológico y cartográfico histórico de la red de canales de interconexión entre lagunas para discernir cuales eran naturales y cuales eran artificiales. Se realizó un estudio topográfico de detalle en canales y lagunas (curvas de nivel a 10 cm).
- Seguimiento de poblaciones faunísticas, tanto en lagunas como en zona de cultivos y zonas subestépicas.

2) Recuperación de charcas, canales o zonas de escorrentía que los agricultores y ganaderos han ido transformando para usos agrarios.

3) Indemnización económica y compensación por pérdida de renta, a los agricultores y ganaderos que presentan daños de especies protegidas en sus explotaciones agrarias, mediante resolución de expedientes de Responsabilidad Patrimonial (art. 35 de la Ley 8/98 de Conservación de la Naturaleza y espacios Protegidos de Extremadura).

4) Establecimiento de acuerdos directos entre la Administración Autonómica y los propietarios / titulares de explotaciones agropecuarias para la recuperación de Lagunas y para la puesta en marcha de buenas prácticas agrícolas y ganaderas.

5) Aplicación de un Plan de concienciación ciudadana y sensibilización de los pobladores a través de:

- Realización de reuniones encaminadas a informar sobre el proyecto y concienciar a la población de la zona (propietarios/titulares, agricultores/asociaciones, Ayuntamientos, Agentes del Medio Natural, SEPRONA, Confederación Hidrográfica del Guadiana).
- Impartición de charlas a propietarios y arrendatarios, para que no realicen labores agrícolas

que generen pèrdenes de hàbitat de Lagunas Temporales Mediterràneas.

- Elaboración de talleres de educación, divulgado en todos los Centros educativos de la zona, y de otros centros de la Región.

- Instalación de una página Web del proyecto: [http://aym.juntaex.es/webs/dgma//web\\_life/web\\_albuera/Paginas/index.html](http://aym.juntaex.es/webs/dgma//web_life/web_albuera/Paginas/index.html)

6) Tramitación de expedientes sancionadores, como vía legal para conseguir la recuperación de algunas lagunas ocupadas.

## RESULTADOS

El resultado de aplicar las acciones del proyecto y las medidas de conservación encaminadas a solventar los problemas detectados, se pueden reunir en los siguientes puntos:

1. Se conoce la dinámica de llenado de las lagunas, constatándose la presencia de una capa superficial de arcilla en el suelo, con un horizonte con 40 metros de espesor, que actúa manteniendo el agua en la superficie e impidiendo el lixiviado a otras capas subterráneas. Cuando la arcilla se satura se originan las lagunas temporales mediterràneas. Estos estudios también indican que el origen del agua de las lagunas es superficial y no subterráneo.
2. Mediante los estudios topogràficos, se ha determinado la existencia de canales naturales de interconexión entre las lagunas que se han ido perdiendo por el uso agràcola y ganadero de la zona, apareciendo en la actualidad colmatados y algunos cultivados. También se constató la presencia de canales artificiales escavados para desecar el terreno.
3. Se ha aumentado el conocimiento de la biodiversidad y evolución de las poblaciones de avifauna, mediante el seguimiento de las poblaciones de aves acuáticas y estèparicas.
4. Se ha mantenido el número de especies de aves nidificantes en las lagunas y aumentado las poblaciones de las mismas.
5. Se han alcanzado diversos acuerdos para impedir el labrado del lecho de las lagunas.
6. Se ha conseguido la recuperación de dos canales que interconectan lagunas, y se ha conseguido el acuerdo para que los propietarios mantengan el resto de canales existentes.
7. Se ha logrado recuperar, por acuerdo con la propiedad, dos lagunas (Picatel 1 y 2), en las cuales, actualmente, no entra ganado porcino y se ha instalado un vallado perimetral a ellas para evitar la presencia de ganado.
8. En dos lagunas del complejo se ha conseguido, mediante acuerdo con el propietario, la retirada del ganado.
9. Se ha eliminado un vallado ilegal que atravesaba la laguna Grande del Complejo.
10. Se ha conseguido la disminución de la carga ganadera en el entorno de las lagunas, la retirada de cerramientos metàlicos y su sustitución por cerramientos de madera.
11. Se ha evitado la reforestación, mediante la paralización de nuevas forestaciones en el entorno de las lagunas y en el hàbitat prioritario de herbàceas anuales.
12. Se ha logrado una mayor concienciación de la población rural, y la colaboración de varios propietarios, titulares de explotaciones, Ayuntamientos, asociaciones de agricultores, agentes del SEPRONA, agentes del Medio Natural, y de la Confederación Hidrogràfica del Guadiana.
13. Se ha evitado la degradación de una de las parcelas de estepa salina, mediante la paralización de un desbroce mecànico que se estaba llevando a cabo para su transformación en zona agràcola.



## CONCLUSIONES

- Las medidas de conservación aplicadas son el resultado de la puesta en marcha del proyecto LIFE Naturaleza.
- Una gran parte de las medidas de conservación se han realizado gracias a la cooperación de los propietarios mediante acuerdos de gestión en terrenos privados (arrendamiento de tierras, retrasos en el periodo de la cosecha y siembra de leguminosas alrededor de las lagunas, para cría y alimentación de especies de fauna protegida e indemnizaciones de daños producidos por especies protegidas).
- Para la Conservación de estos espacios naturales es imprescindible realizar planes de concienciación y sensibilización a los pobladores locales y a la ciudadanía en general, destacando la importancia de estos hábitats y ecosistemas de lagunas temporales naturales.
- Para la Conservación de estos espacios es necesario que estén implicados todos los Organismos de responsabilidad en su gestión como las Confederaciones Hidrográficas y Organismos Autonómicos de Conservación del Medio Ambiente.

## DISCUSIÓN Y DEBATE

Dada la relevancia, en la Comunidad Autónoma de Extremadura, del mantenimiento de este hábitat prioritario y dado el buen grado de conservación del Complejo Lagunar de la Albuera, es importante para la concienciación y sensibilización ciudadana, la divulgación de los valores naturales de esta zona, mediante la creación de Programas de educación y desarrollo rural y turístico.

Una de las medidas a estudiar sería la recreación artificial de este hábitat mediante la creación de infraestructuras de ecoturismo como son la construcción de una laguna artificial y observatorios y centros de fauna asociados.

## BIBLIOGRAFÍA

- D.G.M.A. 2003. "LIFE naturaleza, Conservación y Gestión de la ZEPA-LIC del Complejo Lagunar de la Albuera Nº LIFE 2003/NAT/E/000052". (Inédito).
- ETM-Ingeniería, D.G.M.A. 2005. "Estudios previos para el desarrollo del Proyecto de conservación de la ZEPA-LIC, Complejo Lagunar de la Albuera".
- Gragera, F. 2003. Valoración Ambiental de las Lagunas de la Albuera. "Revista Quercus", nº 208 (12pp).
- ITGE: Mapa Geológico Nacional (MAGNA). Hojas números 802 y 828.
- Villalobos Megía, M., Jonquera de Guindos, A. y Apalategui Isasa, O. 1988. Mapa Geológico de España. Escala 1:50.000 de IGME, nº 802 (La Albuera).
- Villalobos Megía, M., Jonquera de Guindos, A.- "El terciario continental y cuaternario del sector de la Cuenca del Guadiana".



## DEBAT DEL SEGON BLOC

### Problemàtiques i amenaces en zones humides

Es va dedicar tota una sessió del simposi a tractar la problemàtica i les amenaces que presenten les zones humides. A través de dues xerrades sobre la problemàtica de les llacunes temporànies de Portugal i la problemàtica de conservació del complex lacunar d'Albuera (Extremadura), així com de tres xerrades sobre tres grups faunístics propis d'aquests ambients (peixos, amfibis i rèptils), es va anar enumerant la complexitat de situacions i d'amenaces que pateixen els ambients humits.

Tots els ponents van remarcar en el fet que encara no es coneix del tot el funcionament ni la dinàmica de les llacunes temporals, per la qual cosa cal continuar estudiant-les amb deteniment. Tanmateix la problemàtica sí que és ben coneguda i és la mateixa per a tota la Mediterrània: el canvi d'usos del territori. Les zones humides, i en particular les llacunes temporànies, són ambients formats amb una dinàmica que ha canviat a finals del s. XX i en el present s. XXI, per la qual cosa es veuen sotmeses a fortes pressions i a canvis d'ús.

Una primera solució al problema és tan ben coneguda com difícil d'aplicar. Es tractaria de mantenir els usos tradicionals que han permès formar i mantenir aquest ambients, però com que aquests usos no són rendibles, cal generar tot un conjunt de mesures agroambientals que han de ser subvencionades per alguna administració o alguna entitat, i això sempre és complex i difícil.

A totes les xerrades també es va posar de manifest el nombre elevat d'espècies invasores que hi ha a les zones humides. De fet, a la Mediterrània, tots els peixos i els crustacis grossos d'aquests ambients són espècies introduïdes, les quals fan una forta pressió als ous i a les larves dels amfibis autòctons.

Que la gestió de les zones humides és una tasca molt difícil ho demostra l'evolució del poblament íctic de l'estany de Banyoles que va explicar Lluís Zamora. S'ha estat estudiant a fons des de fa anys, però encara no sabem explicar les causes dels darrers canvis detectats i ni molt menys els hem sabut preveure.

De la xerrada d'Alexander Richter podem concloure que les zones humides més favorables per als amfibis són aquelles amb règim temporal, però no pas efímer, un fet que cal tenir en compte en la gestió i en la construcció de noves llacunes. També va fer especial atenció a la importància que té per aquest grup la rogalia de la zona humida, ja que als amfibis els cal un hàbitat complementari a l'aigua pròpiament dita de la bassa, de manera que cal tenir ben present que una zona humida no és només l'aigua ni la riba que la limita, sinó tot el sistema que l'envolta; cal, doncs, preservar també un hàbitat terrestre proper a la zona humida que garanteixi la seva viabilitat.

A més, com que la supervivència de les poblacions depèn de la connectivitat que tinguin aquestes poblacions i de la mobilitat entre els nuclis reproductors, aquest sistema ha de facilitar la dispersió entre els nuclis reproductors, o sigui, assegurar-ne la connexió amb els veïns, i així fer possible l'expansió de tota la fauna aquàtica. I això només es pot assolir conservant una bona xarxa d'ambients aquàtics amb diferents hidroperíodes.

En Marc Franch va explicar detingudament la problemàtica de la introducció de tortugues al·lòctones, que com a les autòctones els cal una zona humida temporal per reproduir-se. Fets que ens podrien semblar secundaris o anecdòtics, com ara poder triar un lloc més assolellat, acaben, lentament però de forma implacable, decantant l'eficiència reproductora vers la tortuga invasora, la qual cosa ens demostra la dificultat en la gestió d'aquesta problemàtica.

A la taula rodona final les problemàtiques i amenaces en zones humides es van entrellçar amb els problemes de gestió. Elaborar plans de gestió, si cal supramunicipals, involucrar la població local, construir una llacuna artificial visitable per conscienciar la gent, aconseguir una millor pressupost de funcionament i facilitar l'intercanvi d'experiències entre territoris amb problemàtiques semblant, semblen algunes solucions possibles per abordar el problema.



# BLOC III

## MONITORITZACIÓ I GESTIÓ

**Dr. Ramon Moreno-Amich**

Catedràtic d'Ecologia. Universitat de Girona.

La Directiva Hàbitats inclou les llacunes temporànies en el seu Annex I, d'hàbitats d'interès comunitari que requereixen la designació de zones especials de conservació. De tots és coneguda la importància ecològica d'aquest tipus d'ambient com a zona de cria d'amfibis, refugi i zona d'alimentació per a aus migratòries, i per la seva alta biodiversitat d'invertebrats, entre els que destaquen els crustacis branquiòpodes.

La Directiva Marc de l'Aigua proposa la mesura de l'estat ecològic com a eina fonamental en la gestió integral dels sistemes aquàtics. L'avaluació de l'estat ecològic preveu l'anàlisi de l'estructura de les comunitats biològiques dels macroinvertebrats, peixos i les algues (fitoplàncton o fitobentos, depenent dels ambients). També s'ha de mesurar l'estat del bosc de ribera, la morfometria i morfodinàmica dels sistemes, i la varietat d'hàbitats presents, així com la utilització de variables fisicoquímiques (paràmetres genèrics i específics) que incideixen en la bona qualitat del sistema.

Seguint els criteris establerts a l'Annex II de la DMA, el primer pas que cal fer és tipificar les masses d'aigua de cada demarcació hidrogràfica, i agrupar-les segons siguin rius, llacs i zones humides, aigües de transició, aigües costaneres, aigües molt modificades o aigües artificials. El segon pas és definir les masses d'aigua de referència que es corresponguin amb les condicions hidromorfològiques, fisicoquímiques i biològiques pròpies d'una massa d'aigua sense pertorbar (o amb poca incidència antròpica). En aquest context les llacunes temporànies mediterrànies queden dins el tipus de zona humida HDT, d'aigües dolces temporals, amb un conductivitat  $<5$  mS/cm i  $< 6$  mesos inundats a l'any.

La gestió d'aquests hàbitats requereix especial atenció per la seva vulnerabilitat davant l'especulació urbanística, vist el poc valor que tradicionalment la societat ha donat a aquests espais.



## ASPETTI ECOLOGICI E CONSERVAZIONE DEI MACROINVERTEBRATI IN STAGNI TEMPORANEI E PERENNI DELL'ITALIA CENTRALE

**M. Bazzanti, V. Della Bella, F. Grezzi i C. Coccia**

Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università "La Sapienza" di Roma, viale dell'Università 32, 00185 Roma, Italia. Autore per corrispondenza (e-mail: marcello.bazzanti@uniroma1.it).

### ABSTRACT

#### **Ecological aspects and conservation of macroinvertebrates in temporary and permanent ponds in central Italy**

The small size of ponds has made them highly vulnerable to increasing human activities (e.g. urbanization and agricultural practices), which in recent years have been responsible for a sharp decline in the number of small lentic water bodies and especially temporary ponds. Macroinvertebrate communities of 60 (36 temporary and 24 permanent) ponds located in four protected areas along the Tyrrhenian coast near Rome (central Italy) were studied from 1989 to 2004 to evaluate differences in the faunistic composition and the functional (functional feeding groups, habits and Wiggins et al. (1980) groups) organizations between temporary and permanent ponds. The presence of rare and threatened species for conservation purposes of these small wetlands was also highlighted. A total of more than 300 taxa (more than 70% identified to species level) belonging to 21 high zoological groups was collected during the studies. The insects were the most diversified group (more than 80% of the total taxa richness) and were dominated by coleopterans (95 taxa) and dipterans (90 taxa). Our results showed clear differences between temporary and permanent ponds, which both contained a high number of taxa, with the permanent biotopes showing higher number than temporary ones. Some taxa appeared to be exclusive or more abundant in a pond type and others showed no significant differences between the two pond typologies. The functional parameters showed no significant differences between temporary and permanent ponds, but seemed to be influenced by mesohabitat types. Up to date, about 62% of the taxa collected in the studied ponds have not a well known status (common, rare, threatened and vulnerable) with respect to their distribution in Italy. In spite of this, we identified 50 taxa with interesting ecological requirements and/or geographical distribution which can constitute the target species for future control of Italian pond conservation. Moreover, both temporary and permanent ponds contained rare or threatened species, which increase their conservation value, suggesting that the two pond types and all mesohabitats therein should be considered in the sampling strategy in order to obtain an exhaustive taxa list for a correct evaluation of pond conservation value. Because of their high taxonomic richness, the studied ponds play an important role as "reservoirs" of species for neighbouring aquatic biotopes less or more impacted by anthropogenic activities.

## INTRODUZIONE

Nonostante le piccole raccolte d'acqua abbiano sempre avuto nelle ricerche limnologiche un'importanza trascurabile rispetto ad ambienti di più vasta superficie e di maggiore utilizzazione da parte dell'uomo, negli ultimi anni numerosi studi sono stati rivolti alla conoscenza della flora e della fauna di stagni perenni e temporanei in relazione alla loro salvaguardia e gestione, soprattutto per la scomparsa di numerose zone umide a causa della sempre più pressante urbanizzazione e dello sviluppo di pratiche agricole. E' opportuno infatti tenere presente che questi piccoli ambienti lenticci d'acqua dolce rappresentano una porzione molto significativa delle acque interne in tutto il mondo, ma la loro ridotta superficie e scarsa profondità hanno reso questi biotopi estremamente vulnerabili ai danni derivati dalle attività umane, a tal punto che negli ultimi anni il loro numero ha subito un rapido declino (Boothby, 1997; Sansom, 1997; Wood et al., 2003).

Sebbene la consapevolezza del valore conservativo delle piccole zone umide stia crescendo sempre più velocemente, in Italia le raccolte d'acqua minori sono ancora piuttosto trascurate sia dal punto di vista ecologico sia come risorsa di biodiversità. Come sottolineato da numerosi autori (Bratton, 1990; Biggs et al., 1994; Collinson et al., 1995; Mackay, 1996; Duigan e Jones, 1997; Bazzanti et al., 2000; Schwartz e Jenkins, 2000; Oertli et al., 2002; Nicolet et al., 2004), questi ambienti, in particolare quelli a carattere temporaneo, nonostante le loro piccole dimensioni, rappresentano un habitat idoneo per molte specie animali e vegetali spesso anche minacciate di estinzione. I risultati dei succitati studi su queste piccole raccolte d'acqua sono concordi nel sostenere che esse rappresentano delle vere e proprie riserve di:

- specie presenti in elevato numero;
- specie che possono colonizzare biotopi degradati situati in zone limitrofe;
- specie rare e/o minacciate di estinzione;
- dense popolazioni capaci di ampliare l'area di distribuzione geografica di numerose specie;
- alimento per numerosi vertebrati (soprattutto anfibi ed uccelli).

Si riporta di seguito una sintesi di risultati sia pubblicati che inediti ottenuti negli ultimi quindici anni (1989-2004) da una serie di ricerche estensive ed intensive sulla macrofauna ad invertebrati di 60 stagni temporanei e perenni dell'Italia centrale, con lo scopo di:

- a) fornire una lista tassonomica più completa possibile della macrofauna degli stagni delle zone di studio;
- b) valutare le eventuali differenze faunistiche tra biotopi di diversa tipologia (temporanei e perenni) in relazione alla presenza o meno di periodi di siccità durante l'anno;
- c) conoscere la distribuzione delle specie e dei loro parametri strutturali e funzionali nei diversi mesohabitat esistenti nei biotopi;
- d) stimare il valore conservativo rivestito da questi piccoli ambienti lenticci di acqua dolce mediante la valutazione della biodiversità e della presenza di specie rare e/o potenzialmente minacciate in Italia.



## MATERIALE E METODI

Nel presente studio vengono analizzate le comunità a macroinvertebrati di una serie di biotopi (in totale 60) a carattere temporaneo (36) e perenne (24) localizzati nella Tenuta di Castelporziano ed in altre tre aree protette della Provincia di Roma, quali l'Oasi WWF di Palo Laziale, la Riserva Naturale Statale del Litorale Romano (area di Macchiagrande di Galeria) e la Riserva Naturale Decima Malafede (Figura 1). Tutte e quattro le aree protette, che includono gli ultimi residui della foresta planiziarica che originariamente copriva la costa laziale, ora prevalentemente costituita da un paesaggio urbano e agricolo, sono state proposte in accordo alla Direttiva Uccelli (CEC, 1979) e la Direttiva Habitat (CEC, 1992) come parte della rete Natura 2000 (IT6030022/5/7/8, IT6030053, IT6030084; Regione Lazio, 2004). Le raccolte sul campo state effettuate con particolare concentrazione (49) nella Tenuta Presidenziale di Castelporziano.



**Figura 1.** Area di studio con l'indicazione delle quattro zone di campionamento. 1 = Oasi WWF di Palo Laziale, 2 = Riserva Naturale Statale del Litorale Romano, 3 = Riserva Naturale di Decima Malafede, 4 = Riserva Presidenziale di Castelporziano.

Considerata l'ampia gamma delle problematiche che si possono affrontare in questo tipo di ricerca ed in accordo alle finalità del lavoro, in alcuni biotopi i prelievi di macroinvertebrati sono stati eseguiti con periodicità all'incirca mensile ed hanno riguardato un intero anno di studio, mentre per altri ambienti i prelievi sono stati effettuati nel periodo primaverile in cui le comunità a macroinvertebrati presentano generalmente una diversità più elevata durante l'anno (Bazzanti et al., 1996, 2000; Batzer et al., 2004). Nel presente lavoro vengono riportati i risultati relativi ai prelievi estensivi effettuati negli anni 1995, 1998 e 2002, mentre i dati relativi alla fenologia annuale degli stagni sono stati utilizzati solo per completare la lista faunistica.

I macroinvertebrati sono stati raccolti con una rete a mano (dimensioni 25 x 35 cm, con un'apertura delle maglie di 280  $\mu$ m) che veniva trascinata su di una superficie proporzionale ai differenti mesohabitat presenti. Il metodo permette di campionare le comunità a macroinvertebrati che comprendono forme bentoniche e nectoniche in modo efficiente dal punto di vista qualitativo, semiquantitativo e quantitativo (Cheal et al., 1993). I campioni raccolti sono stati fissati in formalina al 10% con aggiunta di Rosa Bengala. Contemporaneamente ai prelievi biologici sono state misurate alcune variabili chimico-fisiche dei bacini, tra le quali temperatura, ossigeno

disciolto, pH e conducibilità (mediante sonde portatili YSI e Crison Instruments), profondità massima (tramite un'asta metallica graduata) e superficie dei biotopi (calcolata mediante la misura di più diametri nel caso di bacini subcircolari e ellissoidali o di lati in caso di forme rettangolari e trapezoidali). Nello stesso momento venivano raccolti alcuni corer per l'esecuzione delle analisi granulometriche e la determinazione di alcuni composti, quali la sostanza organica ed il carbonio organico, il fosforo e l'azoto totali (Cummins, 1962; Bremner, 1965; Gaudette et al., 1974; Marengo e Baudo, 1988). Per alcuni biotopi (quelli relativi all'anno 2002) sono stati inoltre rilevati anche i contenuti di fosforo e azoto totali (secondo IRSA, 1994 e Wetzel e Likens 2000) ed il valore della trasparenza delle acque.

Gli organismi sono stati contati e identificati nella maggior parte dei casi a livello di specie, mediante l'uso di chiavi tassonomiche relative alla fauna italiana (Minelli, 1977; Froglià 1978; Giusti e Pezzoli, 1980; Rossaro, 1982; Ferrarese, 1983; Belfiore, 1983; Cottarelli e Mura, 1983; Rivosecchi, 1984; Nocentini, 1985). Al fine di ottenere una lista faunistica il più possibile completa a livello specifico, alcuni gruppi (ad es. Coleotteri, Emitteri, Odonati, Tricotteri, Molluschi e Idracarini) sono stati sottoposti per l'analisi tassonomica ad alcuni specialisti italiani (vedere Ringraziamenti). Per una corretta conoscenza della distribuzione delle specie raccolte nel presente studio ci si è, inoltre, rivolti direttamente a specialisti italiani, alcuni dei quali hanno recentemente collaborato all'aggiornamento della "Checklist e distribuzione della fauna italiana" (Ruffo e Stoch, 2005). Le loro indicazioni hanno riguardato per alcuni dei gruppi tassonomici campionati le specie di interesse dal punto di vista della conservazione perchè potenzialmente idonee nel rispettare i criteri delle Liste Rosse e rientrare in una delle categorie di minaccia proposte dalla IUCN (IUCN, 2001).

Hydrozoa	1	Ephemeroptera	3
Turbellaria	2	Odonata	19
Nematoda	14	Hemiptera	23
Oligochaeta	13	Trichoptera	4
Hirudinea	6	Coleoptera	95
Anostraca	2	Megaloptera	1
Notostraca	1	Diptera	90
Isopoda	1	Bivalvia	2
Amphipoda	1	Gastropoda	7
Decapoda	1	Briozoa	1
Hydracarina	14	<b>Totale</b>	<b>301</b>

**Tabella 1.** Numero di taxa appartenenti ai vari gruppi sistematici raccolti nei 60 biotopi durante gli studi.

**Tabella 2.** Range dei valori relativi ai parametri abiotici e biologici dei 60 stagni studiati. Sono inoltre evidenziate le differenze significative (Mann-Whitney U test) tra stagni temporanei (T) e quelli permanenti (P).

	Stagni temporanei (T)	Stagni permanenti (P)	Confronto
<b>Parametri ambientali</b>			
Superficie (m <sup>2</sup> )	0,9-2221	63,6-10000	P > T
Profondità max (cm)	6-86	40-150	P > T
pH	5,9-8,3	6,4-9,8	
Ossigeno disciolto (mg/l)	0,7-11,8	1,3-13,8	
Conducibilità (µS/cm)	63-3510	84-2580	
Ntot acqua (mg/l)*	1,15-9,32	0,54-3,30	T > P
Ptot acqua (mg/l)*	0,07-1,01	0,03-0,43	T > P
C organico (%)*	0,30-4,29	0,48-1,68	
Sostanza organica (%)	2,2-17,0	2,2-15,0	
Ntot sedimenti (%)*	0,07-0,40	0,11-0,22	
Ptot sedimenti (%)*	0,17-0,86	0,31-0,68	
Sabbie (%)**	22-80	60-87	P > T
Limo e argilla**	20-78	13-40	T > P
<b>Parametri biologici</b>			
N° Taxa macroinvertebrati	6-67	23-79	P > T
N° Taxa macrofite*	0-26	4-22	P > T

\*Dati relativi al solo anno 2002

\*\*Dati relativi agli anni 1995 e 1998

## RISULTATI E DISCUSSIONE

Durante i 15 anni di studio sono stati raccolti ed identificati in totale più di 300 taxa, di cui una buona parte (circa 70%) a livello di specie ed appartenenti a 21 gruppi zoologici (Tabella 1).

Le caratteristiche ambientali suggeriscono (Bazzanti et al. 2000, 2003; Della Bella et al. 2005, Della Bella et al., submitted) che la superficie, la profondità, il contenuto di azoto e fosforo totale nell'acqua e le caratteristiche granulometriche dei sedimenti sono elementi discriminatori tra i due tipi di biotopi. Mentre dal punto di vista biologico il numero di taxa sia dei macroinvertebrati che delle macrofite risultano più elevati negli stagni perenni (Tabella 2).

La macrofauna di tutti gli stagni risulta dominata qualitativamente da Insetti (soprattutto Coleotteri e Ditteri) e quantitativamente anche da Oligocheti. L'analisi multivariata eseguita negli studi del 1995, 1998 e 2002 sui macroinvertebrati (cfr. Bazzanti et al. 2000, 2003; Della Bella et al. 2005) distingue in maniera piuttosto chiara gli stagni temporanei, di dimensioni più modeste, dai perenni più estesi e profondi. In accordo con i risultati di altri studi svolti negli ultimi anni in zone temperate a scala sia locale che regionale (Collinson et al., 1995; Downie et al., 1998; Nicolet et al., 2004) i due raggruppamenti di bacini mostrano la presenza sia di specie in comune che di quelle esclusive di una sola tipologia di stagni. Le comunità a macroinvertebrati dei due tipi di stagni risultano quindi solo parzialmente simili, in quanto si registrano alcune differenze sostanziali nella loro composizione specifica e/o abbondanze (Tabella 3). Tra i macroinvertebrati esclusivi o più abbondanti nei bacini temporanei troviamo alcuni taxa che sono in grado di resistere al periodo di secca attraverso varie forme di resistenza (Wiggins et al., 1980; Williams, 1987, 1997), come cisti prodotte dagli Anostraci e Notostraci, ben noti come organismi specialisti obbligati di acque temporanee (Williams, 1987; Mura, 1995), oppure mediante uova, larve e adulti, come avviene nei Microturbellari (uova) e nei Nematodi (tutti e tre gli stadi), o ancora come uova resistenti o adulti che si infossano nei sedimenti come accade in alcune specie di Coleotteri, dotate anche di dispersione attiva, ed infine sia come adulti (se il substrato conserva un certo grado

di umidità) che mediante la produzione di uova resistenti, come accade nel Gasteropode del genere *Anisus* (Mouthon, 1982). Mentre nei biotopi perenni sono risultati esclusivi o più abbondanti altri taxa che non possiedono alcuna forma di resistenza (Wiggins et al., 1980), come gli Emitteri, gli Efemerotteri, molti Coleotteri e alcuni Chironomidi Tanypodinae (ad es. *Procladius* e *Psectrotanypus varius*). Densità più elevate nei bacini a carattere permanente sono state registrate anche per alcuni organismi invece dotati di forme di resistenza (Oligocheti, Ceratopogonidi, alcune specie di Chironomidi Orthoclaadiinae e Chironominae e il Gasteropode *Physella acuta*) e quindi potenzialmente in grado di colonizzare entrambi i tipi di biotopi (Williams, 1987), ma il cui sviluppo in dense popolazioni probabilmente può essere ascritto alle dimensioni più grandi e alla maggiore stabilità degli stagni perenni.

Taxa	Temporanei	Permanenti
<b>Rabdocoela</b>	<b>A</b>	
<b>Nematoda</b>	<b>A</b>	
<b>Oligochaeta</b>		<b>A</b>
<i>Chirocephalus diaphanus</i>	E	
<i>C. kerkyrensis</i>	E	
<i>Apus lepidurus lubbocki</i>	E	
<i>Proasellus</i> gr. <i>coxalis</i>		<b>A</b>
<i>Palaemonetes antennarius</i>		E
<i>Berosus signaticollis</i>	<b>A</b>	
<b>Diptera Culicidae</b>	<b>A</b>	
<i>Chaoborus flavicans</i>		<b>A</b>
<i>C. pallidus</i>		E
<i>C. crystallinus</i>		E
<b>Diptera Chironomidae</b>		<b>A</b>
<i>Anisus spirorbis</i>	<b>A</b>	
<i>Physella acuta</i>		<b>A</b>
<i>Musculium lacustre</i>		<b>A</b>

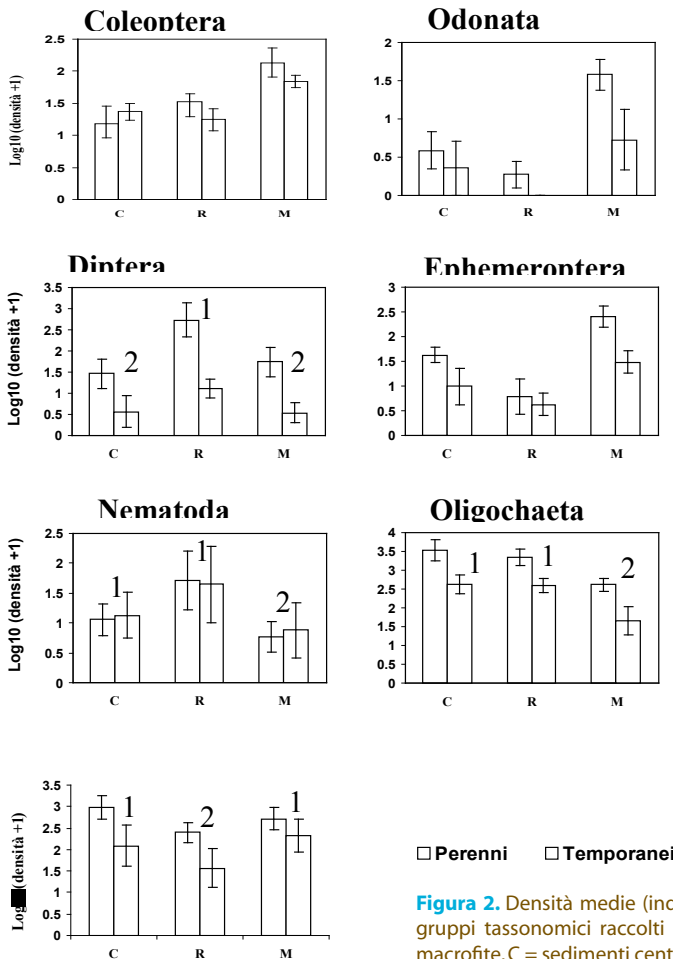
**Tabella 3.** Elenco dei taxa esclusivi (E) o più abbondanti (A) nelle due tipologie di stagni.

I risultati del presente studio sono in accordo con le ricerche più recenti sull'argomento (Collinson et quanto confermano che le raccolte d'acqua astatiche, sebbene sottoposte ad una elevata variabilità delle condizioni abiotiche, specialmente quelle a carattere temporaneo, possono ospitare comunità animali ricche di specie, di cui una parte estremamente interessante dal punto di vista della distribuzione sul territorio nazionale e quindi di elevato valore conservativo. In particolare, hanno mostrato elevata ricchezza i Coleotteri, per i quali l'importanza per la conservazione degli stagni è stata già ben documentata in letteratura (Eyre e Rushton, 1989; Foster et al., 1992; Fairchild et al., 2003), e i Ditteri, ordine usualmente trascurato in questo tipo di studi (Drake, 2001; Bazzanti et al., submitted) a causa della ben nota difficoltà nell'identificazione specifica soprattutto a livello larvale. In particolar modo, dallo studio emerge che le zone studiate ospitano alcuni stagni tra i più ricchi di specie e comunità ben diversificate tra loro.

Questa ricerca indica inoltre che le raccolte d'acqua a carattere temporaneo ospitano relativamente meno specie quando comparate ai corpi d'acqua permanenti (vedi per dettagli Bazzanti et al. 2000, 2003 e Della Bella et al., 2005). Sebbene siano scarse le indagini rivolte alla comparazione del numero di specie in queste due tipologie di stagni, numerose analisi svolte solo sulle acque temporanee confermano questo dato, indicando che la ricchezza tassonomica tipicamente cresce all'aumentare della durata della fase umida (Schneider e Frost, 1996; Williams, 1997; Brooks, 2000; Batzer et al., 2004; Eitam et al., 2004). I dati ottenuti sembrano indicare inoltre che gli stagni a carattere temporaneo, sebbene ospitano generalmente un numero minore di

taxa rispetto ai perenni, sono caratterizzati dalla presenza esclusiva o dalla maggiore abbondanza di alcune specie di macroinvertebrati adattate a sopravvivere e/o riprodursi in questo tipo di ambienti. Numerosi autori (Czachorowski et al., 1993; Collinson et al., 1995; Lundkvist et al., 2001; Beja e Alcazar, 2003) sottolineano infatti che bacini a diversa durata di invaso, dai permanenti ai temporanei effimeri, presenti in un'area relativamente limitata, forniscono una elevata diversità faunistica, rappresentando dei veri e propri serbatoi di specie per habitat acquatici di maggiore estensione nello stesso bacino idrografico.

Riguardo alla distribuzione dei taxa nei tre mesohabitat studiati nel 2002 (Della Bella et al., 2005) i risultati mostrano (Figura 2) una chiara preferenza dei Coleotteri, Odonati e Efemeroteri per il substrato a



**Figura 2.** Densità medie (ind/m<sup>2</sup> ± 1 ES) dei principali gruppi tassonomici raccolti nei tre mesohabitat (M = macrofite, C = sedimenti centrali e R = sedimenti litorali) e nelle due tipologie di biotopi. Le densità medie con numeri differenti (1, 2) riportati sopra gli istogrammi sono significativamente diverse (ANOVA e Tukey test).

**Tabella 4.** Taxa di particolare interesse faunistico con l'indicazione della loro distribuzione a livello nazionale e di alcune caratteristiche ecologiche utili ai fini della conservazione degli stagni studiati.

<b>HIRUDINEA</b>	<i>Flacobdella costata</i>	raro
<b>ANOSTRACA</b>	<i>Chironcephalus diaphanus</i> <i>C. kerfakensis</i>	esclusivo di pozze temporanee <b>vulnerabile ed esclusivo</b> di pozze temporanee
<b>NOTOSTRACA</b>	<i>Lepidurus apus hubbaldi</i>	esclusivo di pozze temporanee
<b>HYDRACARINA</b>	<i>Artemenus muelleri</i>	minacciato e non segnalato nell'Italia centro-sud
	<i>Eylais hamata</i>	vulnerabile e non segnalato nell'Italia centro-sud
	<i>Fiona nodata</i>	non segnalato nell'Italia centro-sud
	<i>F. carnea</i>	non segnalato nell'Italia centro-sud
	<i>F. obscurans</i>	non segnalato nell'Italia centro-sud
	<i>Hydrachna ? skaridkowi</i>	minacciato e non segnalato nell'Italia centro-sud
	<i>Hydrodroma ? pilosa</i>	
<b>GASTROPODA</b>	<i>Anisus spirovobis</i> <i>Ferrissia waudleri</i>	tipico di piccole acque non segnalato per il Lazio
<b>COLEOPTERA HALIPLIDAE</b>	<i>Erychius sp.</i> <i>Haliplus guttatus</i>	non segnalato per l'Italia centro-sud piuttosto raro
<b>COLEOPTERA HYGROBIIDAE</b>	<i>Hygrobia hermanni</i>	piuttosto rara nell'Italia centrale e tipica di piccole pozze
<b>COLEOPTERA DYTISCIDAE</b>	<i>Hygrobia confusus</i>	raro
	<i>Eidessus muelleri</i>	vulnerabile
	<i>Perhydrus obliquesignatus</i>	raro
	<i>Hydroporus analis</i>	raro
	<i>Hydroporus ? gridellii</i>	raro
	<i>Lioporus abriceps</i>	vulnerabile
	<i>Dytiscus circumflexus</i>	raro
	<i>Cybister tripunctatus</i>	raro
	<i>afrieanus</i>	molto raro nell'Italia centrale
<i>Eretes sticticus</i>	già segnalato nel Lazio come unico insediamento nell'Italia continentale	
	<i>Cipelatus abriceps</i>	
<b>COLEOPTERA HYDRAENIDAE</b>	<i>Aulocochthebius exaratus</i>	vulnerabile
<b>COLEOPTERA HYDROPHILIDAE</b>	<i>Berosus signaticollis</i>	tipico di piccole acque
	<i>Hydrophilus caraboides</i>	non segnalato per l'Italia centro-sud
	<i>Hydrophilus picinus</i>	vulnerabile
<b>COLEOPTERA DRYOPIDAE</b>	<i>Dryops striatellus</i>	raro
<b>COLEOPTERA CHRYSOMELIDAE</b>	<i>Donacia sp.</i>	vulnerabile
<b>HEMPTERA</b>	<i>Sigara basalis</i> <i>Ranatra lineari</i>	raro non comune in Italia
<b>DIPTERA CHAOBORIDAE</b>	<i>Chaoborus cristellus</i> <i>C. pallidus</i>	raro, non segnalato per il Lazio e tipico di piccole acque perenni raro e tipico di piccole acque perenni
<b>DIPTERA CULICIDAE</b>	<i>Aedes rusticus</i>	tipico di pozze temporanee
<b>DIPTERA CHIRONOMIDAE</b>	<i>Monopelopia tenuicalcar</i>	non segnalato per l'Italia centro-sud
	<i>Xenopelopia fulcigera</i>	non segnalato per l'Italia centro-sud
	<i>Clinotanytus nervosus</i>	tipico di piccole acque tipico di piccole acque
	<i>Psectrotanytus varius</i>	non segnalato per l'Italia centro-sud non segnalato per l'Italia centro-sud
	<i>Tanytus kraatzi</i>	non segnalato per l'Italia centro-sud non segnalato per l'Italia centro-sud
	<i>Corynoneura scutellata</i>	per l'Italia
	<i>Limnophyes sp.</i>	non segnalato per l'Italia centro-sud non segnalato per l'Italia centro-sud
	<i>Psectrocladius platypus</i>	centro-sud
	<i>Einfeldia sp.</i>	non segnalato per l'Italia centro-sud
	<i>Polyptelium rubifer</i>	non segnalato per l'Italia centro-sud
	<i>Sergentia sp.</i>	raro e segnalato solo per l'Italia centro-sud
	<i>Stactochironomus sp.</i> <i>Zavelletta marmorata</i>	

vegetazione, mentre i Ditteri Ceratopogonidi sembrano prediligere i sedimenti litorali perché in primavera sono prossimi allo sfarfallamento, gli Oligocheti e i Nematodi per tutti e due i tipi di sedimento in quanto organismi tipicamente fossori e i Ditteri Chironomidi per i sedimenti centrali e le macrofite, in quanto probabilmente risentono delle condizioni instabili della zona litorale. Al contrario degli aspetti faunistici, le analisi dei gruppi trofico-funzionali, degli habits e dei gruppi di Wiggins et al. (1980) hanno mostrato (Bazzanti e Della Bella, 2004 e in preparazione) poche differenze tra tipologie di stagni e differenze più marcate tra i diversi mesohabitat, con i collector-gatherers e i burrowers più abbondanti nei sedimenti centrali e litorali e gli scrapers e shredders, sprawlers + climbers e swimmers + divers che caratterizzano maggiormente le

macrofite, in relazione alla disponibilità del tipo di alimento e di substrato. Riguardo ai gruppi di Wiggins, il gruppo 4 risulta più abbondante nel substrato a macrofite, mentre il gruppo 1 nei sedimenti sia litorali che centrali. In conclusione la lunghezza della fase umida sembra essere il fattore chiave che influenza la composizione tassonomica e l'abbondanza della comunità, mentre il mesohabitat appare influenzare per lo più gli aspetti funzionali della stessa.

I risultati, quindi, sembrano suggerire che tutti i tipi di stagni e tutti i mesohabitats presenti dovrebbero essere campionati al fine di ottenere una lista faunistica completa e per conoscere e testare la funzionalità di alcuni aspetti della comunità. Il nostro studio, infine, ha messo in evidenza che le acque astatiche, sebbene di piccole dimensioni, rappresentano un habitat idoneo anche per specie acquatiche minacciate e rare.

I nostri risultati indicano inoltre che entrambi i tipi di biotopo, temporaneo e perenne (ed i differenti mesohabitats), dovrebbero essere tenuti in considerazione ai fini di una corretta valutazione del valore conservativo delle piccole raccolte d'acqua di una regione geografica. Infatti, sebbene la ricchezza di specie sia più alta nei perenni, molte specie di interesse per la conservazione sono state reperite esclusivamente in stagni appartenenti alla tipologia temporanea.

In Italia le attuali conoscenze sulla distribuzione e lo stato di minaccia di molte specie di macroinvertebrati acquatici sono ancora incomplete, in quanto notizie ben dettagliate si hanno solo per alcuni gruppi tassonomici e spesso solo su scala regionale (Pavan, 1992; Provincia Autonoma di Bolzano, 1994; Sforzi e Bartolozzi, 2001). Comunque, l'elevato numero di specie reperite negli stagni e per le quali al momento ancora non è possibile determinare lo stato di conservazione (circa il 62% delle specie finora campionate) indica che si rende necessaria una conoscenza più dettagliata della distribuzione delle specie di invertebrati acquatici in ambito nazionale e ci fa supporre che ricerche future mirate alla distribuzione geografica in Italia potranno individuare ancora numerose specie potenzialmente classificabili come minacciate o rare. Quando maggiori informazioni sulla distribuzione e sullo stato degli invertebrati acquatici nel territorio italiano saranno disponibili, questi risultati forniranno sicuramente una base indispensabile per l'applicazione di indici di valore conservativo già utilizzati in altre nazioni europee e basati su singoli gruppi zoologici (Eyre e Rushton, 1989, Foster et al., 1992; Painter, 1999) o sull'intera comunità a macroinvertebrati (Collinson et al., 1995; Oertli et al., 2002; Williams et al., 2003; Nicolet et al., 2004; Sala et al., submitted). E' opportuno sottolineare che dall'esame del materiale identificato emerge la presenza, oltre che di taxa ad ampia diffusione in vari tipi di biotopi lentici, di alcune specie di un certo interesse faunistico-ecologico. Sulla base infatti del confronto con la recente checklist delle specie della Fauna Italiana (Ruffo e Stoch, 2005) e comunicazioni personali di specialisti, almeno 50 entità sistematiche sono degne di nota in relazione alla loro distribuzione sul territorio nazionale e/o alla loro ecologia (Tabella 4). Tale lista è sicuramente destinata in futuro ad ampliarsi in quanto non tutto il materiale finora raccolto è stato ancora identificato a livello specifico e per la bibliografia ancora piuttosto frammentaria soprattutto per ciò che riguarda l'autoecologia e la distribuzione geografica di molte specie. Va infine ricordato che i dati finora raccolti nei differenti stagni, sia come semplice elenco di delle specie raccolte (ricchezza specifica) che di quelle più interessanti (ad es. rarità di specie, nuovi reperti in regioni italiane, presenza quasi esclusiva in biotopi lentici di piccole dimensioni o addirittura temporanei), possono costituire delle specie bersaglio (target species) per il controllo futuro del valore conservativo dei biotopi in esame. E' auspicabile quindi che la conoscenza della distribuzione delle specie italiane possa in futuro essere migliorata e completata con l'individuazione di specie potenzialmente classificabili come minacciate o rare, in modo da rendere effettiva

l'applicabilità di questi indici anche in Italia. Le specie riportate nella Tabella 4, come del resto la lista totale delle specie, possono quindi essere considerate ottimi indicatori biologici, in quanto costituiscono una base indispensabile ai fini della valutazione dello stato ambientale e conservativo degli stagni studiati.

### CONCLUSIONI RIASSUNTIVE

Dai dati finora raccolti ed analizzati nelle quattro le zone di studio sono emersi alcuni risultati di un certo rilievo:

- la ricerca ha permesso una prima caratterizzazione dei biotopi dell'Italia centrale da un punto di vista faunistico relativo ai macroinvertebrati e ci ha permesso di ampliare la comprensione di alcuni aspetti ecologici ancora scarsamente conosciuti per le piccole raccolte d'acqua;

- i biotopi studiati, ed in particolare quelli a carattere temporaneo, nonostante siano sottoposti ad una più elevata variabilità delle condizioni fisico-chimiche nel tempo, ospitano una fauna a macroinvertebrati con un'elevata ricchezza specifica (circa da 100 a 200 taxa in un ciclo annuale di campionamento in un solo stagno o da un solo campionamento in una ventina di biotopi). Tutti gli stagni studiati, permanenti e temporanei, costituiscono di conseguenza dei veri e propri "serbatoi" di rifugio per numerose specie che assumono un ruolo determinante nella (ri)colonizzazione di biotopi limitrofi soggetti o meno a fenomeni di degrado ambientale;

- i due tipi di bacini (temporanei e perenni) ospitano una fauna in parte differente sulla base di adattamenti a condizioni ambientali diverse, e quindi vanno salvaguardati nella loro tipologia in quanto un'elevata diversità di habitat si traduce spesso in una elevata diversità biologica. Significativo a questo riguardo sono i risultati di alcuni autori anglosassoni (Collinson et al., 1995, Nicolet et al., 2004) che hanno registrato una più elevata ricchezza specifica negli stagni perenni, ma una maggiore presenza di specie rare e/o minacciate di estinzione in quelli temporanei. Nell'ambito di un biotopo esistono inoltre sub-comunità costituite da entità tassonomiche e funzionali differenti e associate ai diversi mesohabitat presenti (sedimenti centrali, sedimenti litorali, macrofite);

- accanto a taxa comunemente diffusi negli ecosistemi lentici, sono state reperite, nell'una o nell'altra tipologia di biotopo, specie di un certo interesse per la conservazione, in quanto tipiche e/o esclusive di piccole acque o con limitata distribuzione sul territorio nazionale che le rendono meritevoli di specifici interventi di conservazione, entrando a far parte possibilmente anche di indici numerici di valore conservativo, già esistenti in altre nazioni ed in futuro adattabili anche alla situazione italiana.

A causa delle loro piccole dimensioni e della loro natura in parte effimera, le acque astatiche sono spesso trascurate nei programmi di monitoraggio per la definizione di strategie di conservazione su scala locale, regionale e nazionale (Everard, 1997; Williams, 1999). I risultati ottenuti in questa ricerca indicano che le piccole raccolte d'acqua, per la loro ricchezza tassonomica e la presenza di specie potenzialmente minacciate, sono di per sé meritevoli di specifici interventi di conservazione e costituiscono, inoltre, delle basi utili per procedere all'acquisizione di strumenti (indici) che possono utilizzare i macroinvertebrati nella valutazione dello stato conservativo di questi biotopi. Inoltre, gli stagni studiati si sono rivelati estremamente interessanti sia per studi teorici (tematiche legate alla conoscenza della biologia di specie, popolazioni e comunità di ambienti non ancora sufficientemente studiati a livello nazionale ed internazionale), che applicativi (problemi legati alla loro conservazione) e didattico-educativi (sensibilizzazione nell'ambito del territorio cittadino). E' quindi auspicabile che queste zone umide, ancora in parte naturali, vengano rispettate e salvaguardate il più possibile da interventi antropici diretti (effet-



tuati all'interno delle riserve in cui sono localizzati) ed indiretti (influenza della città di Roma o di centri più modesti). Nuovi interventi effettuati dall'uomo potranno con il tempo diventare responsabili del degrado di questi ambienti attraverso processi sicuramente più veloci di quelli che normalmente affliggono bacini lentici di maggiori dimensioni. Particolare importanza assumono inoltre queste piccole acque in quanto situate in zone parzialmente protette e quindi contribuiscono a costituire un patrimonio scientifico-culturale di grande rilievo a livello nazionale, proprio in previsione della loro continua e veloce scomparsa in tutto il mondo. Gli studi sulla macrofauna ad invertebrati potranno costituire a tal riguardo una base indispensabile per confronti sia degli stessi ambienti nel tempo che tra i biotopi studiati ed altri simili, ma poco o non affatto protetti, ed in cui le differenze faunistiche potranno testimoniare e quantificare eventuali segni di degrado ambientale.

### RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano i seguenti specialisti per la loro preziosa collaborazione nella identificazione di alcuni gruppi tassonomici: A. Carapezza (Emitteri Eterotteri), G. Carchini (Odonati), F. Cianficconi e B. Todini (Tricotteri), L. De Marzo (larve di Coleotteri), M. Di Luca (Ditteri Culicidi), A. Di Sabatino (Idracari), G. Manganelli (Gasteropodi) e F. Pederzani (Coleotteri adulti). Desideriamo inoltre ringraziare B. Anzalone e M. Iberite per l'identificazione delle macrofite acquatiche, G. Dowgiallo per le analisi granulometriche e chimiche dei sedimenti e A. Ruggiero per le analisi chimiche delle acque (campioni del 2002).

### BIBLIOGRAFIA

- Batzer, D. P., Palik, B. J. & Buech, R. 2004. Relationships between environmental characteristics and macroinvertebrate communities in seasonal woodland ponds of Minnesota. "J. N. Am. Benthol. Soc.", 23, 50-68.
- Bazzanti, M., Baldoni, S., Seminara, M. 1996. Invertebrate macrofauna of a temporary pond in Central Italy: composition, community parameters and temporal succession. "Arch. Hydrobiol", 137, 77-94.
- Bazzanti, M., Seminara, M., Baldoni, S., Stella, A. 2000. Macroinvertebrates and environmental factors of some temporary and permanent ponds in Italy. "Ver. Internat. Verein. Limnol.", 27, 936-941.
- Bazzanti, M., Della Bella, V., Seminara, M. 2003. Factors affecting macroinvertebrate communities in astatic ponds in Central Italy. "J. Freshwat. Ecol.", 18: 537-548.
- Bazzanti, M., Della Bella, V. 2004. Functional feeding and habit organization of macroinvertebrate communities in permanent and temporary ponds in Central Italy. "J. Freshwat. Ecol". 19: 493-497.
- Beja, P. & Alcazar, R. 2003. Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. "Biol. Conserv.", 114, 317-326.
- Belfiore, C. 1983. Efemerotteri (Ephemeroptera). CNR, AQ/1/201, 24, 113 pp.
- Biggs, J., Corfield, A., Walker, D., Whitfield, M., Williams, P. 1994. New approaches to the management of ponds. "British Wildlife", 5, 273-287.
- Boix, D., Sala, J., Quintana, X. D., Moreno-Amich, R. 2001. The faunal composition of Espolla pond (NE Iberian peninsula): the neglected biodiversity of temporary waters. "Wetlands", 21, 577-592.
- Boothby J., 1997. Ponds conservation : towards a delineation of pondscape. "Aquatic Conserv: Mar. Freshwat. Ecosyst", 7, 127-132.
- Bratton, J. K. H. 1990. Seasonal pools. An overlooked invertebrate habitat. "British Wildlife", 2, 22-29.
- Brooks, R. T. 2000. Annual and seasonal variation and the effects of hydroperiod on benthic macroinvertebrates of seasonal forest ("vernal") ponds in central Massachusetts, USA. "Wetlands",

20, 707-715.

- CEC, 1979. Council of European Communities Directive 79/409/EEC on the conservation of wild birds. "Official Journal of European Communities"; C103.
- CEC, 1992. Council of European Communities Directive 92/43/EC on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. "Official Journal of European Communities"; L206.
- Cheal, F., Davis, A. J., Gowns, J. E., Bradley, J. S. & Whittles, F. H. 1993. The influences of sampling method on the classification of wetland macroinvertebrate communities. "Hydrobiologia"; 257, 47-56.
- 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. "Biol. Conserv." 74, 125-133.
- Cottarelli, V. & Mura, G. 1983. Anostraci, Notostraci, Concostraci (Crustacea: *Anostraca*, *Notost-raca*, *Conchostraca*). "CNR"; AQ/1/194, 18, 71 pp.
- Czachorowski, S., Lewandowki, K. & Wasilewska, A. 1993. The importance of aquatic insects for landscape integration in the catchment area of the River Gizela (Masurian Lake District, north-eastern Poland). "Acta Hydrobiol" 35, 49-64.
- Della Bella, V., Bazzanti, M. & Chiarotti, F. 2005. Macroinvertebrate diversity and conservation status of Mediterranean ponds in Italy: water permanence and mesohabitat influence. "Aquatic Conserv: Mar. Freshwat. Ecosyst." 15: 583-600.
- Downie, I. S., Coulson, J. C., Foster, G. N. & Whitfield, D. P. 1998. Distribution of aquatic macroinvertebrates within peatland pool complexes in the Flow Country, Scotland. "Hydrobiologia"; 377, 95-105.
- Drake, M. 2001. The importance of temporary waters for Diptera (True-Flies). "Freshwater Forum"; 17, 26-39.
- Duigan, C. A. & Jones, A. T. 1997. Pond conservation symposium: Introduction. "Aquatic Conserv: Mar. Freshwat. Ecosyst." 7, 87-89.
- Eitam, A., Blaustein, L., Van Damme, K., Dumont, H. J. & Martens, K. 2004. Crustacean species richness in temporary pools: relationships with habitat traits. "Hydrobiologia"; 525, 125-130.
- Everard, M. 1997. Encouragement for work on small aquatic systems. "Freshwater Forum"; 9, 61-62.
- Eyre, M. D. & Rushton, S. P. 1989. Quantification of conservation criteria using invertebrates. "J. Appl. Ecol." 26, 159-171.
- Fairchild, W. G., Cruz, J. & Faulds, A. M. 2003. Microhabitat and landscape influences on aquatic beetle assemblages in a cluster of temporary and permanent ponds. "J. N. Am. Benthol. Soc."; 22, 224-240.
- Ferrarese, U. 1983. Chironomidi, 3 (*Diptera*, *Chironomidae*, *Tanypodinae*). "CNR"; AQ/1/204, 26, 67 pp.
- Foster, G. N., Nelson, B. H., Bilton, D. T., Lott, D. A., Merritt, R., Weyl, R. S. & Eyre, M. D. 1992. A classification and evaluation of Irish water beetle assemblages. "Aquatic Conserv: Mar. Freshwat. Ecosyst."; 2, 185-208.
- Froglià, C. 1978. Decapodi (Crustacea, Decapoda). "CNR"; AQ/1/9, 4, 39 pp.
- Giusti, F. & Pezzoli, E. 1980. Gasteropodi, 2 (Gastropoda: *Prosobranchia: Hydrobioidea, Pyrguloi-dea*). "CNR"; AQ/1/47, 8, 66 pp.
- IUCN, 2001. IUCN "Red List Categories and Criteria: Version 3.1". IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 30 pp.
- Lundkvist, E., Landin J. & Milberg, P. 2001. Diving beetle (Dytiscidae) assemblages along environmental gradients in an agricultural landscape in Southeastern Sweden. "Wetlands"; 21(1), 48-58.
- Mackay, R. 1996. Temporary aquatic habitats. "J. N. Am. Benthol. Soc."; 15, 407.
- Minelli, A. 1977. Irudinei (*Hirudinea*). "CNR"; AQ/1/2, 1, 42 pp.

- Mouthon, J. 1982. Les mollusques dulcicoles. Données biologiques et écologiques. Clés de détermination des principaux genres de Bivalves et Gasteropodes de France. "Bull. Fr. Piscic.," Numero special: 1-27.
- Mura, G. 1995. Ecological studies on the fairy shrimp from temporary water of Castelporziano Estate (Rome, Italy). Part I: factors effecting the biology of *Chirocephalus diaphanus* and *Chirocephalus kerkyrensis* (Crustacea, Anostraca). "Riv. Idrobiol.," 34, 69-129.
- Nicolet, P., Biggs, J., Fox, G., Hodson, M. J., Reynolds, C., Withfield, M. & Williams, P. 2004. The wetland plant and macroinvertebrate assemblages of temporary ponds in England and Wales. "Biol. Conserv.," 120, 265-282.
- Nocentini, A. 1985. Chironomidi, 4 (*Diptera, Chironomidae, Chironominae*). "CNR," AQ/1/233, 29, 186 pp.
- Oertli, B., Joye, D. A., Castella, E., Juge, R., Cambin, D. & Lachavanne, J. B. 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. "Biol. Conserv.," 104, 59-70.
- Painter D., 1999. "Macroinvertebrate distributions and the conservation value of aquatic Coleoptera, Mollusca and Odonata in the ditches of traditionally managed and grazing fen at Wicken Fen," UK. J. Appl. Ecol., 36, 33-48.
- Pavan, M. 1992. "Contributo per un Libro rosso della fauna e della flora minacciata in Italia" Ed. Istituto Entom. Univ., Pavia, 719 pp.
- Provincia Autonoma di Bolzano. 1994. Ripartizione Tutela del Paesaggio e della Natura. Lista Rossa delle specie animali minacciate in Alto Adige, 409 pp.
- Regione Lazio, 2004. "La Rete Natura 2000 nel Lazio". Caratterizzazione dei Siti di Importanza Comunitaria e delle Zone di Protezione per l'attuazione della sottomisura I.1.2. Seconda edizione. Assessorato Ambiente, Dipartimento Territorio, Direzione Regionale Ambiente e Protezione Civile, Roma, 237 pp.
- Rivosecchi, L. 1984. Ditteri (*Diptera*). "CNR," AQ/1/206, 28, 177 pp.
- Rossaro, B. 1982. Chironomidi, 2 (*Diptera, Chironomidae, Orthocladinae*). "CNR," AQ/1/171, 16, 80 pp.
- Ruffo, S. & Stoch, F. 2005. Checklist e Distribuzione della Fauna Italiana. Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona, 2 Serie, "Sezione Scienze della vita" 16, 307 pp.
- Sansom, A. 1997. Ponds and conservation. A guide to pond restoration, creation and management. "Environment Agency," 55 pp.
- Schneider, D. W. & Frost, T. M. 1996. Habitat duration and community structure in temporary ponds. "J. N. Am. Benthol. Soc.," 15(1), 64-86.
- Schwartz, S. S., Jenkins, D. G. 2000. Temporary aquatic habitats: constraints and opportunities. "Aquatic Ecology," 34, 3-8.
- Sforzi, A. & Bartolozzi, L. 2001. "Libro Rosso degli insetti della Toscana". Arsia, Firenze.
- Wiggins, G. B., Mckay, R. J. & Smith, I. M. 1980. Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools. "Arch. Hydrobiol. Suppl.," 58, 97-206.
- Williams, D.D. 1987. "The ecology of temporary waters". Croom Helm, London & Sydney Timber Press Portland, 193 pp.
- Williams, D. D. 1997. Temporary ponds and their invertebrate communities. "Aquatic Conserv: Mar. Freshwat. Ecosyst.," 7, 105-117.
- Williams, W. D. 1999. Temporary wetlands: neglected lakes. International Lake Environment Committee Foundation (ILEC). "Newsletter," 33, 2-3.
- Williams, P., Whitfield, M., Jeremy, B., Bray, S., Fox, G., Nicolet, P. & Sear, D. 2003. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. "Biol. Conserv.," 115, 329-341.
- Wood, R. J., Greenwood, M. T. & Agnew, M. D. 2003. "Pond biodiversity and habitat loss in the UK. Area," 35, 206-216.



## CARACTERITZACIÓ, REGIONALITZACIÓ I ELABORACIÓ D'EINES D'ESTABLIMENT DE L'ESTAT ECOLÒGIC DE LES ZONES HUMIDES DE CATALUNYA. APLICACIÓ DE LA DIRECTIVA MARC EN POLÍTICA D'AIGÜES DE LA UNIÓ EUROPEA (2000/60/CE)

**Dani Boix, Stéphanie Gascón, Jordi Sala i Xavier Quintana**

Institut d'Ecologia Aquàtica, Universitat de Girona.

### RESUM

Els indicadors biològics per a l'avaluació de la qualitat de l'aigua han estat especialment estudiats en ecosistemes fluvials i lacustres (Gannon & Stemberger 1978, Furse et al. 1987, Matveeva 1991) i són molts els estudis fets a Catalunya, especialment en ecosistemes fluvials (p.e. Prat et al. 1986, Sabater et al. 1996, Benito & Puig 1999), on s'apliquen de manera rutinària en la gestió de rius des de fa uns quants anys. Tot al contrari, existeix relativament poca informació sobre l'aplicació d'índexs biològics en aiguamolls i sistemes llacunars lenítics (Burton et al. 1999, Ver-aart 1999, Lillie et al. 2002, Pennings et al. 2002, Loughheed & Chow-Fraser 2002, Eyto et al. 2003, Kane & Culver 2003). Tota ella és molt recent i sovint limitada a àmbits geogràfics que res tenen a veure amb la climatologia mediterrània. A Catalunya són escassos els estudis encaminats a l'avaluació de la qualitat de l'aigua en aiguamolls (p.e. Bach et al. 1998) i encara més els que proposen algun sistema de monitorització de la qualitat de l'aigua a partir d'organismes aquàtics (Moreno-Amich et al. 1999).

A partir de les propostes de la Directiva Marc de l'Aigua, l'Agència Catalana de l'Aigua (Generalitat de Catalunya) va encarregar un estudi per elaborar eines per a l'establiment de l'estat ecològic de les zones humides de Catalunya. Aquest escrit es fonamenta en aquest estudi (Boix et al. 2004).

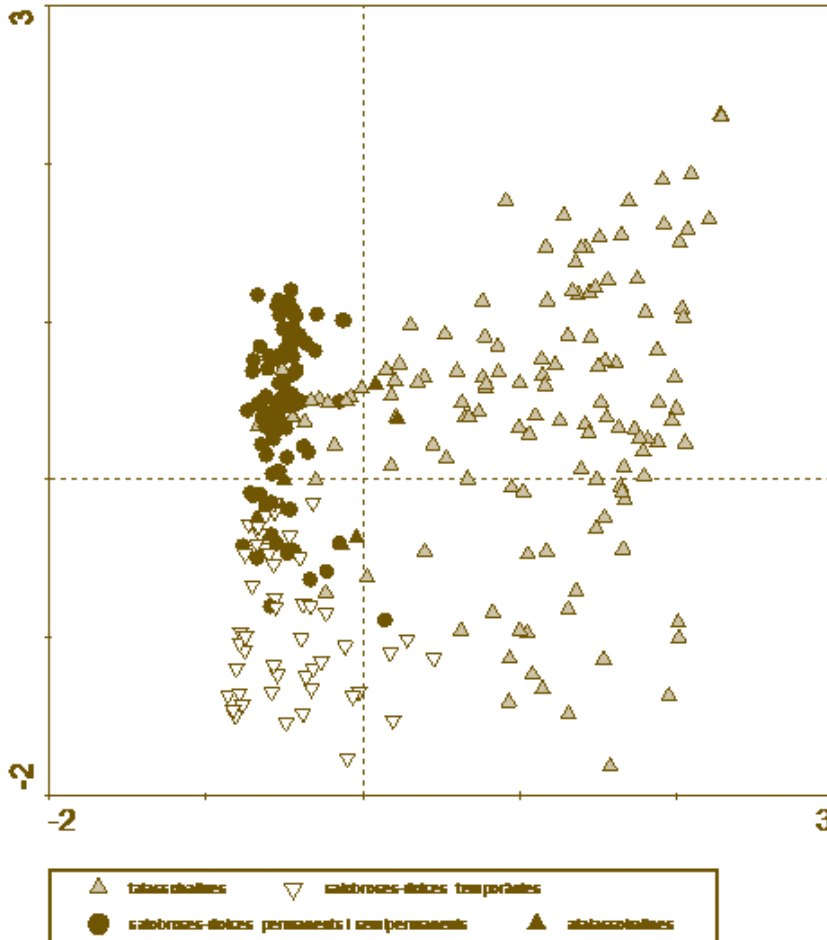
### TIPIFICACIÓ DE LES ZONES HUMIDES DE CATALUNYA

Tant en llacunes costaneres com d'interior, la salinitat i la permanència de l'aigua han estat considerats els principals factors a l'hora de tipificar els ambients llacunars mediterranis (Britton & Podlejski 1981, Alonso 1998, Trobajo et al. 2002). Mitjançant la composició de comunitats d'invertebrats de zones humides de tot Catalunya s'ha validat la importància d'aquests factors i s'ha estimat els valors llindar vàlids a l'hora de tipificar els ecosistemes lenítics soms (Boix et al. 2004). Per tal de poder estudiar sistemes amb característiques similars, es van seleccionar aquelles zones humides situades a menys de 800 m s.n.m., i de menys de 6 m de fondària.

Així, mitjançant una anàlisi de correspondències (CA) a partir de la composició i estructura de les comunitats d'invertebrats, es van ordenar les mostres en funció de la salinitat i de la permanència de l'aigua.

En la Figura 1 es representa el resultat d'aquest CA i s'observa, en termes generals, com la primera dimensió separa les aigües més salades (valors positius) de les dolces (valors negatius), mentre que la segona separa les aigües dolces en aigües temporànies (valors positius) de la resta (valors negatius). En el resultat del CA (Figura 1), per tal d'observar el grau de separació de les mostres en funció de la salinitat i de la permanència, s'ha adjudicat cada mostra a una de les següents tipologies: aigües atalassohalines, aigües talassohalines (les dues tipologies amb mitjana de salinitat superior a 5 mS·cm<sup>-1</sup>), aigües salobroses o dolces permanents (o semipermanents) i aigües salobroses o dolces temporànies. Val a dir, que el valor de 5 mS·cm<sup>-1</sup> de mitjana

anual de conductivitat separa de manera molt coherent les mostres positives i les negatives pel que fa a la primera dimensió.



**Figura 1.** Posició de les mostres en l'espai creat per les dues primeres dimensions del CA.

En la Figura 2 es mostren els criteris per la tipificació de les zones humides de Catalunya en forma de clau dicotòmica.

### ORGANISMES INDICADORS UTILITZATS EN LES ZONES HUMIDES DE CATALUNYA

L'eina proposada per l'establiment de l'estat ecològic en zones humides utilitza dos grups d'organismes:

- els microcrustacis: cladòcers, copèpodes i ostracodes
- els macroinvertebrats: únicament macrocrustacis (grans branquiòpodes i malacostracis) i insectes.

Els microcrustacis tenen nombroses característiques que els fan adients per avaluar la qualitat de l'aigua: (a) la seva ubiqüitat en els sistemes lenfítics i la facilitat de la seva captura; (b) les espècies prefereixen aigües amb diferents estats tròfics (p.e. Berzins & Bertilsson 1989, Moreno-Amich et al. 1999); (c) les associacions de microcrustacis responen als gradients de pertorbació (Stemberger & Lazorchak 1994); (d) relacions entre associacions de microcrustacis i fitoplàncton o macròfits estan clarament determinades (p.e. Quade 1969, McNaught 1975, Richman & Dodson 1983, Paterson 1993). A més, ja existeixen diverses eines per l'establiment de la qualitat de l'aigua que es basen, com a mínim en part, en microcrustacis (p.e. Gannon & Stemberger 1978, Van Tongeren et al. 1992, Lougheed & Chow-Fraser 2002, Eyto et al. 2003, Kane & Culver 2003).

La riquesa i la diversitat es consideren estimadors de la qualitat de l'aigua (p.e. Whilh & Dorris 1968, Ravera 2000). De fet, la riquesa s'usa per índexs de qualitat de l'aigua molt utilitzats en sistemes lòtics (p.e. National Water Council 1981, De Pauw & Vanhooren 1983, Ghetti 1986, Chessman 1995). Coincidentment, en els protocols de gestió o els índexs biològics elaborats per zones humides també es considera la riquesa com una mètrica adient de la qualitat de l'aigua (p.e. Adamus & Brandt 1990, European Union 2003, Fano et al. 2003). Per obtenir una aproximació a la riquesa és aconsellable treballar amb la fracció més gran d'organismes de la comunitat. En aquest sentit s'ha proposat realitzar-la a partir dels macrocrustacis i dels insectes, a més dels microcrustacis. Altres organismes no s'han considerat ja que el mostreig amb salabre sense recollir sediment no és molt adient per la captura d'organismes com els anèl·lids o mol·luscs. Les espècies de macrocrustacis són especialment abundants en aigües costaneres, mentre que els insectes són abundants en aigües epicontinental, i per això es aconsellable incloure'ls tots dos en l'estimació de la riquesa.

El nivell de resolució taxonòmica proposat pels microcrustacis és el de gènere (a excepció dels gèneres *Moina* i *Daphnia* que ha de ser d'espècie), ja que una menor resolució taxonòmica no va permetre obtenir resultats satisfactoris (vegeu Boix et al. 2004). Pel que fa a l'estimació de la riquesa es va optar per una resolució que fos assumible, és a dir, amb un nivell baix de dificultat taxonòmica. Així, la resta de macrocrustacis també s'han de determinar a nivell de gènere, mentre que els estadis immadurs d'insectes a nivell de família (nivell que utilitzen índexs biològics d'ampli ús per determinar la qualitat de l'aigua de sistemes lòtics (p.e. BMWP, BBI, IBE, SIGNAL, FBILL, BMWPC; National Water Council 1981, De Pauw & Vanhooren 1983, Ghetti 1986, Chessman 1995, Prat et al. 1999, Benito & Puig 1999). El menor nombre de famílies d'insectes en zones humides respecte als rius fa aconsellable que la proposta requereixi d'una resolució taxonòmica de gènere pel que fa als coleòpters i heteròpters adults (King & Richardson 2002).

### **ÍNDEX DE QUALITAT DE L'AIGUA: QAELS**

L'índex QAELS (el nom correspon a l'acrònim de "Qualitat de l'Aigua d'Ecosistemes Lenfítics Soms"; Boix et al. 2005) s'obté a partir de dues mesures: la primera és una mesura de la sensibilitat dels taxons a la qualitat de l'aigua (ACCO), i la segona és una mesura de la riquesa de taxons (RIC). Els noms d'ambdues mesures, ACCO i RIC, corresponen als acrònims "Abundància de Cladòcers, Copèpodes i Ostracodes" i "Riquesa d'Insectes i Crustacis", respectivament. El valor del QAELS s'obté a partir de la següent equació:

El càlcul del valor del RIC és la suma del nombre dels gèneres de crustacis (micro i macrocrustacis), del nombre dels gèneres de coleòpters i heteròpters adults i del nombre de famílies d'estadis immadurs d'insectes (nimfes, larves i pupes). Per altra banda, l'ACCO es calcula a partir de les abundàncies relatives dels taxons de microcrustacis presents i dels corresponents coefi-

cients de qualitat, determinats a partir d'anàlisis canònics de correspondències parcials (Boix et al. 2004) seguint la filosofia de l'índex dels Saprobis de Pantle & Buck (1955) o l'índex de Qualitat del Bentos de Wiederholm (1980), i es calcula segons l'equació:

$$ACCO = \sum_{i=1}^j k_i \times n_i; \quad n_i = \frac{N_i}{\bar{N}_{tot}}$$

on:

- $i$  = cada taxó amb un pes >1% en l'anàlisis (= taxó indicador)
- $j$  = nombre de taxons indicadors
- $n_i$  = abundància relativa del taxó  $i$
- $N_i$  = abundància del taxó  $i$
- $\bar{N}_{tot}$  = suma de les abundàncies dels taxons indicadors
- $k_i$  = coeficient de qualitat

S'ha desenvolupat un ACCO diferent per cada tipologia de zona humida, a excepció de les aigües atalassohalines, ja que la seva baixa representació a Catalunya no ha permès la seva elaboració.

Per a l'aplicació de l'índex QAELS, cal tenir en compte diversos aspectes pel que fa al mostreig. Aquest es realitza amb un salabre de 250 µm de porus de malla. Els punts de mostreig han de ser els litorals de les llacunes i a prop del substrat (s'ha d'evitar mostrejar la part central de les llacunes i únicament la columna d'aigua). Per l'índex ACCO es realitzen 20 cops de salabre tenint en compte de mostrejar els diferents microambients presents en el punt de mostreig (p.e. aigües lliures, entre la vegetació submergida i surant, entre els helòfits, etc.). Per l'índex RIC es recullen els insectes i crustacis capturats en els cops de salabre realitzats per l'índex ACCO. Per tal d'obtenir una millor representació dels taxons presents de macroinvertebrats, es realitzaran fins a dues passades més de 20 cops de salabre, si cal, fins que no aparegui cap més taxó nou. El nombre de taxons de microcrustacis es determinarà a partir dels primers 20 cops de salabre realitzats per calcular l'índex ACCO.

Als valors numèrics de l'índex QAELS se'ls assigna a una categoria de qualitat de l'aigua seguint la proposta metodològica de la Directiva Europea (2000/60/EC):

Qualitat de l'aigua		Valor de l'índex
I	MOLT BO	$QAELS \geq 8$
II	BO	$6 \leq QAELS < 8$
III	MEDIOCRE	$4 \leq QAELS < 6$
IV	DEFICIENT	$2 \leq QAELS < 4$
V	DOLENT	$QAELS < 2$

### MESURA DE LA PRESSIÓ ANTRÒPICA EN ECOSISTEMES LENÍTICS SOMS EN BASE A LA MORFOLOGIA DE LA CUBETA, USOS DEL SÒL I VEGETACIÓ

La qualitat de l'aigua no posa de manifest l'estat d'artificialització i de pèrdua de valor natural en el que es troben moltes de les masses d'aigua de Catalunya. Així, per exemple, moltes llacunes que contenen aigua d'una qualitat important han patit greus alteracions de la riba o bé s'han vist envoltades d'infraestructures com ara vivendes o carreteres sense que la qualitat hagi canviat de manera important. Fins i tot, basses artificials que tenen un ús de reg poden contenir aigua d'una qualitat alta malgrat que el valor natural és baix. De la mateixa manera, sistemes que encara mantenen cert grau de naturalitat es veuen sotmesos a contaminacions agràries o ramaderes que comporten una baixa qualitat de l'aigua.



Aquesta doble percepció de la qualitat ambiental dels sistemes lenítics fa considerar la necessitat d'avaluar qualitat de l'aigua i estat de conservació per separat. Per tal de valorar l'estat de conservació dels sistemes front la pressió antròpica s'han de considerar alteracions geomorfològiques, hidrològiques, usos del sòl (tant de l'entorn com de la mateixa cubeta de la llacuna), i estat de les comunitats vegetals.

Els índexs biològics s'han desenvolupat principalment per establir la qualitat de l'aigua (p.e. Loughheed & Chow-Fraser 2002, Eyto et al. 2003, Kane & Culver 2003). Hi ha, però, algunes aproximacions que inclouen altres aspectes com ara l'ús del sòl, la morfologia de la cubeta, l'estructura de la vegetació o les activitats humanes, etc. (p.e. Bartoldus 1999, Moss et al. 2003, Fennessy et al. 2004).

S'ha proposat un índex per a l'avaluació de l'estat de conservació dels ecosistemes lenítics soms (índex ECELS) que valora en quines condicions es troba l'ecosistema en el seu conjunt, al marge de la qualitat de les seves aigües (Sala et al. 2004). Aquest índex segueix una metodologia similar a d'altres propostes elaborades per sistemes lòtics com són l'índex RCE (Petersen 1992) o l'índex QBR (Munné et al. 2003). L'índex s'estructura en cinc blocs, cada un dels quals analitza un aspecte independent de l'estat de conservació d'un aiguamoll. Cada bloc es compon d'una o diverses seccions amb opcions excloents que donen una puntuació a cada bloc (només es pot escollir una resposta per secció). Alhora, cada bloc té uns moduladors que valoren particularitats addicionals dels blocs on es poden escollir diverses opcions, que poden tant restar com sumar punts. L'índex ECELS es calcula sumant la puntuació de cada un dels blocs, considerant que cap bloc pot sumar més del seu màxim ni menys de 0. Així, l'índex pot variar de 0 a 100.

Per aconseguir una avaluació global de l'estat de conservació de l'aiguamoll cal tenir en compte la mida del mateix. Així per llacunes de menys de 0.5 ha es proposa la realització de l'índex ECELS des de 1 únic punt, per aiguamolls d'entre 0.5 i 5 ha es proposen 2 punts, mentre que per aiguamolls de més de 5 ha com a mínim seria necessari la realització de l'índex en 3 punts. En el cas d'haver de realitzar més d'un punt per aiguamoll, s'ha d'intentar distribuir equitativament els punts a l'entorn de l'aiguamoll. El valor de l'índex ECELS per l'aiguamoll serà la mediana.

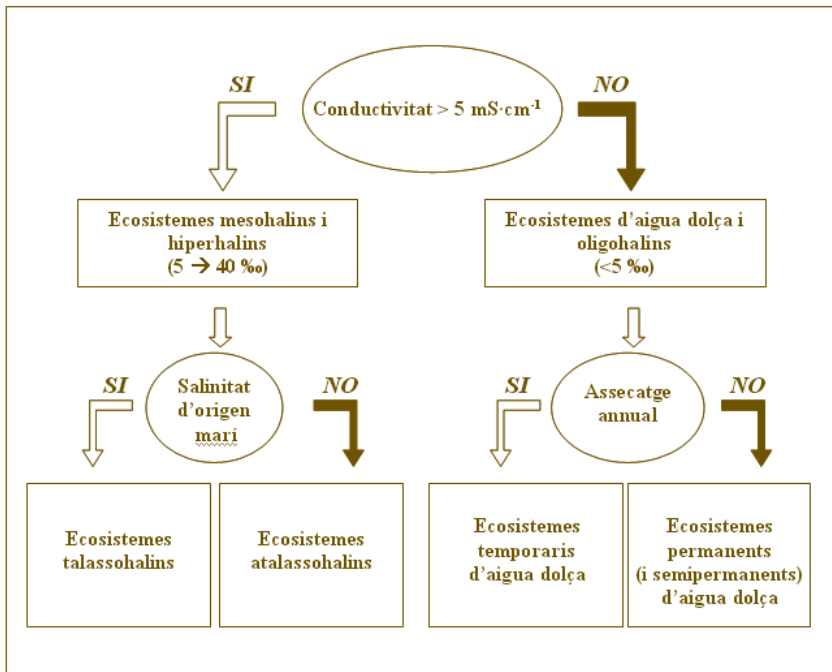
L'època més adient per la realització de la valoració mitjançant l'ECELS és la primavera, i a poder ser la segona meitat d'aquesta, ja que és el moment idoni per valorar aspectes de la vegetació que es contemplen en aquest índex. Si es tracta d'un conjunt de masses d'aigua que poden estar connectades, però que queden aïllades almenys durant tot l'estiu, cal repetir la valoració per a cada massa d'aigua per separat. Per altra banda s'ha de considerar que en determinades situacions hidrològiques no és adequat realitzar la valoració de l'índex ECELS, com per exemple en situacions d'inundació en les que diverses masses d'aigua comparteixen una làmina d'aigua, o bé en situacions d'assecatge on les llacunes temporànies o fluctuants tenen la làmina d'aigua molt allunyada del litoral de la mateixa llacuna.

Als valors numèrics de l'índex ECELS se'ls assigna a una categoria d'estat de conservació seguint la proposta metodològica de la Directiva Europea (2000/60/EC):

Estat de Conservació		Valor de l'índex
I	MOLT BO	$ECELS \geq 90$
II	BO	$70 \leq ECELS < 89$
III	MEDIOCRE	$50 \leq ECELS < 69$
IV	DEFICIENT	$30 \leq ECELS < 49$
V	DOLENT	$ECELS < 30$

### ESTAT ECOLÒGIC I CONDICIONS DE REFERÈNCIA

La Directiva Europea (2000/60/EC) estableix la necessitat de definir les diferents tipologies d'ecosistemes aquàtics existents (en aquest cas ecosistemes lenítics soms) i establir les condicions de referència per a cada tipologia. Les diferents tipologies existents a Catalunya queden ben establertes en funció de característiques no relacionades amb la qualitat de l'aigua, com la salinitat i la durada de la inundació (Figura 2). Pel que fa a les condicions de referència, és difícil trobar ambients lenítics soms en els quals no hi hagi hagut cap modificació i que es puguin considerar com a no pertorbats, de manera que les condicions de referència s'han de determinar en funció de valors potencials per establir l'estat ecològic.



**Figura 2.** Esquema per la tipificació de les zones humides de Catalunya.

Aquestes són:

1. L'origen de la llacuna és natural.
2. Els voltants de la llacuna no estan tancats per motes, de manera que no es limita o canalitza ni l'entrada ni la sortida d'aigua. En augmentar el nivell de l'aigua, la superfície inundada de la llacuna pot expandir-se inundant els terrenys adjacents sense que hi hagi una limitació important a aquesta expansió.
3. La hidrologia depèn principalment de perturbacions hídriques naturals, com temporals de mar, precipitacions, o pujades del nivell freàtic. Alhora, no està afectada per aportacions d'aigua controlades o alterades per l'home. No hi ha aportacions d'aigua i de nutrients per canals d'escorrentia que provinquin de l'ús urbà, industrial o agrícola. Tampoc hi ha d'haver extraccions d'aigua per a qualsevol ús. El nivell d'aigua no es manté artificialment, de manera que durant l'estiatge es poden produir episodis d'assecatge.

4. No es produeixen mai episodis d'hipertròfia en els moments de mínim volum d'aigua o previs a la dessecació de la llacuna. Malgrat que puguin produir-se baixades importants de la concentració d'oxigen, mai provoquen la desaparició de la comunitat típica de la llacuna i la seva substitució per una comunitat típica de condicions anòxiques.
5. No hi ha presència ni de fauna ni de flora al·loctones.
6. Presenta una composició i estructura de la comunitat vegetal característica pel tipus de llacuna.
7. Donades les característiques fluctuants d'aquests ambients, no s'estableixen restriccions ni a la salinitat, ni a la concentració de nutrients, ni a l'assecatge natural.

Per tal d'establir l'estat ecològic, es proposa combinar el valor obtingut per la qualitat de l'aigua (índex QAELS) amb el valor de l'estat de conservació (índex ECELS) d'una massa d'aigua. A la Taula 1 consten els valors d'estat ecològic que s'atorgarien a una massa d'aigua en funció d'aquests dos índexs. La matriu per obtenir "l'estat ecològic" a partir dels índexs QAELS i ECELS és simètrica (dóna la mateixa importància a ambdós índexs) i el valor més negatiu dels dos índexs predomina a l'hora d'establir l'estat ecològic.

**Taula 1.** Establiment de l'estat ecològic mitjançant la informació aportada per l'índex QAELS (avaluador de la qualitat de l'aigua) i l'índex ECELS (avaluador de l'estat de conservació de la massa d'aigua).

		Categories de l'ECELS				
		I	II	III	IV	V
Categories del QAELS	I	MOLT BO	BO	BO	MEDIOCRE	DEFICIENT
	II	BO	BO	MEDIOCRE	MEDIOCRE	DEFICIENT
	III	BO	MEDIOCRE	MEDIOCRE	DEFICIENT	DOLENT
	IV	MEDIOCRE	MEDIOCRE	DEFICIENT	DEFICIENT	DOLENT
	V	DEFICIENT	DEFICIENT	DOLENT	DOLENT	DOLENT

## BIBLIOGRAFIA

- Adamus, P. & Brandt, K. 1990. "Impacts on Quality of Inland Wetlands of the United States: A Survey of Indicator Techniques and Applications of Community-level Biomonitoring Data". EPA/600/3-90/073. NTIS No. PB-91113837. U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, OR, USA.
- Alonso, M. 1998. Las lagunas de la España peninsular. "Limnetica", 15: 1-176.
- Bach, J., García, J., Marquès, E., Moreno-Amich, R., Mujeriego, R., Quintana, X.D. & Salvadó, V. 1998. "Seguiment de la qualitat de les aigües a la zona del Parc Natural dels Aiguamolls de l'Alt Empordà". Cd-Rom. Consorci de la Costa Brava, Girona.
- Bartoldus, C.C. 1999. "A Comprehensive Review of Wetland Assessment Procedures: A Guide for Wetland Practitioners". Environmental Concern Inc.: St. Michaels, MD.
- Benito, G. & Puig, M.A. 1999. BMWPC un índice biológico para la calidad de las aguas adaptado a las características de los ríos catalanes. "Tecnología del Agua", 191: 43-49.
- Berzins, B. & Bertilsson, J. 1989. On limnic micro-crustaceans and trophic degree. "Hydrobiologia", 185: 95-100.
- Boix, D., Gascón, S., Gifre, J., Moreno-Amich, R., Martinoy, M., Quintana, X. & Sala, J. 2004. Caracterització, Regionalització i Elaboració d'eines d'establiment de l'estat ecològic de les zones humides de Catalunya. Agència Catalana de l'Aigua, Generalitat de Catalunya, Barcelona.
- Boix, D., Gascón, S., Sala, J., Martinoy, M., Gifre, J. i Quintana, X.D. 2005. A new index of water quality assessment in Mediterranean wetlands based on crustacean and insect assemblages:

- the case of Catalunya (NE Iberian peninsula). "Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems", 15: 635-651.
- Britton, R.H. & Podlejski, V.D. 1981. Inventory and classification of the wetlands of the Camargue (France). "Aquatic Botany", 10: 195-228.
  - Burton, T.M., Uzarski, D.G., Gathman, J.P., Genet, J.A., Keas, B.E. & Stricker, C.A. 1999. Development of a preliminary invertebrate index of biotic integrity for great lakes coastal wetlands of lake Huron. "Wetlands", 19(4): 869-882.
  - Chessman, B.C. 1995. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: a procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and biotic index. "Australian Journal of Ecology", 20: 122-129.
  - De Pauw, N. & Vanhooren, N. 1983. Method for biological quality assessment of watercourse in Belgium. "Hydrobiologia", 100: 153-168.
  - European Union. 2003. "Horizontal Guidance Document on the Role of Wetlands in the Water Framework Directive." European Union.
  - Eyto, E., Irvine, K., García-Criado, F., Gyllström, M., Jeppensen, E., Kornijow, R., Miracle, M.R., Nykänen, M., Bareiss, C., Cerbin, S., Salujõe, J., Franken, R., Stephens, D. & Moss, B. 2003. The distribution of chydorids (Branchiopoda, Anomopoda) in European shallow lakes and its application to ecological quality monitoring. "Archiv für Hydrobiologie", 156: 181-202.
  - Fano, E.A., Mistri, M. & Rossi, R. 2003. The ecofunctional quality index (EQI): a new tool for assessing lagoonal ecosystem impairment. "Estuarine, Coastal and Shelf Science", 56: 709-716.
  - Fennessy, M.S., Jacobs, A.D. & Kentula, M.E. 2004. "Review of Rapid Methods for Assessing Wetland Condition". EPA/620/R-04/009. U.S. Environmental Protection Agency: Washington DC.
  - Furse, M.T., Moss, D., Wright, J.F. & Armitage, P.D. 1987. Freshwater site assessment using multivariate techniques. A: Luff, M. (Ed.). "The Use of Invertebrates in Site Assessment for Conservation." Pp. 45-60. University of Newcastle, Newcastle Upon Tyne.
  - Gannon, J.E. & Stemberger, R.S. 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. "Transactions of the American Fisheries Society", 97(1): 16-35.
  - Ghetti, P.F. 1986. "I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua. Manuale di applicazione Indice Biotico E.B.I. modificato." Provincia Autonoma de Trento.
  - Kane, D.D. & Culver, D.A. 2003. "The Development of a Planktonic Index of Biotic Integrity for the Offshore Waters of Lake Erie." Final Report to the Lake Erie Protection Fund, The Ohio State University.
  - King, R.S. & Richardson, C.J. 2002. Evaluating subsampling approaches and macroinvertebrate taxonomic resolution for wetland bioassessment. "Journal of North American Benthological Society", 21(1): 150-171.
  - Lillie, R.A., Garrison, P., Dodson, S.I., Bautz, R.A. & LaLiberte, G. 2002. "Refinement and expansion of wetland biological indices for Wisconsin." USEPA Report.
  - Lougheed, V.L. & Chow-Fraser, P. 2002. Development and use of a zooplankton index of wetland quality in the Laurentian Great Lakes basin. "Ecological Applications", 12: 474-486.
  - Matveeva, L.K. 1991. Can pelagic rotifers be used as indicators of trophic state? "Verhandlungen / Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie", 24: 2761-2763.
  - McNaught, D.C. 1975. A hypothesis to explain the succession from calanoids to cladocerans during eutrophication. "Verhandlungen / Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie", 19: 724-731.
  - Moreno-Amich, R., Quintana, X.D., Suñer, L., Trobajo, R. & Gascón, S. 1999. Dinámica del heleoplancton en relación a las 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. "Limnetica", 16: 17-31.

- Moss, B., Stephen, D., Álvarez, C., Bécares, E., van de Bund, W., Collings, S.E., van Donk, E., de Eyto, E., Feldmann, T., Fernández-Aláez, C., Fernández-Aláez, M., Franken, R.J.M., García-Criado, F., Gross, E.M., Gyllström, M., Hansson, L.-A., Irvine, K., Järvalt, A., Jensen, J.-P., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Kornijów, R., Krause, T., Künnap, H., Laas, A., Lill, E., Lorens, B., Luup, H., Miracle, M.R., Nöges, P., Nöges, T., Nykänen, M., Ott, I., Peczuła, W., Peeters, E.T.H.M., Phillips, G., Romo, S., Russell, V., Salujõe, J., Scheffer, M., Siewertsen, K., Smal, H., Tesch, C., Timm, H., Tuvikene, L., Tonno, I., Virro, T., Vicente, E., Wilson, D. 2003. The determination of ecological status in shallow lakes – a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. "Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems", 13: 507-549.
- Munné, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N., Rieradevall, M. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. Aquatic Conservation: "Marine and Freshwater Ecosystems", 13: 147-163.
- National Water Council, 1981. River Quality: the 1980 survey and further outlook. NWC, London.
- Pantle, R. & Buck, H. 1955. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. "Gas Wasserfach", 96, 604.
- Paterson, M. 1993. The distribution of microcrustacea in the littoral of a freshwater lake. "Hydrobiologia", 263: 173-183.
- Pennings, S.C., Dan Wall, V., Moore, D.J., Pattanayek, M., Buck, T.L. & Alberts, J.J. 2002. Assessing salt marsh health: a test of the utility of five potential indicators. "Wetlands", 22(2): 405-414.
- Petersen, R.C. 1992. The RCE: a Riparian, Channel and Environmental Inventory for small streams in the agricultural landscape. "Freshwater Biology", 27: 295-306.
- Prat, N., González, G. & Millet, X. 1986. Comparación crítica de dos índices de calidad del agua: ISQUA y BILL. "Tecnología del Agua", 31: 33-49.
- Prat, N., Munné, A., Solà, C., Rieradevall, M., Bonada, N. & Chacón, G. 1999. La qualitat ecològica del Besòs i el Llobregat. Informe 1997. "Estudis de la qualitat ecològica dels rius", 6. Diputació de Barcelona. 154 p.
- Quade, H.W. 1969. Cladoceran faunas associated with aquatic macrophytes in some lakes in northwestern Minnesota. "Ecology", 50: 170-179.
- Ravera, O. 2000. Ecological monitoring for water body management. "Proceedings MTM-III – Ecological monitoring for water body management": 157-167.
- Richman S. & Dodson S.I. 1983. The effect of food quality on feeding and respiration by *Daphnia* and *Diatomus*. "Limnology and Oceanography", 28: 948-956.
- Sabater, S., Guasch, H., Picón, A., Romaní, A. & Muñoz, I. 1996. Using diatom communities to monitor water quality in a river after the implementation of a sanitation plan. A: Whitton, B.A. & Rott, E. (Eds.) "Use of algae for monitoring rivers". 2nd edition. Institut für Botanik, Innsbruck. Pp. 97-104.
- Sala, J., Gascón, S., Boix, D., Gesti, J. & Quintana, X.D. 2004. Proposal of a rapid methodology to assess the conservation status of Mediterranean wetlands and its application in Catalunya (NE Iberian peninsula). "Archives des Sciences", 57 (2-3): 141-151.
- Stemberger, R.S., Lazorchak, J.M. 1994. Zooplankton assemblage responses to disturbance gradients. "Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences", 51: 2435-2447.
- Trobajo, R., Quintana, X.D. & Moreno-Amich, R. 2002. Model of alternative predominance of phytoplankton-periphyton-macrophytes in relation to nutrient level in lentic systems in Mediterranean coastal wetlands. "Archiv für Hydrobiologie", 154(1): 19-40.
- Van Tongeren, O.F.R., Van Liere, L., Gulati, R.D., Postema, G., Boesewinkel-De Bruyn, P.J. 1992. Multivariate analysis of the plankton communities in the Loosdrecht lakes: relationship with the chemical and physical environment. "Hydrobiologia", 233: 105-117.

- Veraart, J.A. 1999. "Selection of bio-indicators to monitor water quality regulation and biodiversity conservation in s'Albufera Natural park, Mallorca". Afstudeerverslag, Leerstoelgroep Milieusysteemanalyse, Leerstoelgroep Aquatische Ecologie en Waterkwaliteitsbeheer, Wageningen Universiteit.
- Whilh, J.L. & Dorris, T.C. 1968. Biological parameters of water quality. "Bioscience", 18: 477-481.
- Wiederholm, T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. "Journal of the Water Pollution Control Federation", 52: 537-547.







## L'ÚS DE L'AIGUA REGENERADA EN LA RECREACIÓ I RESTAURACIÓ DE SISTEMES AQUÀTICS

**Lluís Sala i Genoher**

Consorci de la Costa Brava. Plaça Josep Pla 4, 3er 1a. 17001 Girona (A/e: lsala@ccbgi.org).

### RESUM

Una de les característiques definitòries del clima mediterrani és la seva gran variabilitat i la freqüència amb la que es presenten situacions extremes, ja siguin inundacions o sequeres. La creixent pressió sobre els ecosistemes aquàtics i la seva degradació, deguda a factors com l'increment de la demanda d'aigua, la contaminació i/o la desaparició d'hàbitats, farà que per a determinats ecosistemes el compliment de la Directiva Marc de l'Aigua pugui resultar difícil o gairebé impossible, especialment en els anys secs, en els que hi haurà una competència ferotge per a disposar del recurs. Per això, i davant d'una més que plausible absència de cabals naturals, en determinats casos pot ser adequat el reclamar aquelles aigües residuals depurades de bona qualitat que són abocades al medi per a ser regenerades de manera adient i ser utilitzades per atendre algunes de les demandes ambientals que d'altra forma quedarien desateses. En aquest sentit, les plantes de regeneració d'aigua poden ser instal·lacions molt adients per a la recreació i/o la restauració de sistemes aquàtics com ara aiguamolls, closes o petites llacunes, permanents i temporànies.

La regeneració d'aquests efluent mitjançant tecnologies naturals produeix una millora de la qualitat de l'aigua basada en el desenvolupament de xarxes tròfiques a partir d'aquells nutrients encara dissolts en l'aigua i que, si fossin abocats al medi, serien causants d'eutrofització. Aquesta és la idea amb la que es plantegen determinats projectes que combinen el tractament addicional de l'aigua ja depurada amb la recreació i/o restauració ambientals. A Holanda s'ha desenvolupat aquest concepte amb el nom de Waterharmonica ("acordió del agua", [www.waterharmonica.nl](http://www.waterharmonica.nl)), atès que es tracta de sistemes que actuen com a zona de transició entre l'abocament i el medi receptor. Paral·lelament, en l'àmbit del Consorci de la Costa Brava s'han dut a terme diferents experiències que comporten com a resultat la recreació i la restauració d'alguns dels ecosistemes aquàtics locals i que igualment responen a la filosofia d'aquesta escola holandesa.

Dels diferents projectes en funcionament a la Costa Brava el més emblemàtic és segurament el del sistema d'aiguamolls construïts d'Empuriabrava. Allà es realitza un tractament addicional de l'aigua depurada mitjançant uns aiguamolls que redueixen el contingut de nutrients de l'aigua i que, a més, són una zona d'interès ornitològic per sí mateixos, a banda d'abastir al Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà amb una nova font d'aigua de qualitat per a les seves demandes ambientals. Altres projectes amb incidència indirecta però positiva sobre ecosistemes aquàtics són els de Tossa de Mar i de la Vall d'Aro, amb beneficis ambientals sobre les rieres de Tossa i Ridaura, respectivament.

Aquesta ponència presentarà les característiques fonamentals d'aquests projectes i mostrarà la utilitat de l'aigua regenerada com a element de creixent importància en la recreació i restauració d'ecosistemes aquàtics mediterranis.

## INTRODUCCIÓ

A les comarques gironines, i per extensió a gran part de Catalunya, Espanya i fins i tot de la Mediterrània, els hàbitats que han patit una major regressió són els ecosistemes aquàtics, en totes les seves variants. De la secular (s. XVIII) dessecació dels estanys de Castelló d'Empúries, Bellcaire i Ullastret, per citar els més importants, fins a la urbanització de la meitat dels aiguamolls costaners de l'Alt Empordà en el que avui es coneix com a la urbanització d'Empuriabrava, passant per la desaparició de gran part de les closes (prats humits) altempordaneses, que han sucumbit a la pressió de les subvencions de la PAC, cal admetre que el panorama és preocupant. Paral·lelament, la demanda d'aigua ha crescut, tant per l'increment de superfície agrícola de regadiu com pel creixement general de la població, la qual cosa ha fet que embassaments i aqüífers hagin estat explotats fins a nivells abans mai igualats. Aquests són els dos principals factors de consum d'aigua a Catalunya en quant a volum, i les seves afeccions es deixen sentir sobretot en les conques del Ter i de l'Ebre, tot i que cal reconèixer que el creixement de la demanda en zones turístiques, si bé menor, també ha passat factura a aqüífers i ecosistemes aquàtics costaners. En una època d'elevada sensibilitat social davant dels transvasaments, de vegades atàvica i exagerada, i que impedeix la resolució de problemes objectivament pitjors (Ruhí & Sala, 2007), cal alertar del transvasament d'energia –i del consum energètic desaforat– que representen les plantes desaladores (Sala, 2007) i de l'històric transvasament entre usos, en el qual els usos ambientals de l'aigua han estat la perenne conca cedent a favor dels usos de reg, domèstics i industrials. Un dels casos més dissortats a nivell espanyol és el de les Tablas de Daimiel, en la conca alta del riu Guadiana, afectades per la disminució dels nivells freàtics provocada per les fortes extraccions de l'agricultura de regadiu de la zona (Velasco Lizcano, 2001). El cas més extrem que segurament podríem trobar a nivell mundial d'aquesta problemàtica és el del Mar de Aral, a l'antiga Unió Soviètica, víctima d'un productivisme irreal i desafortat.

Hi ha dos factors addicionals que han de ser incorporats en l'equació per a poder valorar cap on ens condueix el futur i que ens mostra per què el "laissez faire" pot ser en la majoria de casos no només insuficient sinó també contraproduent: el previsible canvi climàtic, amb l'anunciada reducció de precipitacions en la nostra zona, i la creixent exigència mediambiental de la societat, que es reflecteix a través de normatives com la Directiva Marc de l'Aigua de la Unió Europea. És clar que sense increment de recurs és impossible que hi hagi bon estat ecològic, de manera que el problema que es planteja no és pas menor.

La propera entrada en vigor de la Directiva Marc de l'Aigua de la Unió Europea, prevista per a l'any 2010, hauria de forçar a un canvi de direcció en la forma en la que s'han explotat els recursos fins el moment present, per així poder complir amb l'objectiu central d'aquesta directiva, que no és altre que el bon estat ecològic de les masses d'aigua una vegada ateses totes les demandes. Aquest objectiu, que no deixa de ser una molt lloable però difícilment assolible quadratura del cercle, implica necessàriament una avaluació dels recursos actualment disponibles i una molt curosa revisió de les demandes existents, que permeti a més diferenciar les essencials de les no essencials per així poder guanyar recursos amb els que atendre les demandes ecològiques. Un exemple: per a regar els parcs, jardins i parterres de les nostres ciutats o per a la neteja viària no és necessària la utilització de l'aigua de la xarxa potable, sinó que existeixen fonts alternatives d'aigua adequades per a cobrir les demandes no potables, com per exemple l'aigua regenerada. Atendre les demandes no essencials amb recursos alternatius significa realitzar una menor extracció en els ecosistemes aquàtics, la qual cosa ajuda a la conservació del recurs, a més de reduir els abocaments. Així, ja sigui per utilització directa (assignació de determinats volums a un ecosistema) o indirecta (substitució de volums d'aigua de millor qualitat que poden restar per a fer

una funció ambiental), l'aigua regenerada és el nou recurs, i de cost marginal relativament baix, que pot ajudar a paliar –no pas a solucionar totalment ni indefinidament– el problema d'alguns dels ecosistemes aquàtics afectats per la manca de recursos hídrics.

En aquesta reorganització d'usos i recursos, la més alta prioritat hauria de ser sempre la substitució de cabals, perquè aquelles aigües de màxima qualitat siguin les que restin en el medi i acabin tenint una funció ambiental. No obstant això, allò que és òptim i desitjable no és sempre possible, de manera que en algun cas pot ser preferible l'ús d'un recurs alternatiu, com la pròpia aigua regenerada, abans que la no intervenció, que en algun cas pot significar una perturbació de major intensitat (dessecació permanent) que no la que es produeix per la utilització directa d'aquest recurs per a finalitats ambientals.

### **L'AIGUA REGENERADA**

Durant l'ús domèstic de l'aigua, els ciutadans en consumim una part relativament petita, mentre que la majoria és emprada simplement com a sistema de transport dels residus. A diferència dels usos de reg, el consum domèstic de l'aigua no fa desaparèixer el recurs, només l'embrut, de manera que és possible disposar d'uns volums d'aigua, finits certament, però constants i relativament previsibles, amb els quals millorar la gestió del cicle integral de l'aigua. Si logrem eliminar la contaminació que li hem afegit durant el seu ús domèstic, l'aigua residual urbana ens permet disposar d'aquest nou recurs amb el que atendre demandes no potables. El primer pas és, lògicament, el seu tractament en les estacions depuradores d'aigües residuals, les quals aboquen al medi el que s'anomena efluent secundari o aigua depurada. L'aigua regenerada és aquella aigua residual depurada a la qual, en comptes d'abocar-la al medi, se li dona un tractament addicional per a fer-la apta per a un ús posterior. Mentre que el tractament de les aigües residuals per al seu abocament busca, a través de tecnologies diverses, assolir uns objectius de qualitat comuns (habitualment, DBO < 25 mg/l i MES < 35 mg/l, i en zones sensibles unes concentracions de nitrogen total < 10 mg N/l i de fòsfor total < 2 mg P/l), els tractaments de regeneració són diversos i els objectius de qualitat també, en funció de l'ús posterior al que anirà destinada l'aigua. Així, en la regeneració per a usos de reg primeren els tractaments pensats amb criteri sanitari, centrats en assolir una bona desinfecció de l'aigua, mentre que per a usos ambientals els tractaments de regeneració estan pensats per a evitar l'eutrofització que es produiria amb la majoria d'efluents secundaris si es féu la reutilització directa.

En la Taula 1 es presenten algunes dades de qualitat de l'aigua produïda en instal·lacions de regeneració de la Costa Brava, a fi de mostrar les variacions que s'esdevenen entre les diferents EDAR i entre els diversos tractaments terciaris. Així, a Empuriabrava, on el sistema d'aiguamolls construïts (SAC) va ser dissenyat per a reduir la concentració de nitrogen de l'aigua, es pot observar com els valors d'aquest paràmetre són més baixos que en la resta d'instal·lacions, en especial respecte a Castell-Platja d'Aro, on l'EDAR no disposa d'un reactor biològic capaç d'eliminar nitrogen. En canvi, tot i que en el SAC es produeix una reducció notable de coliformes fecals, d'entre 2 i 4 unitats logarítmiques, les concentracions en l'aigua de sortida són superiors a les dels tractaments de regeneració que incorporen un tractament de desinfecció i que, per tant, han estat dissenyats amb aquesta finalitat. En resum, cal tenir present que cada EDAR té les seves especificitats i que existeixen diferents tractaments de regeneració, cadascun amb un potencial diferent en quant a la millora de la qualitat de l'aigua.

**Taula 1.** Resum estadístic de la qualitat de l'aigua regenerada assolida en quatre instal·lacions de regeneració d'aigua de la Costa Brava durant l'any 2006.

Tipus d'instal·lació (entre parèntesi, any de construcció)	Planta de regeneració							
	Empuriabrava		Pals		Castell-Platja d'Aro		Blanes	
Tractament depuració	Aireig prolongat (1995)		Aireig prolongat (1995)		Fangs activats (1983)		Aireig prolongat (1998)	
Tractament regeneració	Aiguamolls construïts (1998)		Cloració (2000)		Filtració, desinfecció (1998)		"Title-22" (c) (2002)	
Volum tractat 2006, m <sup>3</sup>	661.000		263.000		982.000		3.155.000	
Paràmetres estadístics (a)	Mitjana	P90	Mitjana	P90	Mitjana	P90	Mitjana	P90
MES, mg/l	5,5	12,4	4,4	8,7	3,5	5,8	1,8	2,4
Terbolesa, NTU	9,2	20,0	1,2	2,8	2,0	3,8	1,8	2,5
Coliformes fecals, ufc/100 ml	85	310	2	6	3	24	< 1	4
Nitrogen total, mg N/l	3,2	8,2	4,4	6,1	28,7	46,6	7,1	9,8
Fòsfor, mg P/l (b)	1,9	2,7	3,8	5,8	3,2	6,0	1,6	2,4

(a) Mitjanes aritmètiques anuals per a tots els paràmetres, excepte per a les concentracions de coliformes fecals, que són mitjanes geomètriques. P90 indica el percentil 90 del conjunt anual de dades.

(b) Els valors corresponen al fòsfor soluble en el cas d'Empuriabrava i al fòsfor total en la resta de plantes.

(c) El tractament conegut com a "Title-22" es compon de coagulació, floculació, decantació filtració i desinfecció. En el cas de Blanes, es disposa, a més, d'un sistema per a l'eliminació química del fòsfor.

Òbviament, en qualsevol projecte de reutilització d'aigües cal començar partint d'una aigua depurada (efluent secundari) d'elevada qualitat, ja que d'altra forma podria ser pitjor el remei que la malaltia. Si partim d'una aigua adequada, la recuperació d'aquests efluentes i la seva regeneració per a usos ambientals es pot fer mitjançant tecnologies naturals, també anomenades toves o extensives, sempre que la superfície necessària, per disponibilitat o per preu, no sigui un factor limitant. Aquests sistemes poden dissenyar-se de manera que tinguin també uns valors ambientals interessants, la qual cosa significa que la pròpia instal·lació serveix per a recrear un ecosistema aquàtic.

El sistema més adient per a l'afinament de la qualitat dels efluentes secundaris quan es pretén regenerar-los amb finalitat ambiental són els aiguamolls construïts, en base a la seva productivitat, és a dir, per la capacitat d'internalitzar els nutrients que li arriben. La idea força darrera d'aquestes activitats és la d'afavorir el desenvolupament de xarxes tròfiques a partir d'aquells nutrients encara dissolts en l'aigua i que, si fossin abocats al medi, serien causants d'eutrofització. Tot allò que s'incorpori a la biomassa deixarà d'estar dissolt en l'aigua, de manera que aquesta anirà millorant la seva qualitat al llarg del gradient del sistema i també en funció del temps de residència hidràulica de l'aigua en aquest.

A Holanda, Kampf & Claassen (2005) han desenvolupat el concepte Waterharmonica (l'acordió de l'aigua, [www.waterharmonica.nl](http://www.waterharmonica.nl)) per designar aquells sistemes dissenyats artificialment per fer de zona de transició entre l'abocament de l'aigua depurada i el medi, a fi d'evitar la descàrrega de substàncies inorgàniques i flocs de microorganismes del procés biològic i substituir-los per organismes vius (algues, crustacis) que puguin ser assimilats més fàcilment pel medi. Paral·lelament, en l'àmbit del Consorci de la Costa Brava (Girona) s'han dut a terme algunes

experiències que comporten com a resultat la recreació i la restauració d'alguns dels ecosistemes aquàtics locals i que igualment responen en gran mesura a la filosofia d'aquesta escola holandesa, malgrat haver estat desenvolupats de forma independent (Sala et al., 2006). En resum del que es tracta és d'utilitzar una aigua i uns nutrients dissolts –en baixa concentració, ja que d'altra forma no seria possible el fer-ho- de manera creativa per recrear o restaurar ecosistemes i afavorir la generació de biomassa d'elevat valor ecològic. Per exemple, si es posen les condicions adequades, l'aigua regenerada pot permetre la recreació d'hàbitats per a amfibis o per a aus aquàtiques, de manera que el resultat net del desenvolupament de la xarxa tròfica no sigui una massa d'algues filamentosos sinó la recuperació de poblacions dels vertebrats abans esmentats.

En els darrers anys, en la Costa Brava s'han posat en funcionament diferents projectes de millora ambiental en els que la reutilització de l'aigua i/o la millora de la gestió dels recursos ha jugat un paper preponderant. De tots ells segurament el més emblemàtic és el dels aiguamolls construïts d'Empuriabrava (7 ha en total), a Castelló d'Empúries, on es du a terme un tractament addicional de l'aigua depurada (efluent secundari nitrificat i parcialment desnitrificat) de l'EDAR d'Empuriabrava, de manera que no sols s'obté una reducció addicional del contingut de nutrients de l'aigua sinó que a més han esdevingut una zona amb un cert interès ornitològic per si mateixa. A més, l'aigua de sortida d'aquest sistema d'aiguamolls proveeix al Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà amb una nova font d'aigua de qualitat amb la que millorar la gestió ambiental d'algunes zones, com per exemple l'Estany del Cortalet i les seves closes adjacents. Altres projectes existents en la Costa Brava amb incidència indirecta però positiva sobre ecosistemes aquàtics costaners són els de Tossa de Mar i de la Vall d'Aro, amb beneficis ambientals sobre les rieres de Tossa i Ridaura, respectivament (Ordeix et al., 2005; Sala et al., 2005). En aquesta ponència explicarem els trets distintius de cadascun d'aquests projectes, a fi de demostrar la potencialitat que té l'ús de l'aigua regenerada en la millora ambiental.

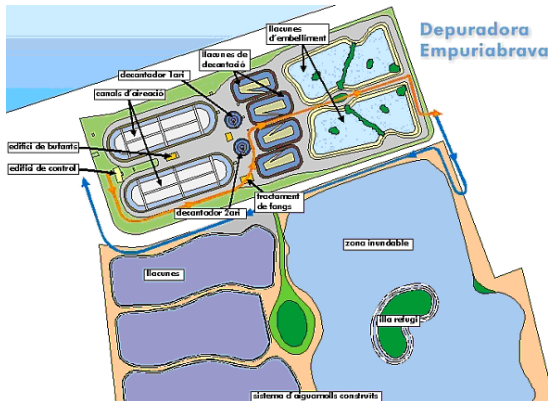
## **EXEMPLES DE RESTAURACIÓ I RECREACIÓ D'ECOSISTEMES AQUÀTICS MITJANÇANT L'ÚS DE L'AIGUA REGENERADA**

### **El sistema d'aiguamolls construïts (SAC) d'Empuriabrava**

Des de 1998, l'efluent secundari nitrificat i desnitrificat de l'EDAR d'Empuriabrava és tractat en un sistema d'aiguamolls construïts (SAC) pensat específicament per a la reducció addicional de les concentracions de nutrients, en especial de nitrogen. Aquest sistema d'aiguamolls disposa de 3 cel·les situades en paral·lel de 160 m x 50 m (8.000 m<sup>2</sup>) cadascuna, amb una fondària mitjana de 0,5 m, seguides d'una llacuna de poca profunditat de 45.000 m<sup>2</sup> de superfície i de 0,2 m de fondària mitjana. Les tres cel·les tenen una forma allargada, pensada per afavorir la circulació de l'aigua mitjançant un fluxe en pistó i en elles l'aigua travessa tant zones cobertes de macròfits (bàsicament *Phragmites australis* i *Typha latifolia*) com zones de làmina lliure en les que penetra fàcilment la llum del sol. L'aigua de sortida de les tres cel·les és recollida en un únic registre i d'allà és conduïda fins el canal perimetral situat al voltant de la petita illa situada en el centre de la llacuna, des d'on vessa fins el sobreexidor de sortida del sistema situat en un dels extrems de la mateixa (Romero & Sala, 2001; Sala et al., 2004).

Aquest sistema d'aiguamolls és alimentat amb un efluent secundari nitrificat i parcialment desnitrificat que presenta uns cabals variables entre els 1.000 m<sup>3</sup>/dia a l'hivern i els 6.000 m<sup>3</sup>/dia a l'estiu. Aquesta aigua entra en el SAC quan el nitrogen amoniacal es troba per sota dels 7,5 mg NH<sub>4</sub>-N/l, mentre que de no complir amb aquest límit l'aigua és retornada al punt original d'abocament, que és el tram final del riu Muga. Aquest límit es va fixar inicialment en 5 mg NH<sub>4</sub>-

N/l, però l'any 2004 es va augmentar fins al valor actual davant de l'evidència empírica d'un bon comportament global del sistema en quant a eliminació de nutrients. Excepte en el mes d'agost, en el qual fins ara l'EDAR ha presentat sèries limitacions per a nitrificar tot l'efluent secundari que produeix, els valors de nitrogen amoniacal solen estar molt per sota dels límits establerts (entre 1 i 2 mg NH<sub>4</sub>-N/l), per la qual cosa és necessari parar esment al fet que el límit definit per a controlar la qualitat de l'aigua que entra en el sistema i els valors que realment assolix el nitrogen amoniacal en l'aigua depurada són dues coses diferents. L'any 2005 aquest sistema va tractar uns 903.000 m<sup>3</sup>, corresponents a un 82% del total tractat per l'EDAR d'Empuriabrava i, segons els balanços disponibles, s'estima que va eliminar uns 7.000 kg de nitrogen inorgànic (un 73% de les entrades al sistema) i gairebé 2.300 kg de fòsfor soluble (un 69% de les entrades) (Consorti de la Costa Brava, 2006a). En relació a la inactivació de coliformes fecals, la reducció logarítmica mitjana que es produeix en el sistema pot arribar fins a les quasi 3 unitats, depenent de factors tals com: i) la concentració inicial en l'efluent secundari; ii) el temps de residència de l'aigua en el sistema, que és més gran fora de temporada turística, a causa dels menors cabals a tractar; i iii) a la densitat de les poblacions d'organismes filtradors, com per exemple els cladòcers. En la Taula 1 es presenta un resum dels valors mitjans de les concentracions de nitrogen, fòsfor i coliformes fecals corresponents a l'any 2005.



**Figura 1.** Vista general de l'EDAR i del sistema d'aiguamolls construïts d'Empuriabrava.



**Figura 2 i 3.** Sistema d'aiguamolls construïts d'Empuriabrava. Esquerra: Vista general de la cel·la número 1 (19 de maig de 2006). Dreta: Detall del sobreeixidor de sortida del sistema (18 de novembre de 2005).

Una vegada tractada, l'aigua és aprofitada per a d'altres usos ambientals en la zona del Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà, com per exemple l'alimentació de la llacuna del Cortalet o per al reg dels prats humits (closes), un ambient d'alt interès ecològic i en forta regressió en la zona a causa de la transformació de l'hàbitat. Les cel·les del SAC són alhora un hàbitat adient per a diferents tipus d'aus, sobretot nedadores, com per exemple l'ànec coll-verd (*Anas platyrhynchos*), el xarxet (*Anas crecca*), la fotxa (*Fulica atra*) o el cabusset (*Tachybaptus ruficollis*), entre molts d'altres, mentre que la llacuna soma, batejada com a Estany Europa, s'ha mostrat com a un hàbitat adequat per a diferents espècies d'aus limícoles, entre les que es poden esmentar els camesllargues (*Himantopus himantopus*), el flamenc (*Phoenicopterus ruber*), diferents espècies dels gèneres *Tringa* i *Gallinago*. Tampoc és rar veure exemplars d'arpella (*Circus aeruginosus*) sobrevolar la zona. Pel que fa a vegetació, i a banda dels macrofïts ja esmentats, és de destacar la colonització espontània que ens darrers anys s'ha produït per part d'espècies d'hidròfïts com *Zannichelia palustris* i *Najas minor*, que formen boniques praderies submergides, tant en el fons de les cel·les de tractament com de la llacuna soma.

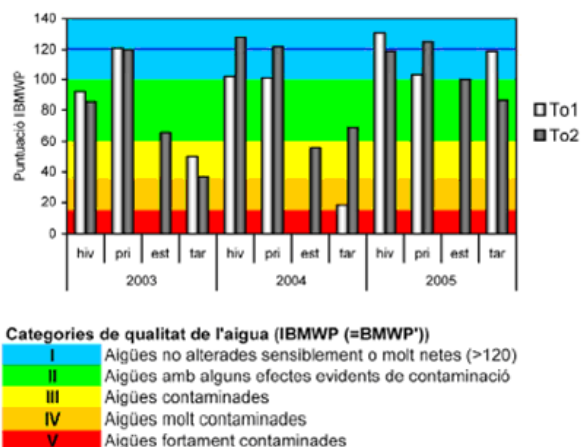
El disseny inicial va contemplar també l'adopció d'una sèrie de mesures per a potenciar la biodiversitat en la pròpia instal·lació, com la plantació en el perímetre de la parcel·la d'espècies productores de baies, com per exemple l'aranyoner (*Prunus spinosa*) i l'arç blanc (*Crataegus monogyna*). La pròpia decisió de la construcció de l'Estany Europa va ser presa per a generar un hàbitat aquàtic diferent del de les cel·les de tractament, amb menor fondària i per tant amb capacitat d'atraure espècies diferents d'aus. Per altra banda, a posteriori s'han fet evident les grans possibilitats que ofereixen aquests sistemes artificials i controlats per a la cria o reproducció d'espècies amenaçades. Si no hagués estat per la introducció inicial de gambúsies, realitzada amb la finalitat d'evitar la proliferació excessiva de mosquits, aquest hauria pogut estar un hàbitat molt adient per a la reproducció del fartet (*Lebias iberus*). Aquest és un detall important a tenir en compte en futurs dissenys de sistemes similars, tal com s'ha posat de manifest amb l'aprofitament recent d'una bassa adjacent a l'EDAR de Torroella de Montgrí per a la cria i recuperació de la tortuga d'estany (*Emys orbicularis*).

### El Parc de Sa Riera i la riera de Tossa de Mar

Tossa de Mar és un municipi pertanyent a la zona sud de la Costa Brava, envoltat per muntanyes i amb un innegable atractiu turístic i paisatgístic. L'any 1997, l'escola taller del Consell Comarcal de La Selva va dur a terme un treball de reconversió d'un antic abocador de runa adjacent a l'EDAR i a la riera de Tossa en el que actualment es coneix com el Parc de Sa Riera. A banda de retirar els fragments de runa de mida més gran i d'aplanar el terreny, es va plantar vegetació de ribera, es va instal·lar un sistema de reg subterrani alimentat amb l'aigua regenerada de l'EDAR d'aquest mateix municipi i es va construir una llacuna com a element estètic i recreatiu d'aquest parc.



**Figura 4 i 5.** Parc de Sa Riera, a Tossa de Mar (11 d'agost de 2006). Esquerra: Detall de la zona de vegetació arbòrea regada amb aigua regenerada. Dreta: Detall de la llacuna artificial, també alimentada amb aigua regenerada.



**Figura 6.** Evolució de la qualitat ecològica de la riera de Tossa entre 2003 i 2005 en els punts d'abans del Parc de Sa Riera (To1) i de després (To2) (Consorti de la Costa Brava 2006b).

A banda del positiu canvi paisatgístic que s'ha produït en la zona amb el guany d'un parc abastament disfrutat per la població local, a través de la llacuna s'ha produït una recàrrega indirecta de la riera, a la que se li aporten en aquest tram uns mínims però vitals cabals estivals que permeten la supervivència de les poblacions d'alguns dels macroinvertebrats (Figura 6) i de peixos com l'anguil·la. Per a ampliar la informació sobre aquest projecte es pot visitar la web <http://www.tossademar.com/ajuntament/mediambient/reutilitzacio/reutilitzacio.htm>, així com descarregar les memòries dels treballs realitzats en els diferents anys en l'espai web del Consorci de la Costa Brava, a [http://www.ccbgi.org/rieres\\_tossa.php](http://www.ccbgi.org/rieres_tossa.php).

### El riu Ridaura i la millora en la gestió dels recursos hídrics en la vall d'Aro

Fins l'any 1993, tota l'aigua potable subministrada en la vall d'Aro provenia de pous ubicats prop del riu Ridaura. L'aqüífer de la zona, amb un volum útil d'extracció de 5 hm<sup>3</sup>/any, s'havia manifestat ja com a insuficient per cobrir la demanda d'aigua de municipis eminentment turístics com Castell-Platja d'Aro, Santa Cristina d'Aro i Sant Feliu de Guíxols, la demanda global dels quals arriba fins els 10 hm<sup>3</sup>. L'entrada en servei en aquell any del transvasament d'aigua des de la conca del Ter va permetre no sols la millora de l'abastament d'aigua potable, tant en quantitat com en qualitat, sino que també va alleugerir la pressió que suportava l'aqüífer de la zona gràcies a la reducció de les extraccions d'aigua. L'any 2005 aquestes extraccions van representar ja només un 30% de la demanda total d'aigua potable, mentre que el 70% restant va provenir de la portada d'aigua del riu Ter a la zona.

No obstant això, aquesta no va ser l'única actuació per a la millora de la gestió dels recursos hídrics de la zona, ja que paral·lelament es va anar desenvolupant un programa d'actuacions de subministrament per a usos de reg d'aigües provinents de la planta de regeneració de Castell-Platja d'Aro. Així, l'any 2006 s'ha arribat a subministrar quasi un total d'1,0 hm<sup>3</sup> d'aigua regenerada per a usos de reg agrícola (conreus de blat de moro, hortes, viviers de planta ornamental) i de camps de golf, que d'altra forma haurien estat extrets de l'aqüífer. Aquestes actuacions no solament mantenen l'aigua en l'aqüífer –la qual cosa, a la vegada, millora la garantia de



l'abastament potable a l'estiu- sinó que a més redueixen de manera important els abocaments d'efluent secundari que rep el riu Ridaura en el seu tram final.



**Figura 7 i 8.** Imatges del riu Ridaura a Castell-Platja d'Aro. Esquerra: Vista dels cabals naturals, aigües amunt de l'abocament de l'EDAR de Castell-Platja d'Aro (23 de març de 2003). Dreta: Vista aigües avall de l'abocament de l'esmentada EDAR, en un moment en què tota l'aigua circulat és efluent secundari (9 d'agost de 2006).

Ambdues actuacions, desenvolupades a finals dels 90, juntament amb la recuperació dels valors de pluviometria típics de la zona en el període 2002-2004, han permès la restauració dels fluxos de cabals naturals en el riu Ridaura entre 6 i 9 mesos a l'any, una cosa que feia anys que no succeïa. L'anàlisi de les poblacions de macroinvertebrats en diferents punts del riu (capçalera, tram mitjà i desembocadura) han revelat una qualitat ecològica sorprenentment elevada per a un riu que havia patit freqüents episodis de dessecació total aigües amunt de l'abocament de l'EDAR i el propi abocament en el seu tram final. Així, mentre que els punts de capçalera i del tram mitjà presenten sempre una categoria màxima de l'índex IBMWP, excepte en els mesos d'estiu a causa de la típica dessecació estival, la qualitat del punt situat després de l'abocament de l'EDAR és sempre de categoria "bona", excepte a l'estiu quan les concentracions de nutrients són màximes i no existeix dilució amb cabals naturals, moment en el que passa a ser de categoria "mediocre" (Consorti de la Costa Brava, 2006c). És d'esperar que la propera millora de l'EDAR i l'increment de la reutilització per a usos de reg, permetin la millora de la qualitat ecològica del tram final del riu Ridaura fins a nivells semblants als d'aigües amunt del punt d'abocament.

## CONCLUSIONS

La propera entrada en vigor de la Directiva Marc de l'Aigua en la UE propiciarà necessàriament l'aplicació de polítiques orientades cap a la consecució d'elevats estàndards ambientals en les masses d'aigua. Algunes d'aquestes polítiques, especialment en zones amb escassetat de recursos o sotmeses a períodes de sequera, inclouran amb tota probabilitat actuacions de regeneració i reutilització d'aigües, que permetran una conservació de l'aigua en els ecosistemes i una reducció dels abocaments. Els projectes d'aquesta mena actualment en funcionament a la Costa Brava i altres que poguessin existir en altres zones del país hauran de convertir-se en font d'informació de primera qualitat per al desenvolupament de projectes similars amb els que seguir avançant en la protecció i millora dels ecosistemes aquàtics.

## AGRAÏMENTS

Aquest article no hauria estat possible sense la co-laboració continuada i entusiasta de les següents persones (en ordre alfabètic): Daniel Boix (Universitat de Girona), Joan Colom (Empresa Mixta d'Aigües de la Costa Brava, SA), Jordi Couso (Ajuntament de Tossa de Mar), Estel Dalmau

(Empresa Mixta d'Aigües de la Costa Brava, SA), Josep Espigulé (Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà), Anna Huguet (Empresa Mixta d'Aigües de la Costa Brava, SA), Maribel Marín (Empresa Mixta d'Aigües de la Costa Brava, SA), Eduard Marquès (Servei de Control de Mosquits de la Badia de Roses i del Baix Ter), Rafael Mujeriego (Universitat Politècnica de Catalunya) Jordi Muñoz (Empresa Mixta d'Aigües de la Costa Brava, SA), Marc Ordeix (Centre d'Estudis dels Rius Mediterranis) Silvia Quintana (Empresa Mixta d'Aigües de la Costa Brava, SA), Sergi Romero (Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà), Jordi Sala (consultor ambiental), Manel Serra (Consorci de la Costa Brava).

## BIBLIOGRAFIA

- Consorci de la Costa Brava. 2006a. Dades d'explotació del sistema d'aiguamolls construïts d'Empuriabrava, any 2005. Informació disponible a internet en l'adreça [http://www.ccbgi.org/reutilitzacio\\_resum\\_anual.php?id\\_municipi=37&any=2005](http://www.ccbgi.org/reutilitzacio_resum_anual.php?id_municipi=37&any=2005)
- Consorci de la Costa Brava. 2006b. Seguiment de la qualitat ecològica de la riera de Tossa de Mar. Memòria de l'any 2005. Informe tècnic preparat pel Centre d'Estudis de Rius Mediterranis de Manlleu. Informació disponible a internet en l'adreça [http://www.ccbgi.org/docs/Memoria\\_riera\\_de\\_Tossa\\_CERM\\_2005.pdf](http://www.ccbgi.org/docs/Memoria_riera_de_Tossa_CERM_2005.pdf)
- Consorci de la Costa Brava. 2006c. Informe Tècnic: Efecte de la planta de regeneració d'aigua de Castell-Platja d'Aro en la qualitat ecològica, química i microbiològica del riu Ridaura. Informació disponible a internet en l'adreça [http://www.ccbgi.org/docs/informe\\_ridaura\\_2006.pdf](http://www.ccbgi.org/docs/informe_ridaura_2006.pdf)
- Kampf, R. & Claassen, T. 2005. "The use of Treated Wastewater for Nature: The Waterharmonica, a Sustainable Solution as an Alternative for Separate Drainage and Treatment". Proceedings of the 2nd IWA Leading-Edge Conference on Water and Wastewater Treatment Technologies - Prague 2004 and Water Intelligence Online. IWA Publishing 2005
- Ordeix M., Sala, J., Boix, D., Couso, J. & Sala, L. 2005. The role of integrated resources management in the restoration of Mediterranean temporary streams in the Costa Brava, Catalonia, Spain. Pòster presentat en el congrés "Ecological Restoration: A global challenge", Zaragoza, 12-18 Setembre 2005.
- Romero de Tejada, S. & Sala, L. 2001. La gestió del agua en el Parc dels Aiguamolls de l'Empordà. 2ª Reunión Internacional de Expertos sobre la Regeneración Hídrica de Doñana, Huelva, 27-28 de Noviembre 2001.
- Ruhí, A. & Sala, L. 2007. "Una diagnòsi sobre l'estat del riu Ter". 3es Jornades de Medi Natural a Girona, Girona, 9-11 de març.
- Sala, L. 2007. Tot no pot ser. "El Xot, revista de l'Ateneu Juvenil, Cultural i Naturalista de Girona, número" 55.
- Sala, L., Serra, M., Huguet, A., Colom, J., Carré, M., Romero de Tejada S. and Marquès E. 2004. "Multiple benefits of the environmental reuse project at the Aiguamolls de l'Empordà Natural Reserve (Costa Brava, Girona, Spain)". Proceedings of the 9th IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Volume 2, Avignon, France, 481-489.
- Sala, L., Sala, J., Ordeix, M., Boix, D., Couso, J. & Serra, M. 2005. Les rieres de la Costa Brava: evolució històrica recent, estat actual i perspectives de futur. "Scientia Gerundensis (en premsa)".
- Sala L., Claassen, T., Kampf, R., Sala, J., Boix, D. & Van der Geest, H. 2006. Trophic webs from discharges: Nature enhancement through the Waterharmonica concept. Pòster presentat en las Jornades "Integrating our approaches to Wetland Science", 1st Annual Meeting of the European Chapter of the Society of Wetland Scientists, Bangor, Wales, UK, 5-7 January 2006.
- Velasco Lizcano, M. 2001. "Hablemos del acuífero 23". Consejería de Obras Públicas de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. 181 páginas.





## LA GESTIÓ DE LES LLACUNES DEL PARC NATURAL DE LA ZONA VOLCÀNICA DE LA GARROTXA

**Emili Bassols i Isamat**

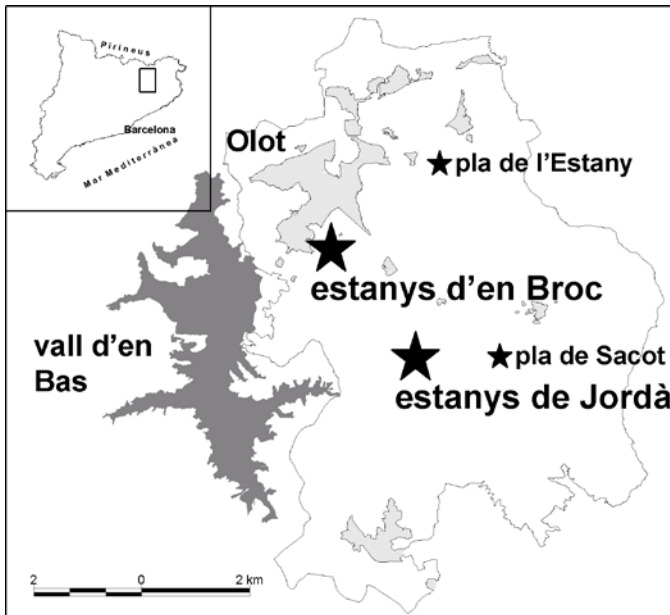
Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa (webassol@gencat.net).

### VOLCANS I ZONES HUMIDES

El vulcanisme és un fenomen natural que es coneix pel seu alt poder destructiu però que també porta associada una notable capacitat per modelar relleus i crear nous hàbitats naturals. A la zona volcànica de la Garrotxa, durant el període quaternari, es van esdevenir una quarantena d'episodis eruptius de diversa intensitat que van ser els responsables de reperfil·lar i de començar a dissenyar el paisatge actual.

Algunes de les colades de lava, en el seu fluir resseguint el màxim pendent, originaren el que s'anomena llac de resclosa volcànica. Per llac de resclosa volcànica entenem aquell fenomen geològic que consisteix en la formació d'un llac a partir del barratge d'un curs fluvial per una colada de lava (Riba, 1997)

El llac de resclosa volcànica més espectacular, per ser únic a nivell de la península Ibèrica per les seves dimensions i per l'encara bona visualització geomorfològica, és el de la vall d'en Bas (figura 1). Alguns estudis apunten la possibilitat de que el riu Fluvià, aigües amunt d'Olot, fou barrat en tres ocasions (Alcañiz, 2004). Sembla ser que el darrer barratge fou provocat per la colada que va emetre el volcà del Puig Jordà (Planagumà, 2005). Aquesta nova teoria contradiu el que s'havia dit fins ara (Mallarach, 1981) de que era la colada basanítica atribuïda al volcà Croscat la darrera en obstruir el Fluvià a l'alçada del Bosc de Tosca.



**Figura 1.** Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa.

A la zona volcànica de la Garrotxa existeixen altres llacs de resclosa volcànica que van interceptar els respectius rius o torrents i que, per tant, van instaurar un paisatge lacustre o palustre de molt alt interès biològic. De la mateixa manera, es van crear zones humides a partir de l'aparició de nous centres eruptius que, impeding el drenatge natural d'espais més o menys grans, convertien els fons de vall en cubetes endorreiques. L'exemple més evident és el del pla de Sacot (Santa Pau) (figura 2) que es troba encerclat per quatre volcans: el volcà del Puig de la Costa, el volcà del Torrent, el volcà de Santa Margarida i el Volcà del Croscat.



**Figura 2.** Pla de Sacot (Santa Pau) (E. Bassols).

A partir de la cartografia volcanològica disponible i dels mapa de sòls del Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa (Palou, 1999) i de la Vall d'en Bas (Palou, 2001), es pot arribar a estimar la superfície que podien haver arribat a ocupar els antics estanys dins el que ara és l'àmbit del Parc Natural junt amb la vall d'en Bas. La xifra és de 1.265 ha . Cal dir, però, que una bona part de la superfície d'aquestes zones ja no és recuperable atès els usos als quals estan sotmeses.

En conseqüència, podríem dir que els volcans van ser els responsables de la creació d'extenses zones humides, els recursos tròfics de les quals van ser aprofitats pels primers pobladors de la zona (Alcalde, 1991) i que al llarg de la història han estat paulatinament dessecades. Ja als segles XI i XII es comencen les primeres accions de dessecació essent les més substancials les executades entre el segle XVIII i la primera meitat del XX (Mallarach & Bassols, 1992).

## SITUACIÓ ACTUAL

D'aquelles àmplies i someres zones lacustres, avui en dia, només en resten testimonis indirectes, temporals o eminentment circumstancials. Tant els drenatges naturals com els construïts per l'home en el seu afany per dessecar terrenys improductius i dedicar-los a l'agricultura, han conduït a la pràctica extinció de qualsevol estany permanent i només les pluges intenses són capaces de fer percebre les traces dels antics estanys i fer-los reaparèixer.

En les darreres dècades, l'ocupació de part d'alguns d'aquests espais s'ha tornat irreversible com a conseqüència del creixement urbanístic i la implantació de zones residencials, industrials o la construcció d'infraestructures viàries. Un dels exemples més evidents el trobem al polígon de les Preses, on la construcció de noves naus industrials, damunt de terrenys ocupats per un antic estany, obliga als constructors a prendre mesures com ara homogeneïtzar i elevar la cota del terreny, mitjançant l'abocament i explanació d'importants volums de graves, per aconseguir una base sòlida.

Tot plegat ha conduït a una situació en la que tant sols s'han mantingut les zones humides dels paratges de la Moixina, del meandre del Fluvià a l'alçada del Collell, aquestes dues al municipi d'Olot, i dels Mulladiu de Verlets i del volcà de l'Estany, a Sant Joan les Fonts. Totes elles pateixen, a més, diferents graus d'amenaça com a conseqüència d'impactes diversos: pèrdua de cabal circulant, contaminació per nitrats, ocupació de l'espai per usos incompatibles, etc..

## OBJECTIUS DE RESTAURACIÓ

En aquest context de presència de zones humides potencials, però no reals, es situa l'interès del Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa per recuperar, sempre que sigui viable, els ambients lacustres. Els objectius principals són fonamentalment dos: reconstituir uns ambients naturals ja extingits i incrementar la biodiversitat lligada a aquests ecosistemes.

Des del Parc s'ha treballat amb la restauració de zones humides amb els següents objectius:

- Recuperar, allà on sigui possible, mostres del paisatge potencial de la plana d'Olot i de les valls properes.
- Contribuir a incrementar la diversitat biològica del Parc Natural.
- Poder recuperar espais on mostrar a la societat els beneficis que generen les zones humides.
- Disposar de punts estratègics de recollida d'aigua en cas d'incendi forestal.

Però la gestió del Parc Natural també passa per vetllar per intentar conservar els espais inundables vora els cursos fluvials així com aquells indrets on apareixen llacunes temporals. En aquest cas la gestió s'ha de basar en una planificació i una gestió integral del territori. El control més directe, cas per cas, es fa mitjançant els informes preceptius que la Junta de Protecció de la Zona Volcànica de la Garrotxa emet de forma prèvia a l'aprovació de qualsevol projecte o pla urbanístic que afecti la zona protegida.

Dins aquest marc general es situen les dues iniciatives de restauració de zones humides que s'han portat a terme: la restauració dels estanys d'en Broc (Olot) i la dels estanys de Jordà (Santa Pau) (figura 1).

En definitiva el que es fa és gestionar, mitjançant una gestió global del territori, allò que és relictual, intentant ampliar la superfície en aquelles àrees on potencialment sigui possible i, al mateix temps, preservant els espais amb una certa inundabilitat periòdica.

### ELS ESTANYS D'EN BROC

Els Estanys d'en Broc estan situats en l'extrem sud d'Olot, aproximadament a un quilòmetre respecte el centre de la ciutat, en el bell mig dels paratges de la Moixina, una àrea de gran interès naturalista, molt reconeguda paisatgísticament i altament valorada pels ciutadans d'Olot.

En el paratge de la Moixina existeixen nombroses fonts i surgències naturals que alimenten una complexa xarxa de recs de drenatge que conflueix en el molí de les Fonts i d'aquí, a través de l'anomenat rec de Ravell, fins al riu Fluvià. Aquest pla es troba dins el domini potencial de la roureda de roure pèrol (*Isopyro-Quercetum roboris*) una comunitat forestal molt escassa a Catalunya que, al distribuir-se pels fons de vall, ha hagut de competir històricament amb usos agrícoles i urbans.

Les zones humides presents als paratges de la Moixina es limiten a parcel·les de petites dimensions: la Deu Grossa o Deu Vella, una petita peça a l'est de la font Moixina, l'entorn del mas Engràcia i les vores del Mas Madevall. Fa uns quants anys es va calcular, de forma aproximada, la superfície de zones humides de la Moixina i el resultat fou de 2 ha en comparació a una àrea potencial de 20 (Mallarach, 1990).

En el 1986 el Parc Natural va intervenir en la parcel·la de la Deu Grossa amb l'objectiu d'incrementar la superfície inundada. De molta més entitat va ser l'actuació desenvolupada l'estiu de 1991 quan, aprofitant el fet que també es tractava d'una parcel·la de propietat municipal gestionada pel PNZVG, es va materialitzar el projecte de restauració dels estanys d'en Broc.

L'actuació va consistir fonamentalment en excavar dos estanys, connectats entre ells, en un camp creuat longitudinalment per un rec de drenatge. Acabada la restauració la superfície mitjana de la làmina d'aigua va arribar a ser de 4.000 m<sup>2</sup> en període de màxima inundació. L'entrada d'aigua provenia de la font de cal Soc, la qual, al cap de poc temps, va ser privatitzada, comproment així el manteniment del cabal d'entrada als estanys.



**Figura 3.** Estanys d'en Broc (E. Bassols).



La colonització vegetal dels nous estanys va ser desigual. Durant l'any següent als treballs d'excavació es va anar desenvolupant un mosaic de comunitats vegetals ruderals, heretades de les comunitats prèvies i comunitats noves pròpies d'indrets humits. A l'interior de les basses es van desenvolupar poblacions d'algues filamentoses (*Cladophora*) i de caràcies (*Chara* sp.). A les vores de les basses i als recs van anar creixent plàntes helòfitas i higròfiles com *Typha*, *Scirpus*, *Juncus*, *Rorippa*, *Equisetum*, *Iris*, *Alisma*, *Veronica*,... En aquests llocs també varen començar a créixer els primers peus de pollancre (*Populus x canadiensis*) i salze (*Salix alba*).

Pel que fa a la qualitat de les aigües els recs d'entrada portaven una forta càrrega de nutrients (Vila, 1992).

Amb els anys, aquesta zona ha anat evolucionant de forma natural fins arribar avui dia. Les parts no inundades, abans de caràcter obert, són actualment poblades per un incipient bosquetó de salzes i freixes (*Fraxinus excelsior*). Sota el bosc, encara no tancat, creixen bardisses i vegetació herbàcia, alta i densa.

Pel que fa a la part inundada l'evolució no ha estat tan positiva. El cinyell de vegetació helofítica ha quedat poc desenvolupat i ocupa només una franja estreta resseguint el límit de l'aigua. La qualitat de l'aigua continua essent dolenta. La terbolesa i el color verd indiquen la seva eutrofització. Aquestes condicions impedeixen el desenvolupament de comunitats d'hidròfits. Un aspecte que ha contribuït a aquesta situació ha estat l'alliberament furtiu de carpes (*Cyprinus carpio*) que constantment resuspenen el sediment. La presència de peixos i el poc desenvolupament d'hidròfits, fa que aquest espai sigui pot interessant per als amfibis.

També han aparegut una sèrie de problemàtiques la majoria de les quals relacionades amb la seva situació periurbana (abocaments diversos, furtivisme, alliberament d'espècies de fauna exòtiques, molèsties a la fauna per la presència de gossos, freqüentació d'espais d'accés restringit, etc.).

L'any 2000 es va elaborar un nou projecte (Borrell, 2000a) que consistia en efectuar una sèrie d'actuacions en els estanys d'en Broc destinades a millorar la seva qualitat ecològica i a adequar uns prats adjacents, a partir de la intercepció dels recs de drenatge, com un hàbitat amb inundabilitat temporal. Aquestes actuacions es troben pendents d'execució.

### **ELS ESTANYS DE JORDÀ**

Els estanys de Jordà estan situats a la vall del Corb (Santa Pau), en l'anomenat pla de Jordà, una conca endorreica que es troba entre el volcà del Puig Jordà, al nord i la serra de Lleixeres, al sud, al peu de la masia de can Jordà, una de les dues seus dels serveis tècnics del Parc Natural, en una zona poc coneguda i amb un accés totalment controlat. La finca és propietat de la Diputació de Girona.

Com en altres indrets de la vall del Corb, després de pluges intenses i afavorit per un sòl format per sediments argilosos i llimo-sorrèncs, la zona s'estanyava temporalment fins que es dessecava gràcies a la xarxa de recs que conduïen l'aigua cap a uns engolidors situats en el contacte entre els sediments impermeables del pla de Jordà i els porosos materials d'origen volcànic.

Aprofitant aquesta circumstància, el Parc Natural va promoure la recuperació dels estanys de Jordà la qual es va realitzar en dues etapes, la primera l'hivern de 1990 i la segona, que de fet es va tractar d'una ampliació de la primera, el 2003.

L'actuació de 1990 va consistir simplement en rebaixar la cota del terreny per afavorir l'acumulació d'un determinat volum d'aigua (figura 4). L'excavació de dues basses, sinuoses i adaptades a la topografia tenien una fondària màxima de 2 metres. La superfície que es preveia coberta d'aigua assolia les 3 ha. L'aportació d'aigua es feia de forma natural a partir dels recs superficials que drenen el vessant nord de la serra de Lleixeres, per tant, supeditada al règim de pluges. La pèrdua principal d'aigua era per evaporació.



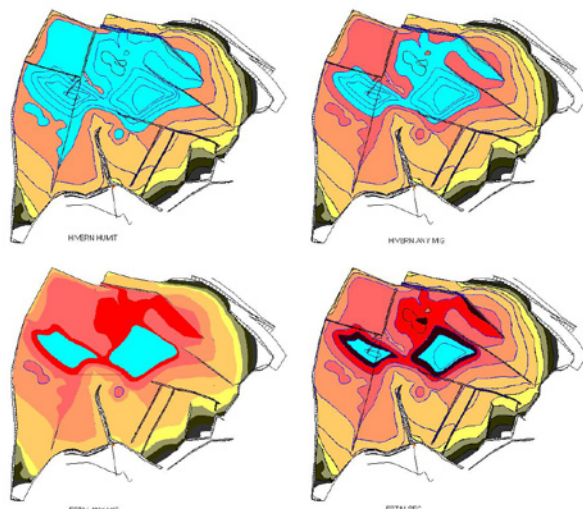
**Figura 4.** Primera restauració dels estanys de Jordà (S. Grau).

La colonització vegetal inicial va ser molt ràpida. L'hivern de l'any següent els poblaments de balca (*Typha latifolia*) ja eren presents i àmpliament distribuïts. També s'hi trobava *Alisma plantago-aquatica*, *Carex riparia* i *Xanthium italicum*. A la superfície d'aigües lliures es desenvolupaven poblacions d'algues (*Cladophora*) i apareixien les primeres masses de *Chara*.

A l'any següent, a les vores menys fondes i a les zones de transició hi havia un cinyell helofític, format sobretot per balca, però també amb *A. Plantago-aquatica* i *Lycopus aueropaeus*. A les franges d'inundació temporal, per sobre el nivell d'aigua s'hi establiren diferents espècies de joncs i *Carex* (*J. inflexus*, *J. conglomeratus*, *C. riparia*, *C. otrubae* i *C. hirta*). A les zones més perifèriques a les basses hi creixen salzes joves.

Amb el pas dels anys, la fondària de les basses va anar disminuint com a conseqüència de la colmatació natural de les mateixes. Això va provocar una uniformització i la pèrdua d'interès per part d'ocells típics d'aiguamoll com l'ànec coll-verd (*Anas platyrhynchos*), el cabusset (*Tachybaptus ruficollis*) o la polla d'aigua (*Gallinula chloropus*). En canvi, altres espècies d'ocells en van sortir beneficiades, per exemple el repicatalons (*Emberiza schoeniclus*) que utilitzava el dens balcar com a dormider.

L'actuació del 2003 es va realitzar a partir d'un projecte de restauració (Borrell, 2000b) i va consistir en ampliar la superfície inundada, sense intervenir en la zona que va ser objecte de restauració el 1990. Amb la creació de dos nous estanys, connectats entre ells, s'intentava assegurar la presència d'una superfície d'aigua permanent, lliure de vegetació helofítica, tot afavorint els espais de reproducció d'amfibis i de recés per les aus. Tant el disseny com l'execució de les obres van tenir en compte un aspecte fonamental i és el de no ocasionar problemes a les finques veïnes. En la figura 5 es mostren les previsions segons l'època de l'any i les precipitacions.



**Figura 5.** Nivells d'inundació previstos als estanys de Jordà (Borrell, 2006b).

En una situació d'inundació normal la fondària prevista passaria a ser d'entre 1 i 1,5 metres. Durant l'hivern d'un any de precipitacions mitjanes es produiria la unió dels dos estanys sumant 16.500 m<sup>2</sup> de superfície. Durant l'estiu d'un any de precipitacions mitjanes els dos nous estanys es mantindrien separats i tindrien una superfície de 2.300 m<sup>2</sup> i 4.400 m<sup>2</sup> (taula 1).

<b>Amidaments anteriors execució projecte (2000)</b>	
Inundació permanent	2.300 m <sup>2</sup>
Inundació temporal	9.000 m <sup>2</sup>
Inundació ocasional (1995)	27.700 m <sup>2</sup>
Inundació extraordinària (1996)	47.400 m <sup>2</sup>
<b>Amidaments previstos després execució projecte</b>	
Ambit projecte	110.900 m <sup>2</sup>
Inundació permanent hivern	16.500 m <sup>2</sup>
Inundació permanent estiu precipitacions mitges	6.900 m <sup>2</sup>
Inundació permanent any sec	3.500 m <sup>2</sup>
<b>Cubicació cubeta</b>	
Volum d'aigua fins a cota bagant (2000)	9.600 m <sup>3</sup>
Volum previst d'aigua fins a cota bagant	22.200 m <sup>3</sup>
<b>Moviments de terres</b>	
Àrea a decapar	14.300 m <sup>2</sup>
Decapatge de terres vegetals	4.300 m <sup>3</sup>
Excavació d'argiles	8.300 m <sup>3</sup>
Volum total d'excavació	12.600 m <sup>3</sup>

**Taula 1.** Dades tècniques del projecte de restauració dels estanys de Jordà executat el 2003 (Borrell, 2000b).

Les obres de restauració van finalitzar la primavera del 2003 i 30 de juliol d'aquell any es va celebrar la seva inauguració oficial. Com veurem més endavant, els estanys de Jordà, que s'han convertit en la principal zona humida de la comarca de la Garrotxa i han estat objecte d'uns quants estudis i seguiments que en certifiquen el seu alt valor natural. A banda d'això, també cal destacar la important funció dels estanys de Jordà com a punt de recollida d'aigua en cas de produir-se un incendi forestal.

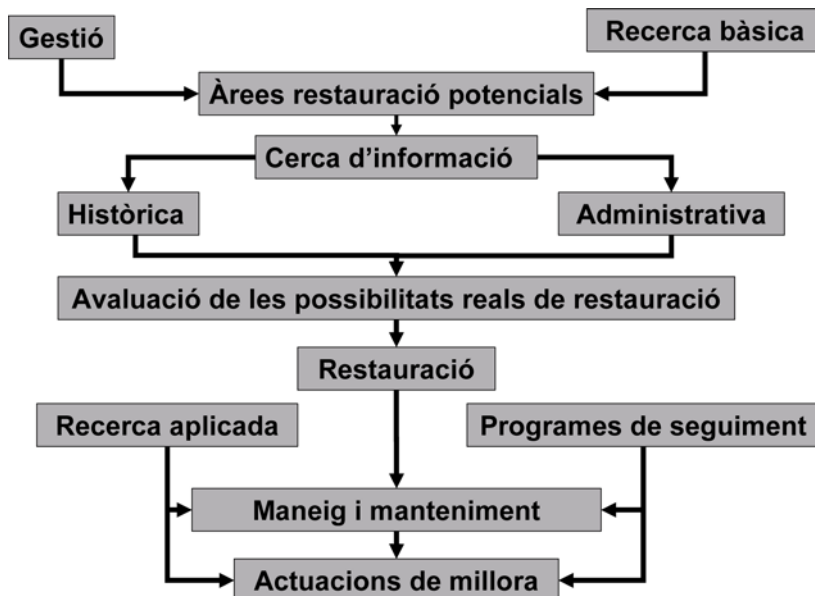


**Figura 6.** Estans de Jordà el 2004 (I. Llamazares).

### LA GESTIÓ DE LES ZONES HUMIDES AL PARC NATURAL DE LA ZONA VOLCÀNICA DE LA GARROTXA

A partir de l'experiència acumulada sobre creació i gestió de les zones humides en l'àmbit del Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa es proposa un procés teòric (esquema 1) en el que es mostren, de forma sintètica, les fases que es poden anar superant fins arribar, primer, a la restauració d'un espai i, després, al seu maneig i gestió.

Partiríem de la combinació entre la informació obtinguda gràcies a la recerca bàsica temàtica (geològica, edafològica, geogràfica, paisatgística, paleopalinològica,...) i la gestió directa d'un determinat espai natural, que vol dir poder comptar amb recursos humans i econòmics per iniciar el procés. L'encreuament d'informació ens hauria de permetre conèixer i identificar, amb una certa precisió, aquelles àrees o indrets que poden ser susceptibles, per la seva potencialitat física o ecològica, de ser objectiu de restauració.



**Esquema 1:** Procés teòric sobre la restauració de les zones humides i de les seves actuacions de millora Estansys.

A partir d'aquí és convenient iniciar la recollida de dades històriques a la recerca de testimonis, orals o documentals, que puguin justificar i aportar arguments a la iniciativa. Evidentment també es fa indispensable conèixer el context administratiu en el qual es troba la finca en qüestió (normativa aplicable, règim de propietat, existència de càrregues jurídiques, etc.) per poder avaluar d'una forma completa, les possibilitats reals de restauració.

Una vegada analitzats tots aquests aspectes previs, es tractaria de procedir a la redacció d'un projecte de restauració. Encara que no sempre es redactin projectes per restaurar zones humides, el poder comptar amb un és una qüestió que considerem indispensable per assolir uns millors resultats finals i, al mateix temps, són útils per aportar informació de base (topogràfica) pels seguiments posteriors.

Les obres de restauració no culminen un procés sinó que representen un punt d'inflexió, a partir del qual, els nous esforços s'han de dirigir envers l'aplicació de programes de seguiment, que permetin conèixer l'evolució de les principals variables de l'espai, tant físico-químiques com biològiques i, complementàriament, a aconseguir una recerca aplicada, que aportí dades més precises i recomanacions més directes per a ser aplicades pels tècnics responsables de la gestió de l'espai.

### **RECERCA APLICADA**

La recerca científica és una de les formes més directes d'adquisició de coneixement, el qual es fa imprescindible per assolir una correcta gestió i conservació dels valors naturals inclosos en un determinat espai natural. Per una banda es fa necessària una recerca bàsica, més pura o teòrica, però sobretot entenem que cal una recerca aplicada ja aquesta sol materialitzar els seus resultats d'una forma més directa i immediata. En ocasions, però, els límits entre ambdues recerques és difús.

A partir dels objectius de conservació que es puguin haver establert per cada zona humida en funció dels valors naturals existents, combinat amb un mínim assessorament per la comunitat científica, els equips tècnics dels òrgans gestors dels espais han de definir quina és la recerca aplicada necessària i establir-ne la prioritat. Per tant, des del punt de vista de la gestió, cal entendre la recerca com un instrument o un mitjà per assolir els objectius finals de conservació.

Tal i com es pot comprovar en el llistat de bibliografia, s'han elaborat nombrosos estudis, tant dels estanys de Jordà com dels estanys d'en Broc .

Si bé no seria directament una recerca aplicada a l'espai, però si una forma de valoració del seu estat ecològic, voldríem posar com a exemple l'estudi encarregat per l'Agència Catalana de l'Aigua a l'Institut d'Ecologia Aquàtica de la Universitat de Girona (Boix,2004) en el qual, creuant dos índexs biològics (QAELS I ECELS) dona com a resultat que els estanys de Jordà tenen un estat de conservació "molt bo" i els estanys d'en Broc "bo".

### **PROGRAMES DE SEGUIMENT**

Per poder avaluar el grau d'interès real d'un determinat hàbitat natural fa falta aplicar programes de seguiment. Això ens permetrà conèixer la seva evolució al llarg del temps i, per tant, proporcionar dades que donin suport a la presa de decisions. En aquest apartat posaríem d'exemple els diversos seguiments que s'estan duent a terme als estanys de Jordà (taula 2).

grup	programa de seguiment	any inici	periodicitat
odonats	SLiC (en fase de prova)	2002	anual
amfibis	Seguiment punts reproducció	1998	biannual
tortugues	Control/eliminació exemplars al·lòctons	2004	anual
aus	cens clàssic d'aus hivernants	1997	anual
	SYLVIA (anellament)	1997	anual
	migració de tardor (anellament)	1999	anual

**Taula 2.** Grups de fauna que són objecte de seguiment als estanys de Jordà.

Els seguiments que es duen a terme als estanys de Jordà són diversos. Alguns, com és el cas del SLiC (Seguiment de libèl·lules de Catalunya) es troba en fase de posta a punt metodològica. És coordinat per Oxygastra, Grup d'Estudi de les Libèl·lules de Catalunya. El seguiment d'amfibis és iniciativa del Parc Natural i és interessant per contrastar les dades amb les que s'obtinguin per altres seguiments que s'han iniciat amb posterioritat com el SAC (Seguiment d'amfibis de Catalunya).

El seguiment de tortugues té una clara finalitat, la detecció immediata d'espècies al·lòctones. Pel que fa al seguiment de les aus, a banda dels clàssics censos hivernals que es realitzen a totes les zones humides del país, es fa un seguiment de la població ornítica dels estanys de Jordà mitjançant l'anellament científic aplicant el SYLVIA, programa de seguiment a llarg termini de les poblacions d'ocells, que contribueix a conèixer les tendències poblacionals a partir de diferents paràmetres demogràfics. També es fa un seguiment de la migració post-nupcial, en aquest cas es volen estudiar aspectes de la fenologia i la biologia dels ocells en època de migració, amb especial interès en la condició física i la utilització de l'hàbitat. La coordinació d'aquests dos darrers programes va a càrrec de l'Institut Català d'Ornitologia (ICO).

Algunes dades remarcables sobre el patrimoni faunístic dels estanys de Jordà obtingudes a partir d'aquests estudis i seguiments és que en aquell modest indret, almenys pel que fa a la seva superfície, s'hi han citat 27 espècies d'odonats de les 66 que hi ha a Catalunya (Lockwood, en premsa) i 10 de les 13 espècies d'amfibis localitzades fins ara al Parc Natural (Minuàrtia, 2004, 2006).

Des del Parc Natural som conscients que per una millor gestió de l'espai mancarien seguiments de paràmetres físico-químics i de vegetació. En aquest darrer cas és previst que s'iniciï el 2007.

### MANEIG I MANTENIMENT

La gestió d'una zona humida és molt complex. Intervenien nombrosos factors, tant de caire biològic com administratius, que en condicionen la seva gestió i conservació. No obstant això, aquí hem volgut apuntar alguns aspectes que ens semblen importants com són: el manteniment del cabal circulant, la gestió de la vegetació, el control d'espècies invasores i l'accessibilitat i usos permesos. A continuació es presenta una anàlisi comparativa entre els estanys d'en Broc i els estanys de Jordà, atès que responen a models ben oposats.

### CIRCULACIÓ DE L'AIGUA

El bon estat de conservació ecològica d'una zona humida depèn directament de la qualitat i la quantitat d'aigua que l'alimenta. El tipus del flux hídric, ja sigui permanent o temporal, és determinant per les característiques ecològiques de l'espai ja que en determina nombrosos paràmetres físico-químics i biològics (temperatura, temps de residència en l'estany, velocitat de renovació, etc.

Tot i tenir orígens diferents l'aigua acumulada en els estanys d'en Broc i en els estanys de Jordà es comporta de forma similar. El fet que en èpoques de sequera no hi hagi entrada, ni tampoc evacuació de l'aigua acumulada, fa que el sistema pugui iniciar processos d'eutrofització, més evidents en el cas dels estanys d'en Broc.

Circulació de l'aigua		
	estanys d'en Broc	estanys de Jordà
Situació actual	- Aigua procedent d'una font privatitzada	- Aigua d'esorrentia
Problemàtica	- Sobreexplotació de l'aquífer	- Dependència règim pluges
Conseqüències	- Interrupció cabal entrada, eutrofització i/o dessecació	- Interrupció cabal entrada, eutrofització i/o dessecació
Mesura aplicada	- Instal·lació d'aforaments en els principals recs - Control de l'explotació del aquífer	- Control nivell del bagant de sortida d'aigua

**Taula 3.** Comparació entre els estanys d'en Broc i els estanys de Jordà pel que fa a cabals.

Com a mesura de gestió a tenir en compte, és interessant comentar que el Parc Natural té, des de 1994 fins a 2005, un seguiment de les fluctuacions del nivell piezomètric dels aquífers de la zona volcànica i de les seves àrees d'influència (Bach, 2005) com ara la Vall d'en Bas. El 2006, el Consorci de Medi Ambient i Salut Pública de la Garrotxa, SIGMA, ha assumit la coordinació de la xarxa de control i la realització de les campanyes, de periodicitat semestral, si bé reduint punts de la xarxa de control en el parc però, en contrapartida, ampliant-la a tota la comarca de la Garrotxa. Això ha estat possible a partir d'un conveni signat entre aquest organisme i l'Agència Catalana de l'Aigua.

### GESTIÓ DE LA VEGETACIÓ

De la gestió que es faci de la vegetació en dependrà la comunitat vegetal que s'hi estableixi i la fauna associada. El criteri utilitzat des del Parc Natural és que la vegetació evolucioni de forma espontània si bé amb algunes petites intervencions o correccions. En els estanys d'en Broc es desbrossen anualment algunes parts, amb la finalitat de permetre una millor percepció de la parcel·la per part dels vianants que hi passen a tocar. També s'han efectuat algunes aclarides de plançons de *Salix* sp. i s'intervé sobre espècies de flora invasores com la robínia (*Robinia pseudoacacia*) o l'ailant (*Ailanthus altissima*).

Gestió de la vegetació		
	estanys d'en Broc	estanys de Jordà
Situació actual	- Revegetació espontània després de la restauració	- Revegetació espontània després de la restauració
Problemàtica	- Increment cobertura arbòria - Increment de l'aportació de matèria orgànica - Penetració espècies nitròfiles - Aparició espècies invasores	- Ocupació de la superfície inundada per balca ( <i>Typha latifolia</i> ) - Pastura perimetral
Conseqüències	- Pèrdua de les comunitats potencials	- Pressió ramadera sobre la comunitat d'helòfits. - Excessiva aportació nutrients
Mesura aplicada	- Estasses selectives - Regulació accés públic	- Control càrrega ramadera

**Taula 4.** Comparació entre els estanys d'en Broc i els estanys de Jordà pel que fa a maneig de la vegetació.

En els estanys de Jordà únicament s'hi va efectuar, l'any 1993, una retirada manual de balca (*Typha latifolia*) amb l'objectiu de frenar l'expansió d'aquesta espècie i recuperar làmina d'aigua lliure. Cal dir que aquesta espècie recobreix la major part dels estanys que foren objecte de restauració el 1990. Al voltant dels estanys de Jordà s'hi practica una pastura extensiva, de bestiar boví, que són qui mantenen els prats que els circumden. La càrrega ramadera està establerta en 2 caps/ha, valor que es considera adequat per no generar excessius problemes de sobrepastura o d'aport de nutrients als estanys. La gestió del cinyell de vegetació helofítica es fa mitjançant la ubicació del pastor elèctric que separa els estanys de les pastures.

### ESPÈCIES DE FAUNA INVASORES

La penetració de noves espècies invasores en els ecosistemes lacustres és una de les seves principals amenaces. Els estanys d'en Broc són molt més propensos a aquest impacte que els estanys de Jordà. Algunes introduccions d'espècies animals fetes sense control per part de particulars, han contribuït a banalitzar l'espai. Per això, des de ja fa alguns anys s'ha començat a fer un control de les espècies invasores amb una efectivitat diferent segons l'espècie de què es tracti (taula

Control d'espècies de fauna invasores als estanys d'en Broc			
espècie	any d'inici del control	periodicitat	efectivitat
Cranc de riu americà ( <i>Procambarus clarkii</i> )	2004	anual (març-octubre)	baixa
Tortuga de florida ( <i>Trachemys scripta elegans</i> )	2004	anual (juny-juliol)	mitja
Visó americà ( <i>Mustela vison</i> )	2003	segons detecció	alta

**Taula 5.** Espècies animals invasores objecte de control als estanys d'en Broc i avaluació del grau d'efectivitat de la mesura.

### ACCESSIBILITAT I USOS PERMESOS

L'establiment del grau d'ús públic de l'espai restaurat és sempre una de les decisions més conflictives. S'accedeix sovint que en el projecte de restauració es defineixen una sèrie de senders d'accés a l'espai que, amb el temps, convé replantejar en funció de la dinàmica natural de l'espai i dels costums dels visitants. En aquest sentit, els estanys d'en Broc i els estanys de Jordà ocuparien posicions extremes. Mentre que en els estanys d'en Broc la pressió antròpica és una de les seves principals amenaces, els estanys de Jordà, amb un accés totalment controlat i on només s'hi permet un ús científic, els impactes associats són molt menors.

Accessibilitat i usos permesos		
	estanys d'en Broc	estanys de Jordà
Situació actual	- Dificultat regulació accessos	- Facilitat per regular accés
Problemàtica	- Sobrefreqüentació	
Conseqüències	- Molèsties a la fauna - Aparició espècies invasores	
Mesura aplicada	- Regulació accés públic (es prohibeix l'accés a determinades parts de l'estany)	- No es promou la seva visita - Només es permet un ús científic i ramader a l'entorn dels estanys

**Taula 6.** Comparació entre els estanys d'en Broc i els estanys de Jordà pel que fa a l'accessibilitat i usos permesos.



## CONCLUSIONS

En l'àmbit del PNZVG existeixen nombrosos espais que, potencialment, podrien admetre la recuperació d'una zona humida. No obstant, només s'ha actuat en dues finques de propietat pública.

Les restauracions realitzades han tingut com a objectiu principal incrementar la diversitat ecològica i paisatgística però és important que de forma prèvia a la restauració es defineixin les funcions reals d'aquell espai per no confiar que es tenen garantits aspectes com per exemple el cabal d'entrada d'aigua, els quals després poden veure's afectats per factors externs de difícil control ambiental.

Existeixen diverses problemàtiques que incideixen negativament en els espais i que cal corregir de la millor manera possible (creixement urbanístic, explotació recursos hídrics, etc). Per això es fa indispensable una gestió integral del territori per preservar les darreres mostres de zones humides, permanents o temporals.

Per la presa de decisions en la gestió de les zones humides és fonamental disposar de les dades que aportin tant la recerca aplicada com el monitoreig de diferents grups tot i tenir clar que, per ambdues tasques, calen recursos econòmics i humans continuats en el temps. En referència als programes de seguiment és molt interessant que les dades obtingudes puguin estar accessibles i consultables ja que poden ser de molta utilitat pels gestors d'altres espais.

A partir de l'experiència de gestió dels estanys d'en Broc i de Jordà, es fa difícil mantenir el criteri de la no intervenció, deixant que l'ecosistema evolucioni lliurement, ja que existeixen alteracions ecològiques, com ara la presència d'espècies introduïdes invasores, que requereixen d'una intervenció ràpida i immediata.

Pel que fa als usos permesos, aquests s'han de fer compatibles amb la conservació dels valors naturals continguts a l'espai en qüestió. Les dades de la recerca aplicada i dels seguiments ens ajustaran els factors de correcció que convingués aplicar en cada cas.

Vista la facilitat de colonització d'aquests espais i l'alt índex de biodiversitat al que s'arrib, es fa absolutament recomanable emprendre accions directes per conservar els pocs reductes de llacunes permanents i temporals que queden i, sobretot, recuperar-ne de noves, allà on sigui possible.

I finalment constatar que, en línia amb l'objectiu que ha propiciat la celebració d'aquestes jornades sobre la gestió de llacunes temporànies a Banyoles, creiem que és fonamental que els tècnics responsables disposin d'un àmbit o foro de discussió on contrastar experiències sobre el maneig i la conservació de les zones humides de Catalunya.

## BIBLIOGRAFIA

- Alcalde, G. i Burjachs, F. 1991. "Els primers mil·lenis". Quaderns d'Història d'Olot. Ajuntament d'Olot i Diputació de Girona.
- Alcañiz, N. i Montori, J. 2004. "Anàlisi de la situació del coneixement geològic de la Vall d'en Bas". Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Informe inèdit.
- ANEGx. 2004. "Seguiment de les poblacions de cranc de riu autòcton (*Austropotamobius pal-lipes*) i de cranc roig americà (*Procambarus clarkii*) a la conca alta dels rius Fluvià i Brugent", Parc

Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. 28p. + annexos.

- Bach, J. 2006. "Tasques de control de les aigües subterrànies al Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa: Any 2005". Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Informe inèdit. 3 vol.
- Baserba, C. 1996. "Estudi hidrològic i limnològic de l'àmbit del Pla Especial de la Moixina-Pla de Llacs: Propostes de gestió". Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Informe inèdit. 74fp+ annexos + mapes.
- Boix, D. [et al.] 2004. "Estudi de la comunitat aquàtica en una llacuna de nova creació en "els Estanys de Jordà"". Institut d'Ecologia Aquàtica de la Universitat de Girona. 21 p.
- Boix, D., Gascón, S., Gifre, J., Moreno-Amich, R., Martinoy, M., Quintana, X. i Sala, J. 2004. "Caracterització, regionalització i elaboració d'eines d'establiment de l'estat ecològic de les zones humides de Catalunya". Agència Catalana de l'Aigua, Generalitat de Catalunya. Barcelona. 90 p.
- Borrell, J. i Granyer, O. 2000a. "Projecte de restauració i millora d'aiguamoixos al Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Estany del Camp d'en Broc.". EGAM, Enginyeria, Estudis i Gestió Ambiental, SL.
- Borrell, J. i Granyer, O. 2000b. "Projecte de restauració i millora d'aiguamoixos al Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Estanys de Jordà". EGAM, Enginyeria, Estudis i Gestió Ambiental, SL.
- Campeny, R. Monitoring amphibian populations: a long-term experience in the natural park of the Volcanic Zone of the Garrotxa / 11th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica. Zalec (Eslovènia). 13-18 July 2001
- Estarellas, J. 1993. "Estudio y análisis ornítico de las zonas húmedas del PNZVG". Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Informe inèdit. 112 p.
- Lockwood, M. "Una primera aproximació a la riquesa específica dels odonats al Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa". Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural (en premsa).
- Mallarach, J.M. i Riera, M. 1981. "Els volcans olotins i el seu paisatge". Barcelona. Editorial Serpa.
- Mallarach, J.M., Estarellas, J. i Grau, S. 1990. "Restauració d'aiguamoixos en el domini de la roureda de roure pènel a la Garrotxa". Revista Vitrina, 5. Museu Comarcal de la Garrotxa. Arxiu Històric Comarcal d'Olot. Olot.
- Mallarach, J.M. i Bassols, E. 1992. Itinerari 2. Zona Volcànica de la Garrotxa dins El Medi natural a les terres gironines. 11 itineraris per la Catalunya nord-oriental (Pallí, LL i Brusi, D., editors): 107-116. 3r. Simposi sobre l'ensenyament de les Ciències Naturals. Girona.
- Minuàrtia, Estudis Ambientals. 1992. "Anàlisi del poblament de vertebrats del Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa: Espècies vulnerables, zones d'interès faunístic i propostes de gestió per a la conservació i millora de la fauna". Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Informe inèdit. 258f.+taules+mapes.
- Minuàrtia, Estudis Ambientals. 1993. "Caracterització d'hàbitats de reproducció dels amfibis al PNZVG propostes de mesures de gestió", Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Informe inèdit.
- Minuàrtia, Estudis Ambientals. 2004. "Seguiment de les poblacions d'amfibis del Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa". Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Informe inèdit.
- Minuàrtia, Estudis Ambientals. 2005. "Estudi de la tortuga de rierol (Mauremys leprosa) i retirada d'exemplars al·lòctons al Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa". Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Informe inèdit.
- Minuàrtia, Estudis Ambientals. 2006. "Catàleg de vertebrats del Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa/2005. Manteniment del mòdul de gestió de la fauna del SIG Vulcà". Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Informe inèdit.
- Palou, O. i Boixadera, J. 1999. "Mapa de sòls del Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. E. 1:25.000". Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Informe inèdit. 5 v.

- Palou, O. i Boixadera, J. 2001. "Mapa de sòls (1:25.000) de Catalunya: Àrea agrícola de la Vall d'en Bas (La Garrotxa)", Lleida : [s.n.]. 259 p. + 1 mapa.
- Pastoret, G. 2003. "Conversió de les pastures dels estanys de can Jordà, del PNZVG, a la producció ecològica i maneig per millorar la biodiversitat i preservar l'entorn". Treball final de Màster en Producció Biològica.
- Planagumà, Ll. 2005. "L'interès geològic del Fluvià a la Garrotxa". Revista de Girona 231. p. 69-77.
- Quintana, X. [et al.] 1995. "Introducció a l'estudi dels culícids dels aiguamoixos del Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa". Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Informe inèdit.
- Riba, O. 1997. "Diccionari de geologia". Institut d'Estudis Catalans. Barcelona.
- Stefanescu, C. 1994. "Aproximació al coneixement dels macroheteròcers de les zones humides del Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa (Lepidoptera: macroheterocera)". Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Informe inèdit.
- Stefanescu, C. 1995. "Aproximació al coneixement dels macroheteròcers de les zones humides del Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa (Lepidoptera: Macroheterocera)". Treballs de la Societat Catalana de Lepidopterologia, SCL, núm. XIII, p.31-56.
- Vila, X. i Garcia-Gil, J. 1992. "Estudi dels aiguamoixos de la zona volcànica de la Garrotxa". Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Informe inèdit.
- Vila, X. 1994. "Evolució de les comunitats vegetals dels aiguamoixos de la zona volcànica de la Garrotxa". Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa. Informe inèdit.



## CARACTERIZACIÓN DEL ESPACIO OCUPADO POR *Marsilea strigosa* Y SUS IMPLICACIONES A LA GESTIÓN DE LA ESPECIE

David Draper(1) i José María Iriondo (2)

(1) Dep. Biología Vegetal. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos. Universidad Politécnica de Madrid. Av. Complutense s/n. Ciudad Universitaria, 28040 – Madrid, Spain (email david.draper@upm.es).

(2) Área de Biodiversidad y Conservación. ESCET. Universidad Rey Juan Carlos, 28933-Móstoles, Madrid, Spain (email jose.iriondo@urjc.es).

### RESÚMEN

La conservación de *Marsilea strigosa* es y ha sido objeto de varios proyectos europeos de conservación. Se trata de una especie incluida en el Anexo I del Convenio de Berna y en el Anexo II de la Directiva 92/43/CEE, por otro lado la ecología de esta especie se restringe a las lagunas temporales mediterráneas definidas en el Anexo I de Directiva 92/43/CEE como hábitat prioritario. La mayor parte del esfuerzo de conservación se dedica a la conservación o restauración de hábitat de la especie. La marcada especificidad de *M. strigosa* con el hábitat de lagunas temporarias hace que si pretendemos conservar/gestionar esta especie sea también necesario mantener y recrear las condiciones estacionales de las lagunas. Cuando se analiza la distribución de *M. strigosa* en un sistema de lagunas temporarias se observa que generalmente no ocupa todas las charcas y por otro lado las lagunas ocupadas no siempre son totalmente ocupadas. Los fenómenos de dispersión y colonización son determinantes en el primer caso pero también parecen determinar la ocupación dentro de la propia charca. La ocupación parcial del espacio disponible dentro de la laguna por *M. strigosa* indica la existencia de fenómenos de limitación y de adecuación del hábitat.

En esta comunicación analizamos un total de 9 lagunas temporarias donde se encuentra *M. strigosa* de Mallorca y Menorca estudiando las características de las zonas ocupadas por esta especie. Se analiza la zona ocupada en función de la estrategia de vida (vegetativa/sexual) en cada localización y se determinan los factores que están favoreciendo cada una de estas dos estrategias. Los resultados obtenidos nos permiten identificar una zonación dentro de la charca donde la estrategia reproductora es principalmente sexual frente a otras zonas donde la reproducción es mayoritariamente vegetativa. El conjunto de resultados se aplican en el diseño de la recuperación de lagunas proponiendo las características del lecho de la laguna en función de la estrategia que se pretenda favorecer.

### INTRODUCCIÓN

*Marsilea strigosa* es un pteridofito anfibio que tiene la capacidad de formar rizomas y comportarse como un geófito (Boudrie, 2004). *Marsilea strigosa* posee una amplia distribución geográfica que incluye la región Mediterránea (España, Francia, Italia, Egipto, Argelia y Marruecos) y el Sur de Rusia (Silvestre, 2000). No obstante sus poblaciones se encuentran en peligro de extinción debido a la elevada especificidad con el hábitat que ocupan, charcas temporales y la escasa superficie que este tipo de hábitat generalmente presenta. Esta distribución puntual y con escasa representación en superficie hace que estos hábitats sean extremadamente vulnerables a la intensa presión antrópica que se ejerce sobre ellos (Jain, 1994).

Esta especie se encuentra en el Anexo I del Convenio Internacional sobre Conservación de la Vida Silvestre Europea y de los Hábitats (Convenio de Berna, 1991), y del Anexo II de la Directiva 92/43/CEE de 21 de mayo de 1992 relativa a la Conservación de los Hábitats Naturales y de la

Fauna y Flora Silvestres (Directiva de Hábitats). Posteriormente *M. strigosa* está incluida en la Resolución nº 6 (1998) del Consejo de Europa, en la que se considera que las medidas de conservación de hábitats son sólo parte de las medidas necesarias para la preservación a largo plazo de las especies. A escala mundial se la incluye en la categoría de rara (<http://natura2000.environment.gouv.fr/especies/1429.html>). Esta especie es considerada como “vulnerable” (VU) en el Libro Rojo de la flora vascular de las Islas Baleares (Sáez & Rosselló, 2001) según las categorías de UICN (2001). La especie también está catalogada como “vulnerable” (VU) en el Libro Rojo de la Flora Silvestre Amenazada de Andalucía (Silvestre, 2000), mientras que en la Comunidad Valenciana ha sido catalogada como “en peligro crítico” (CR) (Laguna et al., 1998). Sin embargo, desde una perspectiva del estado español, *Marsilea strigosa* no se encuentra recogida bajo ninguna categoría de amenaza en la Lista Roja de la Flora Vascular Española (VV.AA., 2000) ni incluida en las sucesivas actualizaciones del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas.

Dentro de este contexto se han desarrollado diversos proyectos dirigidos a la mejora y creación de lagunas temporarias como medios para la conservación de esta y otras especies de este hábitat. El objetivo final de toda acción de conservación debe ser la autosustentabilidad de la población que pretendemos conservar a largo plazo de forma que no sea necesaria una participación constante de nuestra parte. Esto significa que la población debe encontrar todas las condiciones necesarias para colonizar y principalmente reproducirse en el lugar de la intervención. En el caso concreto de *M. strigosa* este segundo aspecto es de suma importancia dado la marcada estacionalidad que domina su hábitat así como las oscilaciones interanuales que se producen en estas lagunas. A la capacidad de *M. strigosa* de colonizar el espacio vegetativamente por medio de estolones y nudos debe añadirse también una elevada capacidad de reproducción sexual. La formación de esporas se da dentro de una estructura lignificada llamada esporocarpo. Los esporocarpos se comportan como estructura de resistencia e incorporarse al banco de esporas del suelo durante largos periodos hasta que se den las condiciones favorables a la germinación de las esporas. Según Allsopp (1952), Johnson (1985) y Soltis & Soltis (1986), las esporas pueden mantener su viabilidad durante unos 70 años e incluso más de 100 años obtenidas de material de herbario (Ibars & Estrelles, 1997). Por otro lado el régimen cíclico de las lagunas temporales condiciona de forma muy pronunciada la ausencia de un conjunto de especies acuáticas que no soportan el periodo seco de las mismas así como la exclusión de especies comunes de prados secos que no toleran el periodo de inundación. En estas condiciones *M. strigosa* comparte las lagunas con unas pocas especies anuales o incluso algunas perennes como *Mentha cervina* y *Isoetes setacea* (Grillas & al. 2004).

El medio físico que permita la acumulación del agua, la relación entre el aporte de agua principalmente por lluvia con la evaporación de la misma y las relaciones con la vegetación existente en la zona condicionan y determina la presencia y crecimiento de *M. strigosa*. Otros aspectos aun poco conocidos determinarán que esta especie adopte una estrategia predominantemente vegetativa o que disponga de los recursos necesarios que propicien una estrategia sexual que permitirá una mayor resiliencia de la población. En este trabajo nos proponemos caracterizar el comportamiento de *M. strigosa* dentro de las lagunas, analizar el comportamiento reproductor en función del perfil y sustrato de la laguna, generar modelos que se ajusten la reproducción vegetativa y sexual y finalmente transponer los resultados obtenidos a las acciones de restauración de sus poblaciones.

## METODOLOGIA

Con el fin de considerar el amplio espectro de las lagunas que coloniza *M. strigosa* se estudiaron 8 lagunas de las 10 lagunas en que se conocía esta especie en 2003 en Baleares. En Baleares se la conoce en dos charcas de la costa norte de Menorca (Alomar et al. 1988; Fraga, 1998) y en diversas charcas de la Marina de Lluçmajor de Mallorca (Llorens, 1979; Rita & Bibiloni, 1991). Las lagunas estudiadas las 2 conocidas en Menorca (Fornells y Binissarmenya) y 6 en Mallorca situadas en la Marina de Lluçmajor (B2, B3, B4, B20, B51 y B61). Las charcas que ocupa pueden ser simples concavidades en la roca donde se ha depositado una fina capa de suelo (como es el caso de algunos núcleos de la Marina de Lluçmajor, Mallorca) o depresiones que sufren inundaciones periódicas (como el caso de Bassa Verda de Binissarmenya, Menorca).

En cada laguna se censaron los nudos de los dos estados considerados: sexual y vegetativo. Para la realización del censo y cartografía de los nudos se siguió el método descrito por Draper et al (2003). En cada laguna se estableció una retícula con un tamaño de celda de 1 m<sup>2</sup>. Siempre que fue posible se cubría toda la superficie de la cubeta, cuando esto no era posible se definía un transecto que cruzaba la laguna por el lugar más profundo. Dentro de cada celda se colocó una chincheta (4 mm de Ø) de color blanco en el caso de nudos sexuales y una chincheta de color rojo en el caso de ser vegetativos. Posteriormente se tomó una fotografía digital en posición cenital (modelo C-5050Zoom de Olympus, a resolución de 2560x1920 píxeles). Estas fotografías fueron posteriormente tratadas por medio de técnicas de georreferenciación (Idrisi Kilimanjaro, Clark Labs, Clark University, Worcester) para reducir las distorsiones propias de la técnica fotográfica y se corrigieron ortogonalmente hasta completar el conjunto de la charca. El error medio del posicionamiento de las fotografías nunca fue superior a 4 mm.

La caracterización geomorfológica de las lagunas se realizó por medio de un levantamiento topográfico (estación total Leica TPS407) con coordenadas relativas que posteriormente fueron posicionadas en coordenadas absolutas (coordenadas UTM huso 31 sobre ED 50) con ayuda de un DGPS (con precisión submétrica y corrección en tiempo real, GeoExplorer XT de Trimble). Tanto el censo como el levantamiento topográfico se realizaron durante los meses de junio y agosto que es cuando la laguna está completamente seca y se han formado ya los esporocarpos de ese año.

La superposición del mosaico fotográfico con el modelo topográfico obtenido nos permite identificar la distribución en cada laguna de los nudos vegetativos o reproductores y sus posiciones respecto al perímetro medio de la charca o al lugar más profundo de las mismas. También nos permitirá obtener el tipo de sustrato que existe en la charca y en cada nudo así como determinar densidades de nudos en función de la posición relativa a la charca y evaluar el balance entre reproducción sexual y reproducción vegetativa y sus implicaciones demográficas en función de las características de cada población.

Para análisis realizados a la posición de los nudos se recurrió a programa Passage (v. 1.1) (Rosenberg, 2001) de análisis de dispersión de puntos y a la utilización de modelos de regresión logísticos (Hosmer & Lemeshow 1989) para determinar la adecuación a las lagunas de las estrategias adoptadas, al resultado se le aplica una transformación logística y se valida el modelo obtenido con una muestra independiente del 25%.

## RESULTADOS

Las cubetas estudiadas cubren una superficie total de 1083.....m<sup>2</sup>.

Laguna	Isla	Superficie muestreada (m <sup>2</sup> )	% de la población analizada	% de la laguna analizada	Profundidad máxima (m)	% de cobertura de roca	% de cobertura de vegetación	% de cobertura de suelo desnudo
B2	Mallorca	41	100	100	-0.195	47.13	3.84	49.03
B3	Mallorca	52	20	30	-0.453	41.69	2.26	56.05
B4	Mallorca	57	100	20	-0.475	26.76	9.33	63.90
B20	Mallorca	20	60	15	-0.243	17.53	7.19	75.28
B51	Mallorca	42	100	100	-0.399	97.18	2.75	0.07
B61	Mallorca	19	40	30	-0.297	17.20	0.00	82.80
BF	Menorca	49	100	100	-0.173	1.24	81.12	17.64
BV	Menorca	803	50	50	-0.283	0.01	69.42	30.57

**Tabla 1.** Caracterización geomorfológica de las lagunas y de las zonas muestreadas. Las lagunas sombreadas son las que al contemplar la totalidad de la población de *M. strigosa* se han utilizado para la caracterización de la especie y de su medio.

Del recuento de nudos (tabla 2) observamos lagunas con una densidad de apenas 19 nudos/m<sup>2</sup> (B4) hasta valores superiores a 117 nudos/m<sup>2</sup> (B51). Respecto al perfil demográfico de las lagunas observamos que la mayoría de las lagunas una dominancia del número de nudos vegetativos respecto al número de nudos reproductores que en el caso extremo de la laguna BF representa un valor inferior al 2.5%

Laguna	Censo total de nudos	Densidad de nudos/m <sup>2</sup>	% nudos vegetativos	% nudos sexuales
B2	4080	99.51	88.53	11.47
B4	1085	19.04	59.35	40.65
B51	4923	117.21	72.88	27.12
BF	1952	39.84	97.69	2.31

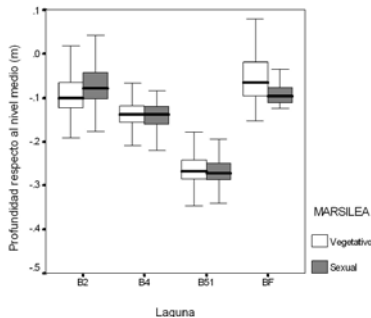
**Tabla 2.** Repartición de los nudos censados en las diversas lagunas.

Del total de nudos censados el 89% de ellos se establecen en suelo desnudo, 8% entre manchas de vegetación y sólo un 3 % se encontraron sobre roca. Aunque el sustrato roca sea el más raramente colonizado se detectó un incremento en la densidad de nudos a medida que nos aproximamos a un afloramiento de roca, el pico de esta densificación tiene su máximo 30 cm de la roca y a partir de este intervalo vuelve a decrecer, la densidad de puntos en función de la distancia se ajusta a un modelo cuadrático ( $F = 249.72, P < 0.005$ ).

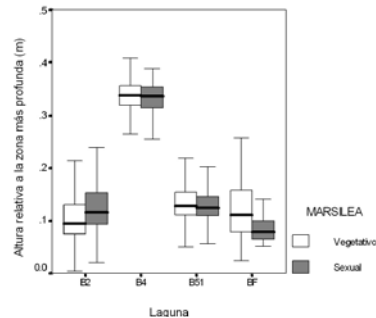
La disponibilidad de espacios abiertos y la relación con el tipo de estrategia adoptada se analizó por medio de los polígonos de Thiessen (Okabe et al. 2000) de esta forma se obtuvo que el espacio mínimo necesario para formar un nudo vegetativo es de 1 cm<sup>2</sup> mientras que un nudo sexual nunca aparece con menos de 4 cm<sup>2</sup> alrededor. Respecto a la evolución de las manchas se detecta que en los estadios iniciales de colonización los clones son exclusivamente vegetativos hasta que estos llegan a un conjunto de 25 nudos, superado este umbral pueden empezar a aparecer nudos sexuales.



Se observan diferencias significativas entre la distribución de los nudos vegetativos y sexuales respecto al perímetro de las lagunas ( $F = 489.69, P < 0.005$ ) y respecto a la cota mínima ( $F = 390.50, P < 0.005$ ). Cuando se analiza cada laguna respecto al tipo de estrategia reproductora se observa que sólo la laguna B4 no presenta diferencias significativa respecto al perímetro ( $F = 1.42, P < 0.233$ ) ni respecto a la cota mínima ( $F = 1.42, P < 0.233$ ). En el resto de las lagunas se observan diferencias significativas con significancias  $P < 0.005$  tanto respecto al perímetro de las lagunas (Figura 1) como a la cota mínima (Figura 2).



**Figura 1.** Distribución de los nudos vegetativos y reproductores en las lagunas analizadas tomando como referencia el nivel medio de cada laguna.



**Figura 2.** Repartición de los nudos en función de su estado reproductor respecto a la altura sobre el lugar más profundo de cada laguna.

Para la identificación de las zonas dentro de cada laguna donde se favorece una determinada estrategia utilizamos la regresión logística, creamos dos modelos, uno para cada estrategia sexual (Ms) y vegetativa (Mv). Los modelos obtenidos son:

Nudos sexuales:

$Y_s = -8.00 + 1.00^* [\text{distancia al perímetro}] + 0.77^* [\text{distancia al punto más profundo}] - 59.39^* [\text{altitud respecto al perímetro}] - 9.23^* [\text{al punto más profundo}]$   
 $M_s = (\exp(Y_s)) / (\exp(Y_s) + 1)$   
 La muestra independiente del 25% supone una clasificación correcta del 99.87%. La aplicación de este modelo en la laguna B2 se ilustra en la figura 3.



**Figura 3.** Aplicación del modelo obtenido para los nudos sexuales en la laguna B2.

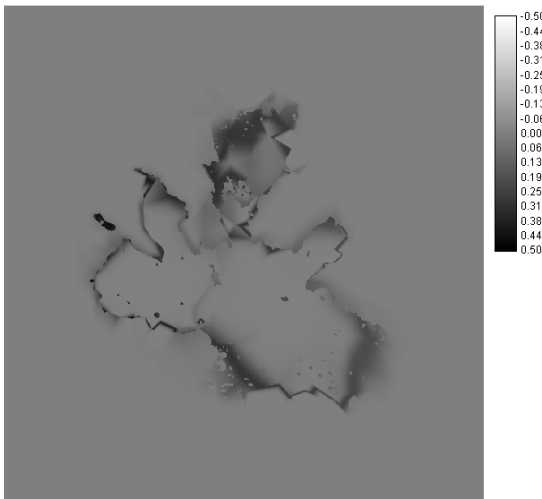
Nudos vegetativos:

$Y_v = -9.00 + 0.48 * [\text{distancia al perímetro}] + 0.25 * [\text{distancia al punto más profundo}] - 36.21 * [\text{altitud respecto al perímetro}] - 5.38 * [\text{altitud al punto más profundo}]$   
 $M_v = (\exp(Y_v) / (\exp(Y_v) + 1))$   
 la muestra independiente del 25% supone una clasificación correcta del 99.20%. En la figura 4 se ilustra este modelo considerando la laguna B2.



**Figura 4.** Aplicación del modelo obtenido para los nudos vegetativos en la laguna B2, aparentemente no hay gran diferencia con el modelo ilustrado en la figura 3.

Una vez que el objetivo principal es identificar las zonas donde se favorece más la reproducción sexual frente a la vegetativa se calcula un modelo final ( $M_f$ ) donde  $M_f = M_s - M_v$ , con una escala de valores que oscilara entre 1 y -1 en que los valores positivos corresponden a las zonas más favorables a la formación de esporocarpos mientras que valores negativos indican mayor afinidad para la reproducción vegetativa, de esta forma conseguimos contrastar las diferencias entre la figura 3 y 4 difíciles de observar a simple vista. Tomando como ejemplo la laguna B2, podemos observar en la figura 5 la zonación donde se dan las condiciones que favorecen la reproducción sexual.



**Figura 5.** Al sustraer al modelo de los nudos sexuales el de los nudos vegetativos se contrasta las diferencias entre las estrategias sexuales (positivas) y las vegetativas (negativas).

## DISCUSIÓN

El tipo de sustrato es determinante para el enraizamiento de los nudos, el tipo de sustrato más propicio para *M. strigosa* es el suelo desnudo. *Marsilea strigosa* soporta poco la competencia con otras especies y tiende a crear manchas monoespecíficas muy densas evitando también la entrada de otras especies. La presencia de roca supone una fuerte limitación a la colonización aunque si que este tipo de sustrato afecta a una mayor densificación de los nudos (tanto sexuales como vegetativos). Esta relación entre la densidad de *Marsilea* y los afloramientos de roca puede ser explicado por el hecho de que al encontrar un sustrato adverso, los rizomas deben crecer en direcciones nuevas, tanteando el entorno, creándose entrenudos más cortos e incrementando la densidad de nudos. Si se considera el espacio disponible como un recurso

De los resultados obtenidos y considerando las lagunas estudiadas, la población balear de *M. strigosa* tiene condiciones para doblar su actual área de ocupación considerando únicamente los espacios no colonizados de las lagunas estudiadas. La constatación de la existencia de espacio adecuado disponible es un aspecto importante en el momento de determinar las categorías de amenaza, en particular en parte del Criterio B (UICN, 2001)

Si se considera que la reproducción sexual de *Marsilea strigosa* (formación de esporocarpos) se ve favorecida por la desecación anual de la charca, es de esperar que las partes más exteriores y elevadas de la charca tengan más tiempo para formar esporocarpos. Los fenómenos de inmersión – desecación continuada favorecen la formación de esporocarpos. Por otro lado, en el centro de la charca (con un periodo de inundación más amplio) la formación de esporocarpos debe ser menor frente a un aumento de la proporción de nudos vegetativos. A partir de esta consideración resulta interesante establecer la relación entre el relieve de la cubeta de la charca y la formación de nudos (sean sexuales o vegetativos).

La dinámica poblacional de *M. strigosa* esta determinada por el régimen de acumulación de agua, cualquier cambio en este régimen puede llevar a la desaparición de sus poblaciones. Un drenaje excesivo de las cubetas reducirá el periodo de inundación dificultando la formación de esporocarpos, aunque cada año se constate la presencia de *M. strigosa* en estado vegetativo estamos agotando el banco de esporas del suelo que llevara a la desaparición de la especie. Un aumento del flujo de agua a la cubeta puede provocar la aparición de hidrófitos que desplazarían a *Marsilea*, por otro lado aunque un aumento de flujo puede parecer favorable a *M. strigosa* lo que es importante es mantener las oscilaciones de nivel.

## CONCLUSIONES

- El hecho que una población de *M. strigosa* tenga una superficie aparente pero no cree un banco de esporocarpos no es garantía de futuro
- Todos los esfuerzos deben ir dirigidos a fomentar la reproducción sexual que permitirá la resiliencia de la población. En el caso concreto de Baleares podemos “tonificar” las manchas creando claros e incluso facilitar la dispersión de los esporocarpos dentro de las propias lagunas una vez que en ellas existen las condiciones favorables para el desarrollo de *M. strigosa*.
- En las lagunas con escasos recursos reproductores se podría aumentar la heterogeneidad en el sustrato una vez que se forman más nudos. En el caso de utilizar explantes como medio de colonización que estos tengan un tamaño próximo a de la formación de esporocarpos

Necesitamos conocer con mayor profundidad el funcionamiento de las poblaciones, de las especies, de los sistemas. En una visión aplicada a la gestión de especies amenazadas se debe trabajar en conocer el espacio propio (tomado de la acepción de Walter 2004 eigenplace) de cada especie para poder seleccionar las mejoras en el medio que favorezcan la especie o población que pretendemos conservar. Con un mayor conocimiento de las necesidades de *M. strigosa* podremos mejorar la eficiencia de nuestras acciones de conservación y facilitar la gestión futura de las poblaciones y su hábitat.

Agradecimientos

### AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren agradecer a Pere Fraga y a los compañeros del proyecto LIFE2000NAT/E/7355 por su ayuda en Menorca, a Josep Lluís Gradaille y Magdalena Vicens del Jardín Botánico de Soller por su inestimable y paciente dedicación en las charcas mallorquinas. Agradecer la colaboración de Rafael García en la introducción a la topografía y al uso de instrumental para la obtención correcta de los datos. Este trabajo no habría sido posible sin la colaboración de Isabel Marques, María José Albert, Maite Iriondo y Amaia Iriondo durante la toma de datos. David Draper esta financiado por una beca doctoral de la Fundação da Ciência e Tecnologia (Contrato SFRH/BD/1002/2000).

### BIBLIOGRAFIA

- Alomar, G., J. Rita & Rosselló, J. A. 1988. Notas florísticas de las islas Baleares. 3. "Boll. Soc. Hist. Nat. Balears" 32:141-144.
- Allsopp, A. 1952. Longevity of *Marsilea* sporocarps. "Nature" 169: 79-80.
- Boudrie, M. 2004. *Marsilea strigosa* Willd. In "Mediterranean Temporary Pools Volume 2: Species information sheets". Edited by Grillas P., P. Gauthier, N. Yavercovski & C. Perennou. Station biologique de la Tour du Valat. 130 p. Arles.
- Condit, R., P. S. Ashton, P. Baker, S. Bunyavejchewin, S. Gunatilleke, N. Gunatilleke, S. P. Hubbell, R. B. Foster, A. Itoh, J. V. LaFrankie, H. S. Lee, E. Losos, N. Manokaran, R. Sukumar, & T. Yamakura. 2000. Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. "Science" 288:1414-1418.
- Spatial patterns of vegetative and sexual reproducing individuals of *Marsilea strigosa* Willd. "Bocconeia".
- Draper D., Iriondo J.M., Alanoka N. & Vicens M. 2004. Plan de Gestión y Conservación de *Marsilea strigosa* Willd. Dpto. Biología Vegetal Universidad Politécnica de Madrid. Proyecto LIFE2000NAT/E/7355.
- Fraga, P. 1998. Notes florístiques de les Illes Balears. "Boll. Soc. Hist. Nat. Balears" 41:81-86.
- Grace, J. B. 1991. A clarification of the debate between Grime and Tilman. "Funct. Ecol." 5: 583-587.
- Grace, J. B. 1993. The effects of habitat productivity on competition intensity. "Trends Ecol. Evol." 8: 229-230.
- Grillas, P., Gauthier, P., Yavercovski, N. & Perennou, C. 2004. "Mediterranean Temporary Pools Volume 2: Species information sheets". Station biologique de la Tour du Valat. 130 p. Arles.
- He, F., P. Legendre, & J. V. LaFrankie. 1997. Distribution patterns of tree species in a Malaysian tropical rain forest. "Journal of Vegetation Science" 8:105-114.
- Hosmer D., and Lemeshow, S. (Eds.). 1989 "Applied logistic regression". J. Wiley and Sons, New York.
- Ibars, A.M. & Estrelles, E. 1997. "Asistencia técnica para la conservación de especies valencianas del género *Marsilea*, protegidas por la Directiva de Hábitats". Informe técnico inédito. Generalitat Valenciana, Conselleria de Medio Ambiente de la Comunidad Valenciana.

- Jain, S.K. 1994. Genetics and demography of rare plants and patchily distributed colonizing species. En: Loeschcke, V., Tomiuk, J. y Jain, S.K. (Eds.) "Conservation Genetics" Birkhäuser Verlag, Basel, Suïza. Pp. 291-307.
- Laguna, E., Pérez Rocher, B., Fabregat, C., Herrero-Borgoñón, J.J. & Serra, L. 1998. "Lista roja y propuesta de protección legal para la flora vascular. En: Laguna, E. (Ed.) Flora Endémica Rara o Amenazada de la Comunidad Valenciana" Generalitat Valenciana, Conselleria de Medio Ambiente, Valencia. Pp. 369-374.
- Llorens, Ll. 1979. Notes sobre l'Isoetion a Mallorca. "Collectanea Botanica" 11: 241-249.
- Okabe, A., B. N. Boots, K. Sugihara, and S. N. Chiu. 2000. "Spatial Tessellations: Concepts and Applications of Voronoi Diagrams" Chichester: John Wiley & Sons.
- Rita, J. & Bibiloni G. 1991. Zonación de la vegetación hidrófila de balsas periódicas en las zonas semiáridas de Baleares. "Orsis" 6: 61-74.
- Rosenberg, M. S. 2001. PASSAGE. "Pattern Analysis, Spatial Statistics, and Geographic Exegesis. Version 1.1." Department of Biology, Arizona State University, Tempe, AZ.
- Sáez, L. y Rosselló, J.A. 2001. "Llibre Vermell de la Flora Vascular de les Illes Balears" Documents Tècnics de Conservació 9. Conselleria de Medi Ambient. Palma de Mallorca, p. 31.
- Silvestre, S. 2000. "*Marsilea strigosa*". En: Blanca, G., Cabezudo, B., Hernández-Bermejo, J.E., Herrera, C.M., Muñoz, J. y Valdés, B. (Eds.) Libro Rojo de la Flora Silvestre Amenazada de Andalucía (Tomo II) Especies Vulnerables. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Pp. 232-234.
- Soltis, D.E. & Soltis, P.S. 1986. Active enzymes for megaspores of *Marsilea* and *Regnellidium*. "American Fern Journal" 76:17-20.
- IUCN. 2001. IUCN Red List Categories: Version 3.1. Prepared by Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge.
- VV. AA. 2000. Lista Roja de Flora Vascular Española (valoración según categorías UICN) Conservación Vegetal 6 (extra): 11-38. Walter, H.S (2004) The mismeasure of islands: implications for biogeographical theory and the conservation of nature. *J. Biogeography* 31: 177-197,
- Wilson, J. B. 1988. Shoot competition and root competition. - "J. Appl. Ecol" 25: 279-296.



## DEBAT DEL TERCER BLOC

### Monitorització i gestió

Les presentacions van posar sobre la taula dues línies bàsiques de gestió dels espais temporanis. Per una banda la importància del coneixement i els estudis, tant en la determinació de la biodiversitat i funcionalitat ecològica, com des del punt de vista de la caracterització hidrològica, l'estructura o la dinàmica; termes bàsics necessaris per fer propostes de gestió. Una segona línia correspon a la recuperació de zones temporànies, és a dir, a través de l'aprofitament de les activitats humanes com per exemple l'ús d'aigües procedents d'una depuradora, o bé recuperant i millorant antigues basses i llacunes ja existents, o també construint-ne de noves. Finalment, i no per això menys important, una de les ponències plantejava la necessitat de realitzar projectes de seguiments/monitorització de tàxons específics d'especial interès, així com estudis de microhàbitat per tal d'aportar criteris, propostes i actuacions concretes per la millora de la biodiversitat i el funcionament d'aquests sistemes.

El debat va girar enfront a la manca de coneixement sobre el funcionament del sistemes temporanis, i sobre la inexperiència en la seva gestió. Les característiques físiques i biològiques, com per exemple la mida reduïda, el desconeixement dels poblaments animals i vegetals, entre altres i a més a més les pressions antropogèniques ens dirigeixen a que és necessari elaborar plans de gestió o de manteniment (privats o públics) que marquin directrius per la seva conservació. Sovint aquesta gestió s'ha d'anar adaptant o canviant en el temps segons la voluntat dels gestors, i segons l'evolució mateixa de cada espai, sempre amb un diàleg constant amb els usuaris del territori. També hi ha una opinió generalitzada que abans d'iniciar projectes de restauració d'ambients temporanis, cal garantir la conservació dels que ja existeixen. A la pregunta: cal diferenciar entre la gestió d'ambients permanents i temporanis?, la majoria de participants van mostrar-s'hi clarament a favor, insistint en les peculiaritats dels sistemes temporanis i en que cal apostar per mesures directes com l'assecatge, o orientar la gestió segons els grups taxonòmics que es considerin prioritaris.

També es va generar un debat sobre la consideració i el tractament de les espècies exòtiques. Per unanimitat, va quedar clara la idea que cal apostar per a l'eradicació i control dels tàxons foranis amb caràcter invasor; per això cal cercar mesures directes i indirectes d'actuació tant des de l'administració com amb la participació del món privat. Per exemple es veu prioritari destinar un esforç important a casos d'alt impacte com la tortuga d'orelles vermelles, el cranc de riu americà, entre altres. En aquest sentit es fa especial incidència en un aspecte poc conegut, un problema greu de colonització difusa de plantes vegetals deguda a projectes de restauració, en que s'utilitzen subespècies de vivers, que no tenen una certificació, i que són molt diferents a les que es troben al medi natural. Una de les mesures que no s'ha oblidar és la millora de la coordinació entre l'administració local i la competent en temes ambientals com és el cas dels ajuntaments i el Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya. Per altra banda, es va concloure que es donen alguns casos en que no val la pena actuar-hi, és a dir, hi ha espècies poc invasives i per tant poc problemàtiques, o d'altres amb una alta naturalització que es fa impossible la seva eliminació. En tot cas, sempre cal cercar un mínim d'èxit garantit.

Com a conclusió final es recorda que tot i ser ambients de petita dimensió i sovint efímers les llacunes i basses temporànies mediterrànies necessiten d'un canvi de mentalitat per part de la població, i de gestió per part dels tècnics per caminar cap a la seva conservació.





# BLOC IV

## INICIATIVES PÚBLIQUES I PRIVADES DE CONSERVACIÓ

**Jordi Sargatal i Vicens**

Director Fundació Territori i Paisatge.

En pocs anys les zones humides catalanes i espanyoles, en general, han passat de ser sotmeses a profundes degradacions i dessecacions severes, a ser considerades el que sempre han estat, és a dir, uns llocs, uns hàbitats d'elevadíssim valor paisatgístic i ambiental.

El conveni Ramsar a nivell mundial, les directives sobre aus i hàbitats europees, les lleis d'àmbit autonòmic o estatal i la progressiva conscienciació de la societat han afavorit i provocat el canvi en el destí de les zones humides. Així van néixer els parcs naturals dels Aiguamolls de l'Empordà i del Delta de l'Ebre, les reserves del Llobregat i tantes altres, com el catàleg de zones humides de Catalunya. I finalment la recuperació de l'Estany d'Ivars i Vila-Sana, i la protecció efectiva de l'Estany de Banyoles i Porqueres amb la recuperació dels estanyols adjacents.

Tot això ha estat possible gràcies a la labor de l'administració, bàsicament el Departament de Medi Ambient a través de la Direcció General de Medi Natural i de l'Agència Catalana de l'Aigua; i el Departament de Política Territorial i Obres Públiques a través del seu planejament i de l'Observatori Català del Paisatge.

A nivell privat darrerament destaca la labor de diverses fundacions, com la Fundació Territori i Paisatge de Caixa Catalunya, amb l'adquisició de diverses finques de diverses zones d'aiguamoll i de boscos de ribera, així com pels convenis de custòdia signats amb ajuntaments; la Fundació Natura també amb diversos projectes lligats amb ambients humits i la Fundació Hàbitats, que ha endegat l'interessant projecte Rius. Tot això junt a nombroses ONG ambientals que han contribuït enormement a la consciència ambiental de la societat.

## LOS PROYECTOS LIFE NATURALEZA EN LA CONSERVACIÓN DE SISTEMAS HÚMEDOS DEL SUR DE EUROPA

**Concha Olmeda Latorre**

ATECMA, Asesores Técnicos de Medio Ambiente, S.L.

LIFE es el Instrumento Financiero para el Medio Ambiente de la Unión Europea que ha financiando proyectos innovadores de medio ambiente (LIFE-Medio Ambiente) y de conservación de la naturaleza (LIFE-Naturaleza) desde 1992 hasta 2006 .

LIFE-Naturaleza, ha concedido financiación a un total de 970 proyectos destinados a la conservación de hábitats y especies incluidos en las Directivas de Hábitat (92/43/CEE) y de Aves (79/409/CEE) principalmente en las áreas de la Red Natura 2000.

Los hábitats ligados a sistemas húmedos más característicos del sur de Europa se presentan en la tabla siguiente, en la que se incluye también el número de lugares de la Red Natura 2000 en que se encuentran en la Región Biogeográfica Mediterránea y la superficie estimada de dichos hábitats en esta red, junto con el número de proyectos LIFE-Naturaleza financiados en relación con cada hábitat.

HÁBITATS	Nº de lugares Natura 2000	Superficie en Natura 2000	PROYECTOS LIFE
<b>REGION MEDITERRANEA</b>			
1150* Lagunas costeras	178	139.353	24
3150 Lagos eutróficos naturales	292	63.089	16
<b>3170* Estanques temporales mediterráneos</b>	<b>286</b>	<b>63.295</b>	<b>18</b>
3250 Ríos mediterráneos de caudal permanente con <i>Glaucium flavum</i>	123	27.279	4
3280 Ríos mediterráneos de caudal permanente con <i>Salix</i> y <i>Populus alba</i>	172	29.959	4
3290 Ríos mediterráneos de caudal intermitente	189	30.756	3
92DO Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos	504	90.508	6

*Fuente: Base de datos Natura 2000 (Comisión Europea, Diciembre 2006),  
Base de datos de Proyectos LIFE (Comisión Europea, Marzo 2007)*

**Tabla 1.** Presencia de los hábitat ligados a sistemas húmedos y proyectos LIFE-Naturaleza en la Región Mediterránea.

Las lagunas costeras se encuentran distribuidas prácticamente por todas las regiones biogeográficas y han sido objetivo directo de 56 proyectos LIFE-Naturaleza, de los que 24 se encuentran en el sur de Europa .

Región biogeográfica	Sitios Natura 2000	Superf. ha
<b>MEDITERRANEA</b>	<b>178</b>	<b>139.353</b>
ATLANTICA	115	48.727
BOREAL	174	57.135
CONTINENTAL	97	173.949
MACARONESICA	4	695
<b>Total:</b>	<b>568</b>	<b>419.858</b>

**Tabla 2.** Distribución de las lagunas costeras en la RED NATURA 2000.



se trata de sentar las bases para la conservación y adecuada gestión de estos hábitats en la isla.

En España, algunos de los proyectos LIFE-Naturaleza que han tenido este hábitat como objetivo se han dedicado a poner en marcha medidas de conservación y recuperación adecuadas en lugares que cuentan con una buena representación de estos humedales temporales, como las Lagunas de Villacañas (proyecto desarrollado por la Fundación Global Nature entre 1999 y 2002), determinadas zonas de la comunidad valenciana (Conservación de hábitats prioritarios, desarrollado por la Generalitat Valenciana de 1999 a 2003), el complejo lagunar de la Albuera (Junta de Extremadura, 2003-2007) y los estanques temporales mediterráneos en Menorca (Cabildo insular de Menorca, 2003-2007).

Otros proyectos LIFE-Naturaleza en España se han dedicado principalmente a la recuperación o restauración de estos hábitats, por ejemplo en el entorno de la Laguna de Gallocanta (proyecto realizado por Asociación de guías de la laguna de Gallocanta de 2000 a 2003), el lago de Banyolas (por el Consorcio del Estany de Banyoles, en marcha desde 2002), la zona del Bajo Ter (proyecto de Conservación de *Emys orbicularis* en Baix Ter), diversas zonas de Valencia (Conservación del anfibios en la Comunidad Valenciana) y diversas fincas privadas en Andalucía y Castilla La-Mancha (Conservación del águila imperial, el buitre negro, la cigüeña negra y el linco ibérico en fincas privadas, por la Fundación para la Conservación de la Biodiversidad).

En general, todos los proyectos LIFE-Naturaleza dedicados a la conservación de este tipo de humedales comparten una problemática y unas amenazas comunes, que pueden resumirse en los siguientes puntos principales:

- transformación y degradación por usos agrícolas
- alteración del funcionamiento hidrológico: drenaje, interrupción de los sistemas naturales de recarga o transformación en humedales permanentes
- sobrepastoreo
- sobre-extracción de agua
- contaminación, eutrofización (principalmente por prácticas agrícolas)
- crecimiento excesivo de la vegetación
- vertido de residuos sólidos
- presión excesiva de uso público.

Así mismo, las principales acciones destinadas a la conservación y recuperación de los estanques temporales mediterráneos son también comunes en la mayoría de los proyectos que tienen este hábitat como principal objetivo. Los proyectos, en general, tratan de recuperar y mantener el funcionamiento hidrológico, evitar la sobre-explotación del agua y el sobrepastoreo, manteniendo una carga ganadera adecuada y poniendo en marcha un sistema de abrevaderos para el ganado que permita reducir esta presión.

La adquisición de terrenos o el establecimiento de acuerdos de gestión con los propietarios y usuarios de los terrenos suele ser también una acción necesaria, junto con la elaboración y puesta en marcha de planes de gestión adecuados que regulen los usos compatibles con la conservación del lugar y sus hábitats naturales. Por último, las campañas de información y sensibilización de la población local y la participación de los grupos de interés en la conservación de estos hábitats desconocidos y en general poco valorados resultan indispensables para garantizar su preservación.





## EXPERIENCIAS DE RESTAURACIÓN DE BALSAS TEMPORALES Y OTRAS ZONAS HÚMEDAS EN EL TERRITORIO VALENCIANO

**Araucana Sebastián(1), Carlos Peña(1), Emilio Laguna(2)**

(1) Centro de Investigación Piscícola de El Palmar. Servicio de Conservación de la Biodiversidad. Consellería de Territorio y Vivienda. VAERSA (e-mail: piscifactoria\_palmar@gva.es).

(2) Centro para la Investigación y Experimentación Forestal. Servicio de Conservación de la Biodiversidad. Consellería de Territorio y Vivienda (e-mail laguna\_emi@gva.es).

### INTRODUCCIÓN

Actualmente las zonas palustres o húmedas constituyen muchas de las áreas más amenazadas de toda la biosfera (Dugan, 1993; Mittermeier & Goettsch, 1997) y se caracterizan por contener una gran diversidad de fauna y flora con un alto grado de especialización en este tipo de ambientes (Keddy, 2000). Constituyen ecosistemas de gran valor, muy complejos y al mismo tiempo de gran fragilidad que están expuestos a múltiples amenazas principalmente por causas antrópicas como la desecación, deforestación de cauces y cuencas vertientes, explotación de los acuíferos, contaminación de las aguas, cultivos, etc., es decir, como consecuencia de una creciente industrialización, intensificación de la agricultura y urbanización de los terrenos (Haslam, 2003; Mitsch & Gosselink, 2000). En consecuencia, han sido objeto prioritario de proyectos de restauración, regeneración o mejora ambiental en todo el planeta, fundamentalmente a partir de la década de 1950 (v. Anderson, 1995; Buckley, 1989; Gilbert & Anderson, 1998; Maitland & Morgan, 1997; Kusler & Kentula, 1990; Streever, 1999; Waal & Al., 1998; Wheeler & al., 1994)

La importancia de los humedales, ríos y otras masas de agua es notable por los múltiples beneficios que generan para el hombre, siendo éstos aún mayores en ambientes secos o áridos, como ocurre en la cuenca del Mediterráneo (Papayannis & Salate, 1999). En el caso de la Comunidad Valenciana constituyen un elemento sustancial del paisaje, destacando especialmente el caso de los humedales (Costa, 1999; Rosselló, 1995); existen todavía importantes espacios naturales de estas características (Gómez López, 1988; Gómez López & Pérez Sopena, 2002) como son la Marjal de Almenara o el Parque Natural del Prat de Cabanes-Torreblanca en Castellón, el Parque Natural de L'Albufera, la Marjal de los Moros o la de Xeraco-Xeresa en Valencia, el Parque Natural de L Marjal de Pego-Oliva, el Embalse del Hondo, las Lagunas de La Mata y Torrevieja o las Salinas de Santa Pola en Alicante, la mayoría de los cuales han sufrido importantes alteraciones consecuencia de su elevada vulnerabilidad (Del Hoyo, 1993). Todo esto, justifica la necesidad de proteger y conservar este tipo de hábitats caracterizados por albergar una gran diversidad ecológica y constituir auténticas reservas genéticas para especies acuáticas tanto de fauna como de flora.

Como consecuencia todo lo anterior, la Generalitat Valenciana, a través del Servicio de Conservación de la Biodiversidad de la Consellería de Territorio y Vivienda desarrolla desde mediados de la pasada década una serie de trabajos relacionados con la conservación y restauración de espacios y especies acuáticas por toda la Comunidad Valenciana. Gracias a proyectos de financiación europea, como LIFE-Medio Ambiente, LIFE-Naturaleza o FEOGA, se ha conseguido iniciar toda una línea de producción de especies de fauna y flora acuática para la conservación de zonas húmedas naturales, adquiriéndose en paralelo las adecuadas medidas jurídicas para su protección. Destaca así la incidencia de los proyectos LIFE-Naturaleza "Creación de la red de microrreservas de flora en la Comunidad Valenciana" (LIFE93 NAT/E/011100 y LIFE95 NAT/E/000856), "Acciones de Conservación de humedales valencianos y de áreas de reserva para el samaruc *Valencia hispanica*" (LIFE92 NAT/E/014400 y LIFE95 NAT/E/00856), "Conservación de hábitats prioritarios en la Comunidad Valenciana" (LIFE99 NAT/E/006417) o actualmente el proyecto en

curso, "Recuperación de un hábitat prioritario en el Parque Natural de L'Albufera" (LIFE04 NAT/E/000048). Simultáneamente, otras acciones de restauración se han desarrollado en proyectos LIFE-Naturaleza relativos a conservación de especies concretas de fauna silvestre como la Cerceta Pardilla (LIFE96 NAT/E/003105), la Focha Cornuda (LIFE99 NAT/E/006393), la Malvasía Cariblanca (LIFE00 NAT/E/007311) o el más reciente, aún en desarrollo, de conservación de anfibios (LIFE05 NAT/E/000060).

Además de lo anterior, la Generalitat ha desarrollado una amplia política de protección de humedales y puntos naturales de agua, tanto mediante figuras horizontales –el Catálogo de Zonas Húmedas, desarrollado a partir de la Ley 11/1994 de la Generalitat Valenciana, de Espacios Naturales Protegidos– como por la designación de las zonas más relevantes como Parques y Parajes Naturales (Ballester & al., 2003).

Los trabajos de mejora y conservación de humedales se iniciaron hacia 1992 con actuaciones que no contemplaban aún la restauración vegetal –en especial la creación de balsas sobre antiguos arrozales u otras zonas de cultivo abandonadas, ya fuera con fines didácticos o para generar hábitats para especies amenazadas de fauna silvestre–, pero pronto se vieron necesitadas de dicha acción complementaria. Las actuaciones de producción y plantación de flora acuática autóctona valenciana se iniciaron por el Servicio de Conservación de la Biodiversidad en el año 1997 y se mantienen de forma continuada desde 1999, actuando sobre aquellas comunidades vegetales de zonas húmedas que han sufrido alteraciones, sobre poblaciones de especies amenazadas o en clara regresión, así como en el establecimiento de núcleos de alta biodiversidad.

El objetivo de estas actuaciones de restauración vegetal ha sido mejorar el hábitat y aumentar la biodiversidad de cada zona mediante la reintroducción y refuerzo poblacional de diferentes especies de flora acuática autóctona. Para ello se vienen desarrollando trabajos de propagación, plantación y otras actuaciones complementarias de restauración de la vegetación acuática.

A grandes rasgos, los protocolos de trabajo empleados en los trabajos de restauración vegetal de zonas húmedas, y más puntualmente otros ecosistemas hidromorfos valencianos, han consistido en una adaptación localizada de los principios y técnicas contenidas en los principales manuales para este tipo de hábitats (ver p.ej. Agate & Brooks, 2001; Crofts, 2002; Gilbert & Anderson, 1998; Kusler & Kentula, 1990; Middleton, 1999; Wheeler & al., 1994), basándose sobre todo en los principios de la restauración ecológica (Clewell & al., 2000; Jordan & al. 2000; Perrow & Davy, 2002; Pullin, 2002; Saunders & al., 1994). Las actuaciones realizadas se pueden resumir en los siguientes estadios:

- Análisis, inspección y evaluación de las zonas previstas de actuación y del estado de las poblaciones naturales de las especies vegetales, para determinar los taxones y el número de ejemplares de cada especie que se usará en la restauración, ya sea reintroducciones o refuerzos poblacionales. Estudio de la biología, distribución y hábitat de las especies seleccionadas para la localización de las zonas de recolección del material vegetal necesario para las diferentes actuaciones.
- Recolección de semillas y propágulos óptimos para la propagación de las especies seleccionadas. Procesado, almacenamiento y conservación del material vegetal recolectado, constituyendo un banco de germoplasma. La recolección de semillas se realiza en las mismas zonas de actuación o en su defecto en las proximidades, con el fin de garantizar el origen genético óptimo del material a utilizar.



- Estudio y depuración experimental de los protocolos de germinación de las especies vegetales objeto de estudio.
- Producción de plantas en vivero en cantidad suficiente para la plantación en los lugares seleccionados. El objetivo es obtener la suficiente cantidad de ejemplares para reponer marjales y para mantener un banco de semilla sin sobreexplotación de las poblaciones naturales en origen.
- Restauración vegetal y plantación de las especies producidas, para lo cual se han diseñado los protocolos más adecuados para cada caso y grupo de especies.
- Seguimiento técnico del desarrollo y establecimiento de las poblaciones de las especies plantadas.

La mayor parte de las actuaciones se han realizado en espacios protegidos como son Parques Naturales, Parajes Naturales, Reservas de Fauna y Flora o Microrreservas de Flora, éstas últimas zonas protegidas de hasta 20 has., cuyo principal objetivo es el seguimiento y conservación de las especies botánicas singulares que alberga (Laguna, 1995, 2000).

## **MATERIAL Y MÉTODOS**

### **Especies Vegetales**

La vegetación acuática representa una parte fundamental en las zonas húmedas ya que, como productores primarios, son la base fundamental en la cadena trófica del ecosistema además de servir de refugio para numerosas especies de fauna silvestre, aumentan la calidad del agua aportando el oxígeno, y reteniendo los nutrientes necesarios para la vida acuática (Keddy, 2000; Van der Valk, 2006). Las plantas actúan directamente sobre el hidrodinamismo de las aguas, mitigando el efecto de la velocidad de las corrientes, favoreciendo la sedimentación de materiales en suspensión aumentando la transparencia y disminuyendo la erosión de fondos y taludes. La mayoría de especies vegetales hidrófilas son buenos indicadores de la calidad del agua y forman parte de ecosistemas con un interés paisajístico especial. Todas estas características hacen de las plantas acuáticas herramientas básicas en la restauración de los ecosistemas naturales. (Buckley, 1989; Crofts, 2002; Maitland & Morgan, 1997; Middleton, 1999; Waal & al., 1998).

Para la elección de las especies utilizadas en los trabajos de restauración se ha considerado, tras un estudio preliminar de las zonas de actuación, la serie de vegetación propia de la zona (Costa, 1999) y su dinamismo a corto, medio y largo plazo, considerando tanto la expansión y competencia horizontal entre las comunidades vegetales, como la evolución sucesional que puede generarse en cada zona de actuación (Clewell & al., 2000; Crofts, 2000; Waal & al., 1998); es sustancial tener en cuenta que, a diferencia de las series terrestres, las acuáticas suelen caracterizarse por una rápida velocidad de regeneración, sucediéndose importantes cambios de cobertura y dominancia de las especies en plazos relativamente cortos (Haslam, 2003; Keddy, 2000).

En la elección de las especies han tenido en cuenta las siguientes consideraciones, relacionadas con la finalidad perseguida en cada caso:

- Tras un reconocimiento de la zona objeto de restauración y un estudio preliminar del estado de sus poblaciones se han seleccionado aquellas especies autóctonas desaparecidas por causas ajenas a la evolución natural del ecosistema o bien aquellas cuya situación se encontraba en regresión. En cualquier caso se han tenido siempre en cuenta especies autóctonas que se encuentran o se encontraban en el lugar antes de producirse la degradación del hábitat.
- En el caso de creación de nuevas zonas húmedas se ha tomado de referencia ecosistemas acuáticos colindantes para establecer el tipo de recreación más adecuado.

- En la mayoría de los casos se han realizado refuerzos poblacionales de aquellas especies sin especial interés de protección, por no encontrarse dentro del grupo de táxones raros o amenazados, pero que por alteraciones del sistema ha disminuido considerablemente su número y que constituyen por sí solas el soporte vegetal principal de la zona húmeda objeto de estudio. A éste grupo de especies las podemos llamar "estructurales".
- También se han desarrollado trabajos de reintroducción de especies que habiendo desaparecido, se ha considerado importante reintroducir desde el punto de vista de la biodiversidad (especies raras, endémicas o amenazadas) y/o desde el punto de vista del equilibrio del ecosistema. Es interesante mencionar que con la recuperación y protección de una especie, estamos favoreciendo de una manera indirecta la protección del resto la fauna y flora locales, -"efecto paraguas"-.
- Por último deben reseñarse casos especiales en que el objeto de la actividad ha sido exclusivamente facilitar hábitat o una fuente sostenible de alimento para determinadas especies muy selectivas de fauna amenazada, plantando preferentemente una o pocas especies concretas de flora silvestre

El trabajo de elección se ha complementado con la elaboración de fichas de información sobre la biología de cada taxon, partiendo del conocimiento que se posee sobre cada especie puede condicionar parte de los trabajos posteriores, y que la flora acuática tiene un amplio grupo de estrategias comportamentales, reproductivas, de dispersión de propágulos, etc. (Caffrey & al., 1999; Crawford, 1987; Cronk & Fennessy, 2001; Sculthorpe, 1985). En todos los casos se ha trabajado con especies consideradas autóctonas por los manuales de flora valenciana (Mato & Crespo, 2003), previendo evitar, en consecuencia, los problemas crecientes que genera la flora alóctona en este tipo de ecosistemas (Hoyer & Canfield, 1997; Waal, 1994).

Desde que se iniciaron los trabajos en 1997, se ha pasado de trabajar con 17 especies, a hacerlo en la actualidad con 102 especies botánicas diferentes, todas vasculares con la excepción de algas de la familia *Characeae* y los briófitos *Ricciocarpos natans* o *Riella* spp. Se ha trabajado con especies herbáceas de mayor o menor porte, con más o menos estructuras lignificadas, de las cuales 12 pertenecen al grupo de los pteridofitos.

Se ha diferenciado entre tres grupos funcionales de especies, cada uno de los cuales posee requerimientos específicos de cultivo e implantación:

- 1) Hidrófitos o macrófitos, especies sumergidas obligatoriamente, aunque pueden tener alguna estructura vegetal sobresaliendo del agua (hojas o flores aéreas), como por ejemplo *Nymphaea alba* (nenúfar blanco), *Myriophyllum spicatum* (espiga de agua), *Potamogeton pectinatus* o *Ruppia maritima* (Rúpia). Este grupo también incluye a las plantas flotantes (pleustófitos) no enraizadas en el fondo.
- 2) Helófitos, plantas con tallos, hojas y flores emergentes, pero con raíces sumergidas, pudiendo soportar cortos períodos de sequía, como por ejemplo *Iris pseudacorus* (lirio amarillo), *Hydrocotyle vulgaris* (sombrerillo de agua), *Scirpus tabernaemontani* (junco de laguna) o algunos helechos amenazados en la Comunidad Valenciana como *Marsilea strigosa* (trébol de agua o trébol de cuatro hojas) o *Thelypteris palustris* (helecho de los pantanos).
- 3) Plantas hidrófilas, de ribera o propias de humedales que habitan fuera del agua aunque pueden sobrevivir períodos de inundación limitados, entre las que cabe destacar la producción de *Apium repens* y *Kosteletzkya pentacarpa* (trencadalla) -especies protegidas por la Directiva

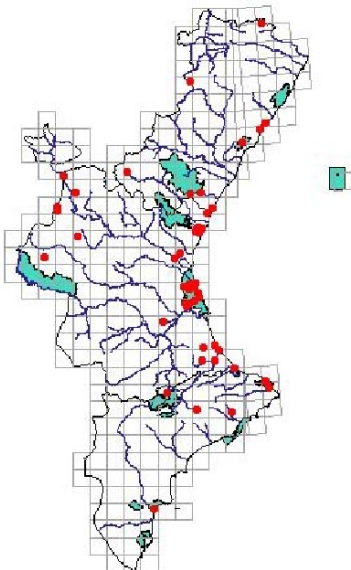
de Hàbitats-, *Thalictrum maritimum*, endemismo exclusivo de la Comunitat Valenciana, *Anagallis tenella* o alguns helechos como *Pteris vittata* y *Phyllitis scolopendrium*.

### Zonas de Actuación

Los trabajos de restauración vegetal en humedales y otros sistemas hidromorfos pueden responder a una casuística muy amplia, requiriendo un diseño 'ad hoc' para cada caso concreto (Kusler & Kentula, 1990; Maitland & Morgan, 1997; Waal & al., 1998); los desarrollados desde el Servicio de Conservación de la Biodiversidad pueden encuadrarse en tres niveles de actuación, proporcionalmente adecuados para sendos tipos de zonas:

- **Nivel I:** Regeneración de zonas naturales, que han sufrido alteraciones y recuperación de sus funciones primitivas. Se han realizado refuerzos poblacionales, o reintroducciones de especies con el fin de mejorar el hábitat, la calidad de las poblaciones o de aumentar la biodiversidad de la zona.
- **Nivel II:** En este nivel incluiríamos la conservación y recuperación de especies con alto riesgo de desaparición, estableciendo poblaciones en enclaves nuevos o recuperando las que se encuentran en regresión.
- **Nivel III:** Actuaciones en zonas húmedas de nueva creación, donde se suele partir del estado en el que no existe ningún tipo de vegetación, ni en las riberas ni en el medio acuático y se hace necesaria una plantación y/o siembra de alta intensidad de especies estructurales de rápido crecimiento y desarrollo, para evitar la erosión de riberas. En estos casos se suele partir de una fuerte intervención previa, a menudo con maquinaria, para generar el perfil o relieve del sustrato sobre el que se desarrollará la revegetación.

Figura 1. ● Zonas de actuación en la comunidad valenciana.



Un nivel mixto de actuación incluye las actuaciones de recuperación de espacios naturales gravemente alterados donde se ha trabajado fundamentalmente en la recuperación de "Ullales" o surgencias subterráneas/subacuáticas de agua, aterradas total o parcialmente en algunos casos. En algunas actuaciones existe además la necesidad de establecer un control previo o paralelo de plantas invasoras, necesario para asegurar el éxito de la implantación de la vegetación nativa (Smart & al., 1998; Hoyer & Canfield, 1997)

Para los niveles I y III, se han tenido en cuenta las directrices establecidas en los numerosos manuales citados en diversos apartados de este artículo, sobre restauración o rehabilitación de humedales, y otras de carácter general sobre restauración ecológica (Cairns, 1995). En el caso del nivel II deben tenerse en cuenta además las directrices para trabajos de conservación de flora amenazada, como los indicados por Wyse-Jackson & Akeroyd (1994) o Usfws (2005). En todos los casos, ha sido fundamental el establecimiento de una planificación integrada de los trabajos, previendo las distintas etapas sucesionales a alcanzar por la vegetación en función de las características ambientales de la zona, tal y como recomiendan Clewel & al. (2000), Perrow & Davy (2002) o Usfws (2000).

Otros casos especiales que se han abordado, pero a menudo fuera de hábitats naturales, son aquellos en los que se ha cedido material a instituciones públicas o entidades privadas para la construcción de jardines, rocallas didácticas o creación de lagunas, siempre con un fin no lucrativo ni personal. El objetivo ha sido recrear espacios naturales utilizando para ello planta acuática autóctona, fundamentalmente con fines didáctico y educativo.

Los tipos de hábitats donde se ha trabajado con mayor intensidad corresponden a lagunas costeras, más o menos salinas, estepas salinas, lagunas temporales mediterráneas, generalmente someras y dependientes de la pluviometría, parajes con notables orquídeas, turberas calcáreas de mansega (*Cladium mariscus*) o manantiales petrificantes con formación de tuf. Se trata por tanto de hábitats prioritarios de la Directiva 92/43/CEE, cuya descripción general puede consultarse en el texto de Bartolomé & al. (2005) y para los que Laguna & al. (2003) han destacado su diversidad, funcionalismo y medidas de protección y conservación en la Comunidad Valenciana.

## PRODUCCIÓN VEGETAL

### Instalaciones

Todos los trabajos realizados de cultivo y producción de especies se desarrollan en el Centro de Investigación Piscícola de El Palmar, instalaciones pertenecientes a la Consellería de Territorio y Vivienda de la Generalitat Valenciana. Se dispone de instalaciones exteriores con una superficie aproximada de 1000 m<sup>2</sup>, divididas en 3 tipos diferentes: 1) balsas permanentemente inundadas para el cultivo y producción de los macrófitos. Hay de varios tamaños y formas, siendo una de ellas con umbráculo para evitar el desmesurado crecimiento de algas filamentosas que se produce durante las estaciones cálidas. 2) Balsas inundables de diferentes tamaños y algunas provistas de umbráculo, donde se cultivan y producen las plantas de ribera y los helófitos. 3) Invernadero utilizado en las primeras fases del desarrollo de las plántulas y para obtener mejores resultados de crecimiento.

También se dispone de instalaciones interiores con varios acuarios de 40 a 100 litros de capacidad, ya que algunas especies necesitan determinadas condiciones especiales en la fase juvenil, así como un laboratorio provisto de cámara de cultivo y cámara frigorífica para almacenar semillas.



**Figura 2 y 3.** Instalaciones C.I.P. de El Palmar. Invernadero y balsa de macrófitos.

### **Técnicas de Propagación**

El proceso se inicia con la recolección en el medio natural de semillas, esporas y propágulos óptimos para acometer los trabajos de producción. Tras el procesado, limpieza y almacenamiento del material vegetal en cámara fría a 5°C y -18°C, éste puede ser utilizado a corto y medio plazo. Para producir todo el material necesario se han utilizado dos vías: 1) la reproducción sexual, a través de las semillas y esporas, y 2) la vegetativa, donde se utilizan estructuras que genera la planta para dispersarse en el medio natural, como son los rizomas, estolones y bulbos o con la práctica de técnicas donde se aprovecha la capacidad totipotente de la célula vegetal como son la subdivisión de macollas y el esquejado o estaquillado de sus tallos o ramas, para conseguir mayor número de ejemplares de una especie de una manera eficaz y rápida. En este último caso, aun teniendo en cuenta que la mayoría de especies acuáticas recurren de modo natural a la expansión o propagación por vía vegetativa (Barrat-Sgretian, 1996), también deben tomarse precauciones para evitar un exceso de homogeneidad genética –p.ej., conviene hacer esquejes a razón de pocos de cada ejemplar-madre, pero tomando del máximo posible de tales parentales-.

En muchas especies la producción se ha realizado utilizando tanto la reproducción sexual como la vegetativa. En otros casos se ha utilizado sólo una de ellas, recurriéndose así a la propagación vegetativa cuando la planta no produce semillas viables, o tras no haber conseguido hacer germinar las semillas; a la inversa, cuando la germinación de las semillas es alta y fácil de conseguir, sólo se usa este tipo de propagación, descartando la reproducción vegetativa. En muchas ocasiones la germinación de semillas requiere de la aplicación de algunos tratamientos previos a la incubación para conseguir porcentajes de germinación más adecuados y rentables, como son la hidratación, escaldado, escarificación mecánica o química, estratificación en frío o combinación de varios de ellos (Baskin & al., 1998; Hartman & Kester, 1990).

### **RESTAURACIÓN VEGETAL**

#### **Técnicas de Plantación**

Con carácter previo a la plantación debe haberse planificado cuidadosamente la actuación a realizar, eligiendo las especies en función de la tipología del hábitat, y en ocasiones también de la etapa sucesional de la vegetación (Anderson, 1995; Buckley, 1995; Gilbert & Anderson, 1998). Es necesario tener en cuenta las siguientes consideraciones (Middleton, 1999; Waal & al., 1998).

Las plantaciones deben realizarse según las necesidades hídricas de cada especie, más o menos alejadas de la lámina de agua para el caso de las plantas de ribera, en la misma orilla o incluso en algunos casos en el inicio de la lámina de agua para el caso de los helófitos y sumergidas a más o menos profundidad para el caso de los hidrófitos.

Debe establecerse detalladamente un marco de plantación, para definir la ubicación de los ejemplares según sus necesidades hídricas y asociación con el resto de plantas. Las plantaciones y siembras deben realizarse de forma heterogénea y diversa imitando las condiciones naturales de este tipo de ecosistemas. También es aconsejable plantar los ejemplares de una misma especie en grupos, alternando las especies tal y como se encontrarían en su medio natural. Debe tenerse en cuenta la pendiente y topografía del terreno, así como la necesidad de luz solar para cada especie y etapa de crecimiento.

En cuanto a la cantidad de ejemplares, ésta dependerá de las necesidades de cada una de las zonas objeto de restauración y de los objetivos que se persigan. No es lo mismo una reintroducción puntual de una especie rara o amenazada, que una revegetación en un área de nueva creación. En cualquier caso la restauración debe prolongarse en el tiempo hasta alcanzar una situación de equilibrio en el ecosistema.

La época recomendada para la plantación a diferencia de las plantas terrestres puede prolongarse prácticamente durante todo el año. La principal limitación es la necesidad de agua y al tratarse de especies que se plantan en ésta o cerca de ella, no sufren este problema. Para el caso de los helófitos y plantas de ribera sí que conviene tener en cuenta la influencia de la disminución del nivel freático en épocas estivales. También es recomendable realizar las plantaciones fuera de la época de floración de cada especie. La primavera y el otoño serían en todo caso las épocas más aconsejables.

Antes de las plantaciones se debe preparar la zona, eliminando si fuera necesario especies exóticas, invasoras u oportunistas. También es importante estabilizar el terreno en caso de posible erosión y desprendimientos, así como suavizar en lo posible los taludes (González Del Tágano & García De Jalón, 1998), aspecto fundamental para que arraigue con éxito la vegetación.

En la mayor parte de los casos se han desarrollado las plantaciones a partir del material producido en vivero, aunque en otros se ha procedido a la recolección y dispersión de semillas o se han utilizado técnicas de traslocación de ejemplares recolectados en otras zonas donde la planta es abundante, sin necesidad de pasar por la fase de vivero; esta última técnica da buenos resultados en algunas especies de macrófitos. Existe igualmente la opción de traslocación completa de tepes de sustrato con todo su banco de semillas, pero no se ha ensayado hasta el momento en las experiencias aquí referidas, desarrolladas en la Comunidad Valenciana.

### **Metodología de la plantación**

Dependiendo de las necesidades hídricas de la especie la metodología de plantación utilizada ha sido diferente.

- Restauración vegetal en el medio acuático: Sería el caso de los hidrófitos o macrófitos donde plantar directamente el cepellón extraído de una maceta en el sustrato del fondo de una laguna, canal, etc., resultaría muy complicado. Sólo en algunos casos y si es posible acceder al fondo –p.ej., enclaves muy someros, o utilizando técnicas de buceo- podrían plantarse esquejes

o plantas a raíz desnuda directamente en el sustrato, aunque conforme a nuestra experiencia no es recomendable. Es necesario utilizar contenedores para evitar que se disperse el sustrato al contacto con el agua. A nivel comercial, para plantación en hábitats artificiales, existen contenedores de rejilla que dejan pasar las raíces conforme crece la planta. En nuestro caso al tratarse de una restauración natural se recomienda emplear contenedores biodegradables de madera o turba prensada. La planta se produce inicialmente en el vivero en contenedores convencionales de plástico (bandejas, alveolos, macetas), pero poco antes de las plantaciones se transplanta a los biodegradables, disponiendo así de un sustrato adecuado en sus primeras fases del desarrollo.



**Figura 4 y 5.** Plantación de hidrófitos (cajas biodegradables), helófitos y plantas de ribera.

Habitualmente los contenedores biodegradables deben descansar o introducirse en el fondo de la cubeta natural del humedal, río, etc., lo que implica complicaciones adicionales. En los casos de aguas no muy profundas lo óptimo sería bucear hasta el fondo y colocar manualmente las macetas o cajas, enterrándolas ligeramente en el sustrato. Pero en otras ocasiones, debido a la excesiva profundidad o a la escasa visibilidad –p.ej. por exceso de turbidez, color del agua de turberas, etc.–, no resulta posible el buceo y la mejor manera es dejar caer los contenedores desde la superficie, utilizando una embarcación si es necesario; en tales casos el sustrato de los contenedores ha de contener grava u otros materiales pesados, a fin de asegurar su anclaje al lodo o fondo del humedal, y evitar el volteo del contenedor en su recorrido de caída.

- Restauración vegetal fuera del agua: Las especies pertenecientes al grupo de los helófitos tienen unos requerimientos hídricos elevados por lo que las plantaciones deben realizarse en la misma orilla e incluso en algunos casos en el inicio de la lámina de agua –p.ej. en casos como los de *Alisma plantago-aquatica*, *Scirpus tabernaemontani* o *Sparganium erectum*, que han sido plantadas con su sistema radicular totalmente sumergido en la lámina de agua-. Para la plantación se realizan ahoyados manuales colocándose la planta de forma que los cepellones queden enterrados en su totalidad. Las plantas de ribera son las especies que menos requerimientos hídricos presentan de los tres grupos antes mencionados, plantándose desde los 0 cm. hasta los 100-150 cm. de distancia vertical al agua dependiendo de la especie.

La competencia con especies oportunistas como el caso de *Phragmites* spp., *Arundo donax* o *Typha* spp. se hace patente en el caso de helófitos y plantas de ribera. La eliminación y control de estas especies, previo a las plantaciones ha dado buenos resultados favoreciendo el desarrollo de los ejemplares plantados.

## RESULTADOS

A lo largo de estos años se han desarrollado los protocolos de reproducción sexual y/o vegetativa de cerca de 100 especies de plantas acuáticas diferentes. Se han producido en vivero alrededor de 144.000 plantas acuáticas de las que ya se han plantado en el medio natural más de 125.000 ejemplares. Se estima una producción anual de 10.000-12.000 plantones, manteniéndose en stock en el vivero alrededor de 12.000 plantones para ser utilizados en posteriores trabajos de restauración.

Desde 1997 momento en que se iniciaron los trabajos actuando sobre tres zonas de nueva creación, se han desarrollado actuaciones de plantación de flora acuática en 38 parajes naturales, 20 zonas de nueva creación o recuperación de espacios alterados y en 14 jardines, rocallos o espacios didácticos. En total se ha actuado en 43 términos municipales repartidos por las tres provincias de la Comunidad Valenciana. Como ejemplos de las actividades desarrolladas, se aportan a continuación 3 ejemplos que representan respectivamente a los 3 niveles de actuación antes apuntados.

### Marjal y Estanys de Almenara. Nivel I

La Marjal de Almenara, con una extensión de 1540 ha, es el residuo de una albufera casi completamente colmatada, asentada en una llanura aluvial que se extiende entre las desembocaduras de los ríos Mijares y Palancia, limitada al este por el mar Mediterráneo y al oeste por las estribaciones montañosas de la Sierra de Espadán, Castellón. Se trata de una zona muy transformada en cultivos hortícolas y con serias amenazas de sobreexplotación agrícola, urbanística y turística, así como con graves problemas de desecación (Del Hoyo, 1993; Gómez López & Pérez Sopena, 2002). Dentro de la marjal se ha declarado Microrreserva de flora una extensión de 20 has. que incluyen los Estanys y una zona de marjal de inundación temporal.

Como resultado del abandono de antiguas turberas, se localizan tres tipos de hábitats prioritarios: lagunas costeras, estepas salinas mediterráneas y turberas calcáreas de *Cladium mariscus* donde destaca la presencia de algunos endemismos valencianos como *Thalictrum maritimum*.

Las lagunas de Almenara abarcan tres estanques naturales, (Els Estanys) y una serie de lagunas circundantes, generadas como consecuencia de la extracción de turba, realizada en tiempos pasados. Estas últimas, consecuencia de dicha extracción de turba, presentan taludes casi verticales, lo que dificulta mucho el asentamiento de vegetación de ribera. La alimentación hídrica procede de aguas subterráneas procedentes de la cercana Sierra de Espadán y retorno de riegos. En tiempos pasados el agua de las lagunas quedaba asegurada por la presencia de manantiales naturales ('ullals' o 'brolladors') y el agua de los acuíferos de la que se abastecían. Consecuencia de la sobreexplotación incontrolada del nivel freático, los Estanys de Almenara sufrieron desecación casi total en los meses estivales durante la década de 1990 que unido al deterioro de la calidad de sus aguas, provocó la desaparición y reducción de poblaciones vegetales de gran interés -p.ej. la principal población de *Nymphaea alba* en la provincia de Castellón-; este efecto fue aún más dramático sobre la fauna, con la desaparición de diversas especies de unioides endémicos y subendémicos citados localmente por Altaba (1992).

Esta situación cambió sustancialmente tras la declaración de la zona como microrreserva vegetal y la transferencia de su gestión, desde el Ayuntamiento de Almenara, al colectivo conservacionista Acció Ecologista-AGRÓ (Amer, 2006), que reabrió los canales y fuentes que proveían agua a la zona. Ello, combinado con el aumento de pluviometría en 2001 ha permitido que las



lagunas permanezcan con agua, manteniendo un nivel aceptable durante la época estival. Esta circunstancia se ha aprovechado para realizar pruebas de reintroducción de hidrófitos.

En total se han plantado 4.600 plantas acuáticas, de un total de 22 especies diferentes, entre las que destacamos la reintroducción de hidrófitos, o refuerzo poblacional de especies de ribera como el ruibarbo de los pobres (*Thalictrum maritimum*), o la genista de tintoreros (*Genista tinctoria*).

La metodología de plantación ha tenido en cuenta las necesidades hídricas de la especie y por tanto la variación del régimen hídrico de la marjal, que afortunadamente se mantiene actualmente bastante estabilizado. Evidentemente, también se ha tenido en cuenta la ubicación más adecuada de cada una, según las especies y el tamaño de las poblaciones naturales existentes.

Además de las plantaciones, se han realizado trabajos de adecuación del terreno, como eliminación de especies oportunistas (*Arundo donax*, etc.), la excavación de un canal de recirculación de agua sobrante de riegos, para evitar en lo posible la desecación de los estanys en la época estival y la colocación de paneles informativos de la diversidad biológica de la zona. También se ha recuperado un "ullal" de la zona que permanecía oculto, al haber sido enterrado para ser utilizado su enclave como campo de cultivo, actividad muy común en la zona. Las actuaciones las ha llevado a cabo en colaboración con Acció Ecologista-AGRÓ.

Los hidrófitos se plantaron en los 'estanys' en diferentes épocas, teniendo en cuenta la evolución y profundidad de las lagunas. De esta forma se preveía el efecto de la posible desecación del sistema, a la hora de elegir la ubicación de los ejemplares, seleccionando no obstante zonas profundas. El sistema empleado para las plantaciones fue la utilización de contenedores biodegradables (cajas de madera de chopo y macetas de turba prensada), y su posterior liberación en las lagunas, para lo que fue necesario el empleo de una embarcación.



**Figura 6 y 7.** Estanys de Alménara. Desecación lagunas verano 2000 (f. izd.) y estabilización de poblaciones de macrófitos tras los trabajos de restauración, año 2005 (f. dcha.).

Se ha conseguido establecer poblaciones estables de macrófitos como *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum verticillatum* y *Myriophyllum spicatum* y se están realizando esfuerzos de restauración en el caso de otras especies como es el caso de *Nymphaea alba*.

Los helófitos y plantas de ribera, al haberse mantenido los niveles de humedad adecuados en las zonas de plantación, se han desarrollado satisfactoriamente pudiendo destacarse casos como los de *Iris pseudacorus* o *Dorycnium rectum* como especies estructurales o *Thalictrum maritimum* como endemismo interesante a recuperar; de todas ellas se han establecido poblaciones autosuficientes, que ya producen nuevas semillas y descendientes locales.

### Conservación y Recuperación de Especies. Nivel II

Para este nivel existen numerosos ejemplos de actuación, pudiendo destacarse como más relevantes los refuerzos poblacionales, o en algunos casos reintroducciones de *Pteris vittata*, *Thelypteris palustris*, *Scutellaria galericulata*, *Carex elata*, *Kosteletzkya pentacarpa* o *Thalictrum maritimum*, todas ellas especies amenazadas en mayor o menor medida en la Comunidad Valenciana (Laguna, E. 1998). En otros casos se han creado nuevos núcleos poblacionales en zonas cercanas a las poblaciones naturales, con el objetivo de aumentar la distribución de la especie y de esta forma garantizar su supervivencia. Sería por ejemplo el caso de *Marsilea strigosa* y *Apium repens* dos especies amenazadas y protegidas a nivel europeo por la Directiva de Hábitats.

Conviene destacar, por su especial concentración de especies singulares, el trabajo desarrollado en acciones del nivel II en lagunas temporales mediterráneas, centrado en diversas parcelas sobresalientes de la red de microrreservas de flora valenciana, como los Lavajos de Sinarcas o la Balsa de la Dehesa de Soneja. Se trata de ecosistemas de funcionalismo y conservación especialmente compleja (Grillas & al., 2004; Withman & al., 1998), en los que se han obtenido desde el Servicio de Conservación de la Biodiversidad los protocolos de propagación de algunas de sus especies más relevantes como *Marsilea strigosa*, *Mentha cervina*, *Baldellia ranunculoides* o *Damasonium polyspermum*. En el caso de *M. strigosa*, con la que ya se abordaron trabajos preliminares de plantación y puesta a punto de protocolos de plantación (Laguna & al., 1997; Estrelles & al., 2001), se abordan actualmente actuaciones complementarias en el marco del proyecto SEMCLIMED, financiado por la CE con cargo a la iniciativa Interreg.

### La Laguna de Algemesí. Nivel III

Denominada 'Área de reserva de la Marjal de Algemesí' (La Llacuna), se encuentra situada en el término municipal de Algemesí (Valencia), dentro de los límites del Parque Natural de L'Albufera. Tiene unas dimensiones de 11.806 m<sup>2</sup>, de los cuales 5.450 m<sup>2</sup> son de aguas libres. Esta laguna fue construida 'ex novo' en el año 1996 a partir de una parcela de arrozal, y su creación responde a un convenio de colaboración entre el ayuntamiento de Algemesí y la Consellería de Territorio y Vivienda con la intención de recuperar la fauna y flora autóctonas del Parque Natural de La Albufera, así como recrear las condiciones características del ecosistema acuático existente en la zona en épocas anteriores. Su construcción se enmarcó en la iniciativa de la creación de una serie de áreas de reserva para la introducción del samaruc (*Valencia hispanica*), pez ciprinodóntido endémico en peligro de extinción en la Comunidad Valenciana, para cuya conservación se recibió el apoyo del programa LIFE-Naturaleza de la UE.

En 1997 se iniciaron los trabajos de restauración vegetal, llegándose a plantar más de 30.000 plantas acuáticas de 40 especies botánicas diferentes. Se excavaron una serie de lagunas y canales, cuya alimentación hídrica procede directamente de la captación de aguas subterráneas que mediante un pozo artesiano de 39 m. de profundidad, abastece la totalidad de la reserva con un caudal continuo de 800 l./min. En el extremo opuesto de la laguna hay un aliviadero por el que sale el exceso del agua manteniéndose el nivel prácticamente constante. No existe ningún aporte de agua de las acequias y canales ya que la mota que delimita la reserva es suficientemente alta para evitarlo, impidiendo en consecuencia la entrada de aguas exteriores de peor calidad.

Utilizando material vegetal (propágulos y semillas) de la zona y en su caso, de áreas lo más cercanas posible, se procedió en primer lugar a la producción en vivero de las especies seleccionadas para iniciar los trabajos de restauración. Se trata de especies autóctonas que se encuentran

dentro del P.N. de L'Albufera o que desaparecieron de la zona en épocas pasadas, y que en la mayoría de casos corresponden a plantas 'estructurales', aunque existen casos señeros de plantas amenazadas a nivel local, comarcal o de toda la Comunidad Valenciana (p.ej., *Lonicera biflora*, *Nymphaea alba*, etc.).

Respecto a la evolución de las especies plantadas, y aunque no se ha podido hacer un inventariado sistemático, se observó que tras 9 años desde la construcción e inicio de los trabajos de revegetación, el desarrollo de la vegetación en su conjunto ha sido notable, alcanzándose una cobertura cercana al 100% y habiendo tenido que planificarse actuaciones para controlar el desarrollo expansivo de las especies ubiquestas o más oportunistas como *Phragmites australis* o *Thypha* spp.

Los helófitos y plantas de ribera se desarrollaron mas rápidamente que las poblaciones de macrófitos, alcanzando sus óptimos de cobertura hacia el 5º-6º año. Conviene destacar como especies más exitosas la evolución de *Iris pseudacorus*, *Sparganium erectum*, *Kosteletzkya pentacarpa*, *Scirpus tabernaemontani*, *Cladium mariscus* o *Hydrocotyle vulgaris*.

En cuanto a los macrófitos se ha tardado más en alcanzar una población estable. En un primer momento, se detectaron problemas como la presencia de un alto número de efectivos de cangrejo americano (*Procambarus clarkii*) y diversas especies de peces fitófagos, que destruyeron la vegetación acuática al poco de plantarla. Para paliar este problema se recurrió a la instalación de jaulas de plantación al menos en las primeras fases de desarrollo de la planta, así como la introducción de más cantidad de ejemplares. Finalmente se obtuvieron poblaciones estables de macrófitos como es el caso de *Nymphaea alba*, táxon raro en la Comunidad valenciana y con una sola población en el PN de L'Albufera.



**Figura 8 y 9.** Laguna de Algemés. Inicio obras y seis años después.

Aparentemente en la Llacuna de Algemés se ha conseguido alcanzar una estabilidad natural del ecosistema, donde la flora reintroducida se ha desarrollado con éxito, colonizando de forma natural toda la reserva. Se han cumplido las expectativas, recreando de forma natural un ecosistema acuático que representa una unidad de protección importante de este tipo de hábitats, con peligro de desaparecer en muchos lugares, al mismo tiempo que se ha creado un núcleo de alta biodiversidad. Como consecuencia de estos resultados se ha declarado esta zona con dos formas de protección legal adicional a la que ya poseía por su pertenencia al parque natural de L'Albufera: Microrreserva de Flora y Reserva de Fauna.

## DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Como se ha observado en los apartados precedentes, existe una directa relación entre la elevada importancia social y cultural de los humedales valencianos y el interés por su restauración, lo que ha motivado el desarrollo de una política activa de conservación, tanto más necesaria por cuanto la alternativa de unas actuaciones preventivas de evitación de impactos –que en una situación óptima haría innecesaria la restauración– es particularmente difícil de abordar. Ante esta situación, el apoyo de los proyectos LIFE-Naturaleza ha permitido abordar el establecimiento y consolidación de una línea estable de producción y plantación de flora acuática y de enclaves húmedos, inspirada en los principios de la restauración ecológica, y donde se compaginan las acciones de conservación de especies amenazadas (Laguna, 2004; Laguna & al, 2003 y 2004). En cualquier caso, debe destacarse que las actuaciones se han realizado utilizando habitualmente un número elevado de especies, respetando el origen autóctono y la máxima cercanía genética entre la zona de recolección de semillas o propágulos y la de plantación, e intentando implantar los táxones en su enclave topográfico-ecológico adecuado y en su etapa sucesional óptima, aspectos que serían difícilmente abordables si se intentaran desarrollar a gran escala –aspecto este último que, antes o después, deberá abordarse a nivel nacional, dado que la degradación de los ríos y humedales es un problema generalizado que a medio plazo puede provocar un serio colapso de muchas de las actividades económicas productivas–.

Los datos de producción y plantación aportados pueden parecer poco espectaculares, pero no así los efectos directos de las actividades, por cuanto han conllevado la fijación de poblaciones de numerosas especies amenazadas de fauna silvestre (*Valencia hispanica*, *Unio* sp. pl., *Theodoxus* sp. pl., etc.) y de la propia flora (p.ej. *Marsilea strigosa*, *Apium repens*, *Thalictrum maritimum*, *Carex elata*, *Iris spuria*, etc.). En particular, y como elemento novedoso, se ha abordado a una escala amplia de territorio y tipos de ecosistemas, una red de actuaciones puntuales de lo que podríamos denominar ‘artesanía de la restauración de ecosistemas’, un aspecto ampliamente reclamado desde los sectores científicos implicados en la conservación del medio natural (Rey & al., 2003). De los resultados aún provisionales de trabajos similares abordados en el caso terrestre, como los indicados en Laguna & al. (2003), podemos avanzar que este doble enfoque de actividad conjunta con especies estructurales y amenazadas es muy difícil de abordar, ya que la velocidad de crecimiento de las plantas y desarrollo de las series de vegetación es mucho más lento y las necesidades de atención continuada (riegos, desbroces selectivos, etc.) mucho mayor que en el caso que aquí se ha abordado.

Cara a las próximas décadas el reto fundamental se centra en conseguir generar un tejido productivo y empresarial (viveros de planta acuática, empresas de restauración, etc.) que dedique sus esfuerzos a los ecosistemas acuáticos y que, a diferencia de lo ocurrido hasta ahora, tenga en cuenta de modo muy escrupuloso la necesidad de respetar la regla de idoneidad genética del material a emplear; este aspecto es particularmente complejo, por cuanto la restauración forestal tradicional de este tipo de ecosistemas se ha basado en el empleo mayoritario de especies, híbridos o clones alóctonos (p.ej. *Populus canadensis*, *P. x euroamericana*, etc.). En paralelo, un tema emergente sustancial, que pone en peligro el éxito de las plantaciones de especies autóctonas, es la expansión creciente de plantas alóctonas invasoras, cuyo control es especialmente complejo (Waal & al., 1994), y que poseen en los ríos y humedales valencianos un elevado número de táxones altamente especializados (*Eichhornia crassipes*, *Ludwigia grandiflora*, *Egeria densa*, *Elodea canadensis*, *Oenothera* sp. pl., *Vitis rupestris*, *V. riparia*, *Ailanthus altissima*, *Robinia pseudoacacia*, *Melia azederach*, etc.) .

## AGRADECIMIENTOS

Los trabajos aquí descritos se han desarrollado mayoritariamente gracias a ayudas de diversos proyectos del programa LIFE-Naturaleza y FEOGA-Orientación. Los autores desean agradecer además la colaboración de todo el personal de la Consellería de Territorio y Vivienda adscrito a los programas de conservación de flora y microrreservas de flora.

## BIBLIOGRAFÍA

- Agate, E. & Brooks, A.. 2001. "Waterways and Wetlands. A practical handbook." 3ª ed. BTCV Enterprises. <http://handbooks.btcv.org.uk/handbooks/index/book/87>
- Altaba C. 1992. La distribució geogràfica dels bivalves d'aigua dolça recents dels Països Catalans. "Butll.Inst. Cat. Hist. Nat." 60 (sec. Zool. 9): 77-104.
- Amer E. (coord.). 2006. "La custòdia del territori a la marjal d'Almenara". CD-ROM. Art al Quadrat. Valencia.
- Anderson, P. 1995. Ecological restoration and creation: a review. "Biological Journal of the Linnean Society" 56 (Supplement): 187-211.
- Ballester, J.A., Díes, B., Hernández Muñoz, J.A., Laguna, E., Oltra, C., Palop, S. & Urios, G. 2003. "Parques Naturales de la Comunidad Valenciana / Natural Parks of the Valencian Community." Conselleria de Medio Ambiente. Generalitat Valenciana. Valencia
- Bartolomé, C., Álvarez, J., Vaquero, J., Costa, M., Casermeiro, M.A., Giraldo, J. & Zamora, J. 2005. "Los tipos de hábitat de interés comunitario de España. Guía Básica." Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Barrat-Segretian, M. H. 1996. Strategies of reproduction, dispersion, and competition in river plants: A review. "Vegetatio" 123: 13-37.
- Baskin, C. Carol, Baskin, M. Jerry, 1998. Seeds. Ecology, Biogeography and Evolution of Dormancy and Germination. Academic Press.
- Buckley, P. (ed.). 1989. "Biological Habitat Reconstruction". Belhaven Press. Londres.
- Caffrey, J., Barret, P.R.F. & Ferreira, M.T. 1999. "Biology, ecology and management of aquatic plants". Kluwer Academic Publishers. Boston.
- Cairns, Jr., J. (ed.). 1995. "Rehabilitating Damaged Ecosystems". Lewis Publishers. Nueva York..
- Clewel, A., Rieger, J. & Munro, J. 2000. "Guidelines for developing and managing ecological restoration projects". Society for Ecological Restoration. <http://www.ser.org>
- Costa, M. 1999. "La vegetación y el paisaje en las tierras valencianas". Rueda. Madrid.
- Crawford, R. M. M. 1987. "Plant Life in aquatic and amphibious plants". Blackwell. Oxford.
- Crofts, A. (ed.) 2002. "Wetland restoration manual". Royal Society of Wildlife Trusts. Londres.
- Cronk, J.K., Fennessy, M.S. 2001. Wetland Plants. "Biology and Ecology." CRC Press, Inc. USA.
- Del Hoyo, J. (coord.). 1993. "Espais Naturals dels Països Catalans". Enciclopèdia Catalana. Barcelona.
- Dugan, P. 1993. "Wetlands in danger: A World Conservation Atlas". Oxford University Press. Nueva York.
- Estrelles, E., Ibars, A. & Herrero-Borgoñon, J.J. 2001. Situación de *Marsilea strigosa* en la Comunidad Valenciana: Medidas para su conservación. "Botanica Complutensis" 25: 241-249.
- Gilbert, O.L. & Anderson, P. 1998. "Habitat creation and repair". Oxford University Press. Oxford y Nueva York.
- Gómez López, J.A. 1988. Ecosistemas singulares: Humedales. Pp. 249-264 in SANCHIS MOLL, E. (coord.): "Guía de la Naturaleza en la Comunidad Valenciana". Diputación Provincial de Valencia y Generalitat Valenciana. Valencia.
- Gómez López, J.A. & Pérez Sopena, J.L. 2002. "Zonas húmedas litorales: Un privilegio valenciano". Lunweg. Barcelona.

- Gonzalez Del Tagano, M. & García De Jalón, D. 1998. "Restauración de ríos y riberas". Fundación Conde del Valle de Salazar, ediciones Mundi-Prensa.
- Grillas, P., Gauthier, P., Yavercovski, N. & Perennou, C.(eds.). 2004. "Mediterranean Temporary Ponds". 2 vols. Station Biologique La Tour du Valat. Arles.
- Hartman & Kester, 1990. Propagación de Plantas. Principios y Prácticas. Compañía Editorial Continental.
- Haslam, S. 2003. "Understanding Wetlands". Taylor & Francis. Londres.
- Hoyer, M.V. & Canfield Jr., D.E. (eds.). 1997. "Aquatic plant management in lakes and reservoirs". U.S. Environm. Agency. Washington D.C. <http://plants.ifas.ufl.edu/hoyerapm.html>
- Jordan, W.R., Gilpin, M.E. & Aber, J.D. (eds.). 1990. "Restoration Ecology. A Synthetic Approach to Ecological Research". Cambridge University Press. Cambridge.
- Keddy, P.A. 2000. "Wetland Ecology". Cambridge University Press. Cambridge
- Kuler, J.A. & Kentula, M.E. 1990. "Wetland creation and restoration: the status of the science". Island Press. Washington, D.C.
- Laguna, E. 1995. Microrreservas de flora: un nuevo modelo de conservación en la Comunidad Valenciana. "Quercus" 118: 22-26
- Laguna, E. (coord.). 1998. "Flora rara, endémica o amenazada de la Comunidad Valenciana". Conselleria de Medi Ambient, Generalitat Valenciana. Valencia.
- Laguna, E. 2001. "The micro-reserves as a tool for conservation of threatened plants in Europe." Nature & Environment series nº 121. Consejo de Europa. Estrasburgo.
- Laguna, E. 2004. The plant micro-reserve initiative in the Valencian Community (Spain) and its use to conserve populations of crop wild relatives. "Crop Wild Relative" 2: 10-13
- Laguna, E., Ballester, G., Ibars, A. & Estrelles, E. 1997. Conservación de las especies del género *Marsilea* en la Comunidad Valenciana. "Conservación Vegetal" 2: 8-9.
- Laguna, E., Deltoro, V., Fos, S., Pérez Rovira, P., Ballester, G., Olivares, A., Serra, L. & Pérez Botella, J. 2003. "Hábitats prioritarios de la Comunidad Valenciana. Valores faunísticos y botánicos". Conselleria de Territorio y Vivienda. Generalitat Valenciana.
- Laguna, E., G. Ballester, A. Olivares, L. Serra, P. Pérez Rovira, V. Deltoro, J. Pérez Botella & S. Fos. 2003. Conservation of priority habitats in the Valencian Community, Spain (Project LIFE99 NAT/E/006417). "Ecologia Mediterranea" 29(1): 109.
- Laguna, E., Ballester, G., Olivares, A., Pérez Rovira, P., Deltoro, V., Pérez Botella, J., Fos, S. & Fabregat, C. 2004. EU-funded project restores threatened plant habitats in Valencia, Spain. "PlantTalk" 35: 14.
- Maitland, P.S. & Morgan. 1997, N.C. "Conservation management of Freshwater Habitats". Lakes, rivers and wetlands. Chapman & Hall. Londres.
- Mateo, G. & Crespo, M.B. 2003. "Manual para la determinación de la flora valenciana". Ed. Moliner 40. Burjassot, Valencia.
- Middleton, B. 1999. "Wetland restoration, flood pulsing, and disturbance dynamics". John Wiley & Sons. Chichester y Nueva York.
- Mitch, W.J. & Gosselink, J.G. (eds.). 2000. "Wetlands". 3ª ed. John Wiley & Sons. Chichester y Nueva York.
- Mittermier, R.A. & Goettsch Mittermeier, C. 1997. "Megadiversidad". CEMEX. México DF.
- Papayannis, T. & Salathe, T. (eds.). 1999. "Mediterranean wetlands at the dawn of the 21st Century". Station Biologique Tour du Valat. Carma.
- Perrow, M.R. & Davy, A.J. (eds.). 2002. "Handbook of Ecological Restoration". 2 vols. Cambridge University Press. Cambridge.
- Pullin, A.S. 2002. Chapter 14: Ecological restoration. Pp 284-304 in Pullin, A.S. (ed.): "Conservation Biology". Cambridge University Press.

- Rey, J.M., Espigares, T. & Nicolau, J.M. (eds.). 2003. "Restauración de ecosistemas mediterráneos" Universidad de Alcalá. Alcalá de Henares.
- Rosselló, V.M. 1995. "Geografía del País Valencià". Edicions Alfons el Magnànim, IVEI. València.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. & Ehrlich, P.R. 1994. "Repairing a damaged world. An outline for ecological restoration". Surrey Beatty and Sons. Chipping Norton.
- Sculthorpe, C.D. 1985. "The biology of aquatic vascular plants". 1ª reimpr. Koeltz Scientific Books. Königstein.
- Smart, R.M., Dick, G.O. & Doyle, R.D. 1998. Techniques for establishing native aquatic plants. "J. Aquat. Plant Manage." 36: 44-49. <http://www.apms.org/japm/vol36/v36p44.pdf>
- Streever, W. (ed.). 1999. "An international perspective on Wetland rehabilitation". Kluwer. Dordrecht.
- USFWS. 2000. "Habitat Conservation Planning Handbook". United States Fish and Wildlife Service. Washington. <http://www.fws.gov/endangered/hcp/hcpbook.html>
- USFWS. 2005. "Habitat Conservation Plans. Working Together for Endangered Species". United States Fish and Wildlife Service. Washington. <http://www.fws.gov/endangered/hcp/index.html>
- Van Der Valk, A.G. 2006. "The biology of freshwater wetlands". Oxford University Press. Oxford.
- Waal, L. de, Child, L., Wade, M. & Brock, J. (ed.). 1994. "Ecology and Management of Invasive River-side Plants". Landscape and Ecology Series. Willey and sons. Chichester.
- Waal, L.C. de, Large, A.R.G. & Wade, P.M. 1998. "Rehabilitation of rivers: principles and implementation". John Wiley & Sons. Nueva York.
- Wheeler, B.D., Shaw, S.C., Fojt, W. J. & Robertson, R.A. (eds.). 1994. "Restoration of temperate wetlands". John Wiley & Sons, Chichester.
- Withman, C., Bauder, E.T., Belk, D., Ferren, Jr., W.R. & Ornduff, R. (eds.). 1998. "Ecology, Conservation and - Management of Vernal Pool Ecosystems". Proceedings of a 1996 Conference. California Native Plant Society. San Diego.
- Wyse-Jackson, P. & Akeroyd, J. 1994. "Guidelines to be Followed in the Design of Plant Conservation or Recovery Plans". Nature and Environment Series No 68. Consejo de Europa. Estrasburgo.





## **AVALUACIÓ DE MODELS DE RESTAURACIÓ I CREACIÓ D'AIGUAMOLLS A CATALUNYA**

**Jordi Pagès i Puig**

Àrea de Planificació per a l'Ús Sostenible de l'Aigua. Agència Catalana de l'Aigua. Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya. Carrer de Provença, 204-208. 08036 Barcelona. Catalunya (jrpages@gencat.net).

### **INTRODUCCIÓ**

Les zones humides són uns dels ecosistemes més diversos i rics biològicament però, alhora, particularment fràgils i vulnerables...

Els Aiguamolls de Catalunya han sofert un passat exterminador del qual encara se'n arrossequen les seqüeles. Sortosament, en els darrers anys s'ha iniciat una discreta tendència cap una política de conservació i restauració, fomentada tant per l'administració com per entitats privades vinculades a la custòdia del territori. D'altra inèrcia que sembla anar creixent és la creació de nous d'aiguamolls a través de la reutilització d'aigües depurada o restauració d'activitats extractives d'àrids ubicades sistema fluvial.

Des de l'Àrea de Planificació per a l'Ús Sostenible de l'Aigua es vol realitzar un repàs de les principals actuacions que s'han realitzat a Catalunya, tant pel que fa a la sostenibilitat quan es tracti de nova creació de zones humides i afecti un recurs natural, com de disseny d'hàbitat que compleixi les diverses funcions com ara el tractament terciari d'aigües prèviament depurades sense perjudici cap a la biodiversitat que s'hi pugui establir. També s'avaluarà la recuperació d'aquelles preexistents amb l'objectiu d'assolir-ne el seu bon estat ecològic que fixa la Directiva Marc de l'Aigua 2000/60 CE.

### **ELS AIGUAMOLLS NATURALS**

Els Aiguamolls d'origen natural a Catalunya disposen de diferents instruments de protecció amb figures com són els Parcs Naturals, el PEIN (Pla d'Espais d'Interès Natural), la Reserva Integral Natural, la Zepa (zona protecció d'aus), el Conveni Internacional Ramsar etc. En la majoria dels casos es tracten d'aiguamolls situats en propietats privades.

Les seqüeles en forma de drenatge, no permeten en molts casos assolir el grau adequat de permanència d'aigua, fet que en alguns casos el seu domini potencial va perdent la condició hidròfila per comunitats forestals o comunitats halòfitas (en casos quina representació sigui pròxima al litoral). La salinització pot ser derivada de sobreplotació de l'aqüífer o bé de drenatge amb cota zero terra endins).



**Figura 1.** Foto vista aèria de la Reserva Integral de l'Estany de Vilaüi, actualment en regressió de la comunitat hidròfila. Aiguamolls de l'Empordà.

La Direcció General de Boscos i Biodiversitat ha elaborat un Inventari de les zones humides de Catalunya amb la pretensió de facilitar l'aplicació i el compliment del que disposa l'article 11.1 de la Llei 12/1985, d'espais naturals, en relació a la protecció de les zones humides; constituint la base per a la redacció dels futurs Plans sectorials de zones humides corresponents a les conques internes de Catalunya, a la conca de l'Ebre i a la del Xúquer.

A tal efecte, l'Inventari ha identificat i delimitat 202 zones humides, sense comptar els estanys, torberes, mulleres i altres espais afins de l'alta muntanya. aquestes zones humides han estat objecte d'una caracterització ecològica, d'una avaluació de l'interès i problemàtica de conservació i també s'han definit criteris i recomanacions per a la gestió de cada una d'elles; tot plegat expressat en unes fitxes. Però alguns d'aquest espai, no disposen de la normativa específica abans descrita, i han estat objecte de degradació intencionada amb roturacions o drenatges per part dels propietaris. Però diverses sentències avalen la protecció d'aquests espais que només figuren a títol informatiu.

Però al marge d'aquestes sentències que obliguen als propietaris a respectar-ne l'estat actual de la zona humida, algunes d'elles necessiten d'una actuació de gestió directa per assolir-ne un millor estat de biodiversitat (recordem que moltes d'elles tenen un drenatge artificial). L'administració no pot d'ofici actuar en aquests espais sense el consentiment del propietari, per exemple tapant un drenatge d'aigua i reinundant físicament l'espai.

És per aquest motiu, que el Departament de Medi Ambient i Habitatge, està actualment redactant un "Pla de Conservació, Gestió i Recuperació de Zones Humides a Catalunya". Aquest document, pretén ésser una revisió actualitzada de les zones humides, de forma que es determinin els criteris tècnics i jurídics a emprar per assolir-ne el bon estat i alhora garantir-ne la conservació de la biodiversitat.

Tot i així, l'administració hidràulica sempre ha de vetllar en la planificació per a establir les mesures per a garantir-ne el recurs hidràulic en quantitat i qualitat i en la mesura possible establir convenis amb els propietaris. A títol d'exemple, es reflecteix que als aiguamolls de l'Empordà en la revisió d'una concessió de regadiu s'ha establert el cabal de manteniment de més d'un hectòmetre en concepte de cabal de manteniment d'un aiguamolls catalogat de reserva integral natural.

L'objectiu d'aquest cabal de manteniment, no és d'altra que retornar la biodiversitat perduda, i fomentar la recàrrega local de l'aqüífer en el sentit de millorar la quantitat i qualitat d'aquest. D'altra actuacions que ara s'està estudiant Catalunya és el foment de la recarrega de les cubetes d'estanys dessecades habilitant uns recs que derivin els cabals superficials fluvial en situacions d'avingudes cap l'interior de la cubeta dels estanys (cal recordar que molts dels endegaments fluvials limiten l'alimentació d'estanys).

Finalment d'altra tret significatiu és la instal·lació de comportes basculants als recs de drenatge amb l'objectiu de regular els períodes d'estanyament, i evitar-ne la intrusió salina en aquells que la pateixen per conseqüències antròpiques.

### **AIGUAMOLLS DE NOVA CREACIÓ**

Dins dels estanys de nova creació, cal classificar-los en funció les formes d'alimentació del vector aigua i avaluar la seva sostenibilitat.

#### **Restauració d'extraccions d'àrids en el àmbit fluvial**

Els aiguamolls o estanys resultants de restauració d'extraccions d'àrids en àmbits fluvials, sota cap precepte han de ser superfícies quina alimentació sigui a raó d'aflorament de nivells freàtics al·luvials. Cal canviar radicalment aquestes inèrcies, acceptant només la restauració d'aquells aiguamolls quina alimentació sigui a través de les avingudes ordinàries de caràcter important, és a dir, que actuïn com zona humida i alhora bassa de laminació i recàrrega de l'aqüífer. De forma probable, aquests aiguamolls tindran un marcat estiatge, conseqüentment aquest tindran major biodiversitat.

A la imatge inferior es pot constatar una planta d'àrids voltada de grans extraccions en forma de forat que afluïren el nivell freàtic d'àrids amb profunditats que poden arribar fins a 20 metres al centre. Al mig, el riu Fluvià serpentejant per la plana al·luvial.



**Figura 2.** Planta d'àrids al costat del riu Fluvià.

Aquest tipus d'aiguamolls amb profunditats elevades no sostenen ni de bon tros la biodiversitat d'un aiguamoll natural de caràcter més somer, al marge que vulnera la naturalesa de l'aqüífer. Per tal canviar les inèrcies d'aquesta pràctica, l'Agència ha iniciat la redacció d'estudis tècnics en determinades àrees d'especial sensibilitat, establint criteris convertits en Edictes que delimiten les expectatives d'extracció d'àrids.

A títol d'exemple els criteris tècnics que delimiten les expectatives d'extracció d'àrids comprenen el rang de protecció, que van des de l'absoluta restricció dins dels àmbits fluvials actuals, dels antics meandres i de zones Pein, fins a un perímetre de protecció de 2,50 metres per sobre el màxim nivell piezomètric que resta exclòs d'extracció en la resta d'àmbits que compren l'aqüífer.

### **Creació de nous aiguamolls alimentats amb freàtics**

La creació d'un nou aiguamoll on la seva alimentació sigui a través de l'aflorament del nivell freàtic, difícilment es pot justificar la seva execució a canvi d'alterar la naturalesa de l'aqüífer. És per aquest motiu, que prèviament s'ha d'estudiar la possibilitat que aquest s'alimenti a través d'aigües regenerades, d'avingudes fluvials o aigües pluvials.

### **Creació d'aiguamolls a través d'aigua regenerada**

L'aigua regenerada, consistent en aigua tractada procedent d'estacions depuradores d'aigües residuals urbanes, utilitzada en un aiguamoll pot constituir un aiguamoll ric en biodiversitat. Ara bé, cal que la seva construcció sigui acurada tant pel que fa a les profunditats, com en la dosificació de les aigües regenerades en èpoques càlides. Els aiguamolls, a més, poden ser eficients sistemes d'afinament de qualitat d'aigua. Dins el programa de sanejament d'aigües residuals, es preveu de realitzar aiguamolls com a sistema de tractament terciari.



**Figura 3.** Detalls de la biodiversitat d'aus en un aiguamoll construït amb aigua regenerada. Estany del Cortalet- Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà.

### **Creació de nous aiguamolls alimentats per aigües pluvials**

Aquesta opció pot ser una alternativa de subministrament, quant no hi hagin cap de les dues alternatives anteriors. Generalment, aquesta forma d'alimentació no es té en consideració, malgrat que a Catalunya, existeixen aiguamolls naturals en zones força impermeables que s'alimenten només d'una discreta conca drenant.

### **Creació de nous aiguamolls alimentats per aigües subterrànies a través de pous**

Avaluant la perspectiva del recurs, seria la mateixa consideració que aquella determinada per l'alimentació dels nivells freàtics. Ara bé, poden existir algunes excepcions per exemple amb pous artesiàns a conseqüència resultant d'antigues prospeccions. Aquest és el cas del projecte Life que actualment gestiona el Consorci de l'Estany (Banyoles).

Com a conclusió de sostenibilitat s'ha de prendre que el fet que s'han de crear els aiguamolls reaprofitant unes aigües quin bombament no sigui expressament necessitat de la seva alimentació, i a més, aquest sigui garantit.





## CREACIÓ DE LLACUNES TEMPORÀNIES I RESTAURACIÓ DE BOSCOS DE ZONES HUMIDES A L'ESTANY DE BANYOLES

**Miquel Campos Llach (Director Tècnic del Projecte LIFE), Xavier Vila i Portella (Director Adjunt del Consorci de l'Estany) i Salvador Ros i Reig (Director del Consorci de l'Estany)**

Consorci de l'Estany. Edifici Museu Darder. Pl. dels estudis, 2. 17820 – Banyoles. Tel./ Fax. 972 57 64 95 (E-mail: consorci@consorcidelestany.org; <http://www.estanyespainatural.net>).

### INTRODUCCIÓ

La zona lacustre de l'estany de Banyoles està formada per l'estany, el més gran de Catalunya (amb una superfície de 112 ha d'aigua lliure), i una sèrie d'estanyols i llacunes temporànies que, en conjunt, constitueixen el sistema càrstic més important del país. Es troba situat al nord-est de Catalunya, al bell mig de la comarca del Pla de l'Estany.



**Figura 1.** Vista de l'estany de Banyoles.

Els valors naturals de l'estany i el seu entorn han estat reconeguts amb diverses figures de protecció: Espai del Pla d'Espais d'Interès Natural de la Generalitat de Catalunya (1992), forma part de la Xarxa Natura 2000 de la Comunitat Europea (2003) i Zona Humida d'Importància Internacional en el marc del conveni RAMSAR (2003).

En aquest espai natural, s'hi troben 11 hàbitats d'interès comunitari (p.e. canyissars turbosos dominats per mansoga o els boscos de ribera de vern, freixes i àlbers), 15 espècies protegides esmentades a la Directiva Hàbitats de la CE (p.e. la tortuga d'estany o la tortuga de rierol, el barb de muntanya o l'odonat *Oxygastra curtisii*) i 28 esmentades a la Directiva Aus (p.e. martinet menut), a més d'altres espècies protegides per la legislació nacional (p.e. la falguera *Thelypteris palustris* o diferents espècies de nàiades).

Les aigües que conformen aquesta zona són majoritàriament d'origen subterrani s'infiltraen a través de terreny calcari a l'Alta Garrotxa i ascendeixen dissolent les capes de guixos i calcàries per donar lloc a l'estany i els diferents estanyols, així com algunes llacunes temporànies.

### EL PROJECTE LIFE NATURA DE L'ESTANY

A l'estany de Banyoles i el seu entorn s'està duent a terme el projecte "Restauració dels ambients aquàtics de Porqueres i de Banyoles" que s'emmarca en el programa LIFE Natura de la Comunitat Europea. Projecte que té una durada de 42 mesos i disposa d'un pressupost de 864.544 €, finançat per diferents entitats i administracions: la Comissió Europea sufragada el 50%, el Consorci de l'Estany 19,6%, la Fundació Territori i Paisatge el 17,3%, l'Ajuntament de Porqueres el 6,0%, l'Ajuntament de Banyoles el 5,5%, Generalitat de Catalunya 1,4%, i la Universitat de Girona 0,2%.



Figura 2. Pòster editat en el marc del projecte LIFE.

L'objectiu principal del projecte és la recuperació i ampliació de les zones humides, especialment aquells espais de l'entorn immediat de l'Estany que poden acollir hàbitats lacustres i al·luvials d'interès europeu, i alhora permetre la compatibilització de la protecció de l'entorn amb l'ús públic. Així doncs, la seva execució es basa en 26 accions d'actuació que s'agrupen en les línies estratègiques següents:







**Figura 4.** Noves llacunes al Pla de Can Morgat.



**Figura 5.** Operari tallant *Prunus cerasifera* var. *pisardii*.



**Figura 6.** Millora d'un camí de l'entorn de l'estany .

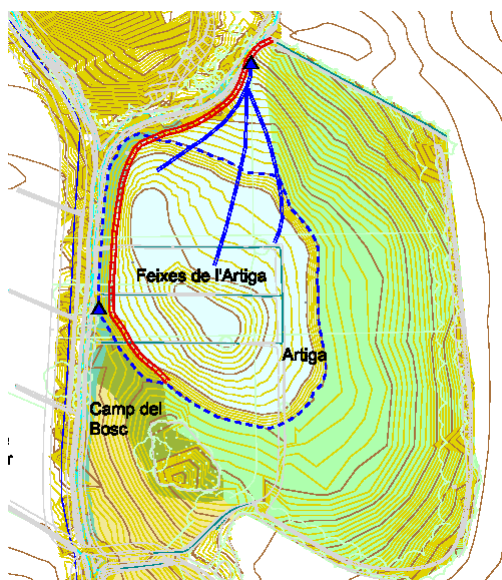
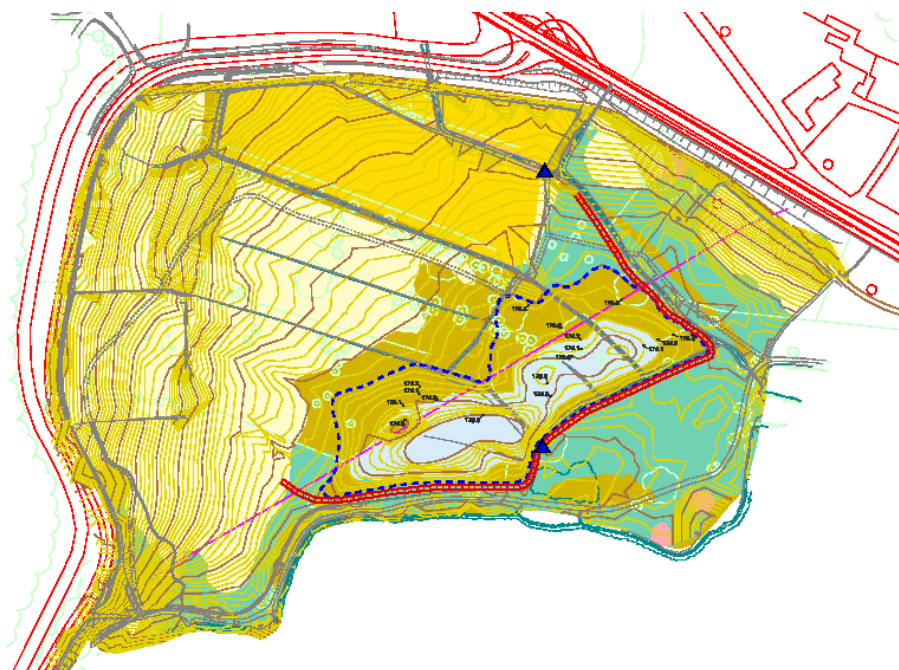


**Figura 7.** Espai WEB del Consorci de l'Estany i el projecte LIFE.

## NOVES LLACUNES TEMPORÀNIES

Una de les principals actuacions del projecte LIFE és la creació de zones d'aiguamolls amb marges forestals de bosc de ribera que s'ubiquen a la banda nord i nord-oest de l'Estany, als sectors dels Amaradors i del pla de Can Morgat. Es pretén recuperar terrenys assecats antigament, pel desenvolupament d'activitats agrícoles, i ambients d'aigües somes i perfil d'inundació suau, gairebé inexistents a l'entorn de l'estany i als estanyols degut al seu origen càrstic per enfonsaments del terreny. La superfície afectada en el conjunt de l'actuació és de 9,6 ha, repartides en 1,7 ha a la llacuna dels Amaradors, 4 ha a la de l'Artiga, 1,8 ha a la de l'Aulina i 2,1 ha a la d'en Margarit. Les quatre llacunes s'alimenten d'aigües sorgents del sistema hidrogeològic de l'Estany que garanteix una disponibilitat d'aigua tot l'any, però també poden rebre aigües d'escorrentia superficial.

Previ a l'execució de les obres, els Ajuntaments de Banyoles i el de Porqueres conjuntament amb la Fundació Territori i Paisatge de Caixa Catalunya van adquirir 22 ha de finques caracteritzades per ser terrenys d'alt potencial per la restauració d'ambients lacustres, tenir una topografia plana i en forma de cubeta suau, disposar d'aigües d'escorrentia o sorgents molt properes, un cost adequat i trobar-se pròximes a l'Estany. La major part dels terrenys eren conreus de cereals o bé antics conreus abandonats. Durant el mes de juliol de 2005 es van ultimar les darreres compres.



**Figura 8.** Mapes de la proposta de recuperació de la llacuna dels Amaradors (a dalt) i de la llacuna de l'Artiga (a baix).

Les obres de restauració han consistit en una desbrossada de la vegetació de les àrees d'excavació i eliminació d'espècies exòtiques de l'entorn immediat (p.e. *Arundo donax*, *Prunus cerasifera*, *Pyracantha* sp., ...), excavació del terreny i configuració d'unes motes perimetrals que permetin una inundació màxima d'entre 1,5 i 2 metres. Les terres excavades s'ha utilitzat per la formació de les motes i per acondicionar punts de l'entorn de l'Estany com és el sector del Mas Arveig (al nord-est) on s'ha dut a terme un projecte de restauració de prats humits mediterranis. Per la regulació de l'entrada i sortida de l'aigua de les llacunes s'han construït bagants amb parets de formigó (veieu imatge) i plaques, també de formigó armat, que funcionen com a comporta, sistema que permet la regulació de la inundabilitat. Les obres de restauració s'han dut a terme des del desembre de 2005 fins al setembre de 2006.



**Figura 9.** Màquina en el moment de l'excavació.



**Figura 10.** Vista d'un bagant de sortida amb les plaques que actuen com a comporta.

S'ha potenciat el bosc autòcton de ribera amb la plantació de salzes, freixes i prats humits mediterranis. S'han recuperat i potenciat hàbitats d'interès comunitari i les zones de cria, refugi i alimentació de nombroses espècies d'amfibis i rèptils; així com les últimes poblacions de peixos autòctons de l'Estany. També està previst la construcció de miradors, passeres i la millora de la xarxa d'itineraris i la creació de nous camins a peu per a la visita ordenada de l'espai.



**Figura 11.** Vista del camp de la llacuna dels Amaradors (estiu 2005).



**Figura 12.** Llacuna dels Amaradors (estiu 2006).



**Figura 13.** Camp de l'Artiga abans de la creació de la llacuna (maig de 2006).



**Figura 14.** Vista de la llacuna de l'Artiga (agost de 2006).



**Figura 15.** Llacuna de l'Artiga (desembre 2006).



**Figura 16.** Llacunes del pla de Can Morgat (desembre 2006).

## CONCLUSIONS

- El projecte LIFE Natura de Restauració dels ambients aquàtics de Porqueres i de Banyoles ha actuat com un catalitzador per impulsar iniciatives de conservació i restauració del patrimoni natural a l'Espai d'interès Natural de l'Estany de Banyoles. Ha estat la inversió més gran dedicada a la conservació de la natura a l'Estany.
- S'ha aconseguit la compra de 21,5 ha de terrenys que es destinen de forma exclusiva a la conservació de la natura. Terrenys adquirits per diverses administracions i entitats que s'han associat al voltant d'una mateixa iniciativa: Ajuntament de Banyoles, Ajuntament de Porqueres i Fundació Territori i Paisatge.
- S'han creat 4 llacunes en règim de inundabilitat variable que ocupen una superfície de 9,6 ha de terreny inundat. Espai destinat a la recuperació d'ambients i espècies aquàtiques incloses a la Directiva hàbitats 92/43/CE i al Directiva Aus 79/409/CE.
- Aquestes llacunes són de poca fondària, entre 1,5 i 2 m en condicions màximes i que com a promig presenten una profunditat d'entre 30 i 50 cm. S'alimenten d'aigües subterrànies de pous artesianos artificials (Artiga, Aulina i Margarit) o d'aigües sorgents que provenen d'estanyols (Amaradors).
- En mig any de funcionament ja s'han detectat espècies animals molt interessants a la zona com són els camallargues, el xarxet, la fotja, corriol petit (cria per primer cop), cabusset (cria), la llúdriga (per primer cop des de feia més de 60 anys), cabirols, etc. No s'han de deixar de banda l'elevada diversitat d'odonats i amfibis que s'han reproduït en aquestes noves llacunes.







## PROJECTES DE RESTAURACIÓ ALS AIGUAMOLLS DEL BAIX TER

**Xavier Quintana (1), Rocío López-Flores (1), Josep Gestí (2), Anna Badosa (1), Dani Boix (1), Carles Barriocanal (3), Josep Pujol (4) i Sergi Brull (5).**

(1) Institut d'Ecologia Aquàtica. Universitat de Girona.

(2) Grup de Recerca de Flora i Vegetació. Universitat de Girona.

(3) Arenales de Mar, S. A.

(4) Ajuntament de Torroella de Montgrí.

(5) Ajuntament de Pals.

### INTRODUCCIÓ

Els aiguamolls del Baix Ter són un conjunt de llacunes, zones humides i ecosistemes costaners que ocupen la plana deltaica dels rius Ter i Daró, limitats al nord pel massís del Montgrí i al sud pel massís de Begur. Els diferents espais aquàtics que formen els aiguamolls del Baix Ter són, de nord a sud i dins del terme municipal de Torroella de Montgrí, la llacuna costanera de Ter Vell, la maresma de la Pletera, amb la llacuna de Fra Ramon com a massa d'aigua més important, i el conjunt format pels canyissars de la gola del Ter i els aiguamolls de Mas Pinell. Més al sud, dins el terme municipal de Pals, es troben les basses d'en Coll i el seu entorn.

Els aiguamolls del Baix Ter es troben molt fragmentats i l'activitat humana que s'ha desenvolupat a la zona durant les darreres dècades ha causat una progressiva reducció de la seva superfície i la degradació del seu estat ecològic. El creixement urbanístic del litoral, com a conseqüència del desenvolupament del turisme, és una de les principals causes d'aquesta degradació, fet que és comú a tot el litoral català. L'explotació agrícola també afecta l'estat ecològic d'aquests ecosistemes. S'estima que la reducció de la superfície d'aiguamolls a la zona del Baix Ter des dels anys 80 a l'actualitat és propera a un 50%. Malgrat aquesta pressió humana, el Baix Ter és un dels pocs espais que encara conserva zones de front marítim no urbanitzat, amb el conjunt de dunes, llacunes, maresmes i aiguamolls característics d'aquests sistemes (Quintana & Marí, 2004).

L'interès ecològic del conjunt d'ecosistemes costaners que encara es conserven i el risc de degradació que pateixen com a conseqüència de l'elevada freqüentació i pressió humana, han portat a iniciar una sèrie d'accions per a la conservació, la restauració i la posta en valor d'aquests espais. En aquest escrit s'analitzen les principals característiques i el funcionament dels espais aquàtics que configuren els aiguamolls del Baix Ter, es descriuen els principals problemes de conservació que s'hi donen i les accions de restauració que s'han dut a terme per a la recuperació dels seus valors ecològics. Aquestes actuacions sempre han tingut com a objectiu principal la restauració dels hàbitats i la recuperació de la funcionalitat ecològica d'aquests ecosistemes.

### LES ACTUACIONS DE RESTAURACIÓ

Els primers esforços de restauració dels ecosistemes aquàtics del Baix Ter es remunten a l'any 1992 (Plaja et al., 1993) quan, a iniciativa de l'Ajuntament de Torroella de Montgrí i amb fons del Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya, es varen iniciar una sèrie d'accions de condicionament a la llacuna de Ter Vell, amb l'objectiu de frenar el rebliment i la progressiva pèrdua de la superfície d'aigua lliure. Es va delimitar el perímetre del sistema aquàtic de Ter Vell, es varen excavar noves llacunes, es varen instal·lar comportes per regular el nivell d'aigua a la llacuna i es varen construir els dos miradors, el pont i el passeig de vianants de la platja.

Més tard, entre els anys 1999 i 2003 l'Ajuntament de Torroella de Montgrí va portar a terme a la zona un primer projecte LIFE-Natura amb el títol "Restauració i ordenació de les llacunes i dels sistemes costaners del Baix Ter" (LIFE 99 NAT/E/006386), cofinançat per la Unió Europea, amb col·laboració de la Fundació Territori i Paisatge de la Caixa de Catalunya, la Direcció General de Costes del Ministeri de Medi Ambient, el Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya i la Diputació de Girona. En la gestió del projecte hi varen participar la Universitat de Girona, l'Escola Taller de les Gavarres i el Servei de Control de Mosquits de la Badia de Roses i del Baix Ter. L'àmbit d'actuació d'aquest projecte Life era la llacuna costanera del Ter Vell i la maresma salobre de la Pletera. Els objectius d'aquest projecte eren la millora de la qualitat de l'aigua a la llacuna de Ter Vell, mitjançant la reducció de les càrregues de nutrients que entren a la llacuna i l'eliminació de la matèria orgànica acumulada en determinats sectors de la llacuna; a la Pletera les actuacions anaven dirigides cap a la protecció de la població de Fartet (*Aphanius iberus*) un peix endèmic de la península Ibèrica, en perill d'extinció. El projecte també va incloure actuacions de millora de l'estat de conservació de la vegetació de dunes i maresma, la creació i delimitació de itineraris de visita i l'edició de material gràfic (llibres, fulletons, cartells) per a la difusió dels valors ecològics de la zona (Quintana et al., 2004).

Aquestes actuacions de restauració han tingut continuïtat en el segon projecte LIFE-Natura, "Recuperació de l'hàbitat d'amfibis i d'Emys orbicularis al Baix Ter" (LIFE 04 NAT/ES/000059), a desenvolupar entre els anys 2005 i 2008. Aquest segon projecte és iniciativa conjunta dels ajuntaments de Torroella de Montgrí i de Palafrugell. Hi col·laboren totes les institucions abans esmentades, més el Consorci de la Costa Brava. En la gestió del projecte hi participen també el Centre de Reproducció de Tortugues de l'Albera, la Fundació Emys i l'empresa Arenales de Mar, de les basses d'en Coll. L'àmbit d'actuació d'aquest segon projecte Life inclou tots els ambients d'aigua dolça dels aiguamolls del Baix Ter i l'objectiu principal és la recuperació de les poblacions d'amfibis i de tortuga d'estany (*Emys orbicularis*) a partir de la restauració del seu hàbitat: els aiguamolls d'aigua dolça d'inundació temporal o permanent (López-Flores & Quintana, 2007). Des del punt de vista de gestió, la diferència més important entre aquests dos projectes Life és el fet que, en el primer projecte, totes les actuacions es varen realitzar en terrenys de domini públic. En canvi, en el segon projecte, la major part de les actuacions previstes es realitzen en terrenys de titularitat privada. El procediment consisteix en proposar al propietari la cessió de l'ús del terreny on es realitzaran les actuacions de restauració. Aquesta cessió, que és voluntària, inclou el consens amb el propietari sobre les accions de restauració que s'han de dur a terme al terreny cedit. El projecte també preveu la compra de terrenys a través de la Fundació Territori i Paisatge de Caixa de Catalunya.

### **ELS AMBIENTS COSTANERS DELS AIGUAMOLLS DEL BAIX TER**

Es descriuen aquí el funcionament ecològic i les principals característiques, així com la problemàtica i les principals accions de restauració dels ecosistemes aquàtics costaners que es troben en l'àmbit del aiguamolls del Baix Ter.

## EL TER VELL

El nom de Ter Vell es deu al fet que allà hi desembocava el riu Ter fins a mitjan del segle XIX, quan va ser desviat cap a la seva actual gola, més al sud. Des d'aleshores, el Ter Vell és una llacuna costanera amb aportacions d'aigua dolça, pels canals d'alimentació i també per via subterrània per l'antiga llera, que alternen amb entrades puntuals d'aigua de mar quan es donen temporals de llevant (Quintana et al., 2004). El resultat és una llacuna d'aigua dolça, que en moments puntuals té una salinitat molt alta (Foto 1).



**Figura 1.** Vista aèria de la llacuna de Ter Vell.

Al Ter Vell hi arriben recs d'escòrrer, que drenen aigües de pluja i que fins fa pocs anys s'han utilitzat per al regadiu dels camps de conreu de la plana. Això ha tingut dos efectes sobre la llacuna, d'una banda, les entrades d'aigua eren màximes a l'època seca, depenent de les necessitats de regadiu; d'altra banda, l'aigua era molt rica en nutrients, procedents de l'escorrentia dels terrenys agrícoles (Badosa, 2007). La llacuna està voltada d'urbanitzacions de l'Estartit, que han anat creixent amb el desenvolupament del turisme. Antigament, part de les aigües residuals de l'Estartit s'abocaven a la llacuna. A conseqüència de tota aquesta pressió humana que hi ha al seu entorn, el Ter Vell ha patit una forta degradació de la qualitat de l'aigua i una reducció important de la superfície d'aigua lliure a causa del reblliment de la llacuna i de la proliferació excessiva del canyissar.

Les actuacions realitzades al Ter Vell dins del marc dels projectes de restauració han anat encaminades a millorar de la qualitat de l'aigua de la llacuna i a frenar el procés de reblliment. La construcció d'uns aiguamolls de depuració a l'entrada, amb la finalitat de reduir les càrregues d'entrada de nutrients al sistema, i el drenatge del sediment en zones on s'acumulava matèria orgànica, han estat les actuacions més importants per a la millora de la qualitat de l'aigua. La creació de noves llacunes i l'ampliació d'algunes ja existents han servit per frenar la proliferació del canyissar i el procés de reblliment de la llacuna (Badosa, 2007).

## LA MARESMA DE LA PLETERA

La Pletera és el típic exemple de maresma costanera mediterrània (Foto 2). Es tracta d'una zona planera situada immediatament darrera del cordó de dunes litorals, on la major part de la superfície es troba per sota de 1.25 m de cota topogràfica sobre el nivell mitjà del mar a la zona (Quintana et al., 2001). Tots els terrenys que queden per sota d'aquesta cota s'inunden amb aigua de

mar quan es produeixen temporals. L'aigua de mar que entra durant els temporals, roman confinada en els períodes més secs i el seu nivell tendeix a disminuir per evaporació, concentrant-se en els punts de menor cota durant els períodes secs. Com a conseqüència d'aquesta hidrologia, a la Pletera es troben llacunes permanents de salinitat molt alta i fluctuant, com la llacuna de Fra Ramon, voltades per terrenys més elevats, amb inundació ocasional, colonitzats per la vegetació típica de maresma: els salicornars i les jonqueres halòfiles (Badosa, 2007).



**Figura 2.** La maresma de la Pletera.

A les aigües permanents de la Pletera es troben poblacions ben constituïdes de fartet (*Aphanius iberus*), un peix de la família dels ciprinodòntids, que tolera fluctuacions molt grans de la salinitat (Planelles-Gomis, 1999; Pou-Rovira et al., 2004). Per tal d'incrementar els nuclis de població d'aquesta espècie, es van construir un conjunt de tres llacunes d'aigua permanent, mitjançant excavació fins a una cota inferior al nivell del mar. Aquestes masses d'aigua romanen aïllades en moments de sequera, però es comuniquen quan puja el nivell d'inundació. En aquestes llacunes es varen alliberar fartets provinents de la mateixa població de la llacuna de Fra Ramon. Censos realitzats a les noves llacunes durant els primers anys van mostrar un increment exponencial del número d'individus (Pou-Rovira et al., 2003). Posteriorment, aquest increment s'ha frenat i s'ha detectat la presència de la gambúsia (*Gambusia holbrooki*), un peix d'origen americà, que competeix amb el fartet quan la salinitat de l'aigua no és molt alta.

Altres actuacions de restauració realitzades han estat la reducció de l'impacte de l'excessiva freqüentació humana amb la creació i delimitació dels accessos a l'espai, amb la finalitat de millorar l'estat de conservació de la vegetació de dunes i maresma. Actualment, la restauració del conjunt de l'espai natural no és encara completa, donat que sobre la maresma de la Pletera descansen els vials i passeigs d'una urbanització que no es va arribar a consolidar. La retirada dels vials i de la runa acumulada i la recuperació de la cota topogràfica existent a la zona abans del procés d'urbanització, són les actuacions de restauració que encara resten pendents per la total recuperació de l'espai i de la seva funcionalitat ecològica.

### ELS AIGUAMOLLS DE MAS PINELL I DE LA GOLA DEL TER

Entre les goles dels rius Ter i Daró es troba una zona amb un mosaic molt divers d'ambients aquàtics. A les zones més obertes, properes al riu Ter hi ha extensions de canyissars, d'inundació temporània, que alternen amb jonqueres halòfiles en els punts de més cota topogràfica o, més a prop del mar, amb la vegetació característica de dunes litorals, mòbils o fixades, segons la seva proximitat al mar. Més cap al sud, a la zona del mas Pinell i el Daró, es poden veure formacions de bosc de ribera, dominades per freixes de fulla petita (*Fraxinus angustifolia*) i amb presència d'oms (*Ulmus minor*), amb el seu característic sotabosc de bardisses o de canyissars, segons el nivell d'inundació, i on es troben espècies vegetals interessants, com la *Euphorbia palustris*. En aquesta zona, alternen terrenys de baixa cota i bosc de ribera, amb elevacions del terreny, on la vegetació canvia radicalment. Hi ha agrupacions dunars amb pinedes de pi pinyoner (*Pinus pinea*), però també hi ha turons més rocallosos que sobresurten de la plana, com el puig de la Fonollera o el puig Mascarós, on apareix la vegetació escleròfila d'alzinar, típica dels ambients mediterranis més secs.

L'alternança de zones humides amb ambients sorrencs o rocallosos més elevats és un hàbitat molt adequat per al desenvolupament de la tortuga d'estany (*Emys orbicularis*), una espècie que antigament era molt comuna a la zona, però que ha arribat pràcticament a desaparèixer (Boix et al., 2004). A principi dels anys 90 quedaven a la zona de mas Pinell no més d'una dotzena d'individus de tortuga d'estany que, davant la degradació de l'hàbitat on es trobaven, van ser traslladats fins al Centre de Reproducció de Tortugues de l'Albera (CRT), on es reproduïen en captivitat. Les accions previstes en el segon projecte Life inclouen la restauració del seu hàbitat a mas Pinell, amb la creació de noves basses (Foto 3), i el posterior alliberament d'exemplars de tortuga d'estany, descendents dels capturats i mantinguts en captivitat des dels anys 90 al CRT.



**Figura 3.** Noves llacunes per a la introducció de tortuga d'estany a mas Pinell.

Una de les principals dificultats per a l'establiment de la nova població de tortuga d'estany, és la proliferació durant els darrers anys de tortugues introduïdes, com la tortuga americana d'orelles vermelles (*Trachemys scripta elegans*), comercialitzada quan és jove per al seu ús com a animal d'aquari, però que quan esdevé adulta arriba a dimensions considerables i sovint és abandonada pels seus propietaris. És una espècie molt oportunista, amb gran capacitat per colonitzar nous ambients, que competeix amb les tortugues autòctones i les desplaça dels seu hàbitat. La retirada de les tortugues exòtiques que es troben en el Baix Ter i la sensibilització de la població per reduir el seu alliberament als espais naturals són també actuacions previstes al projecte Life (Boix et al., 2004; López-Flores & Quintana, 2007).

La introducció d'espècies exòtiques no es limita només a la fauna. Moltes espècies vegetals utilitzades en jardineria han colonitzat els espais naturals i desplacen les comunitats vegetals autòctones. Al Baix Ter s'han citat diverses espècies vegetals amb capacitat invasora, entre les quals destaquen, per la seva abundància i per la problemàtica que generen, *Cortaderia selloana*, *Carobrotus edulis*, *Lonicera japonica* i *Senecio inaequidens*. Dins del marc del projecte Life s'estan realitzant actuacions de control per frenar la proliferació d'aquestes espècies (Gesti et al., 2007).



**Figura 4.** Vista aèria de les basses d'en Coll i els arrossars que l'envolten.

### LES BASSES D'EN COLL

Les basses d'en Coll estan situades al sud de la desembocadura del riu Daró, dins el terme municipal de Pals. Es tracta d'una llacuna costanera d'aigua dolça, voltada per camps d'arròs, que arriben fins el marge de la llacuna (Foto 4). El règim hídric del conjunt de les basses d'en Coll està molt determinat per la circulació d'aigua per al conreu de l'arròs, amb màxima entrada d'aigua dolça i màxima renovació durant el període estival. A l'hivern l'entrada d'aigua dolça és molt menor i la salinitat és més alta. En aquest període el nivell de l'aigua es veu més afectat per la influència del mar, bé quan hi ha temporals i entra aigua de mar al sistema, bé quan es produeixen les anomenades "plenes" i el nivell més alt del mar no deixa evacuar l'aigua dolça (Badosa et al., 2006; Barriocanal et al., 2006).

Actualment els camps d'arròs arriben fins al límit de la llacuna de les basses d'en Coll i només una petita mota separa els arrossars de l'aigua lliure de la llacuna. Això és especialment evident als terrenys que separen la llacuna i la desembocadura del riu Daró. La freqüentació humana és també molt intensa a la zona, a causa de l'existència d'un càmping que arriba fins als marges de la llacuna.

La manca d'una zona de gradient efectiva al voltant de la llacuna, que separi l'espai natural de les àrees més humanitzades, és un dels principals problemes ambientals que pateix actualment el conjunt de les basses d'en Coll i una de les principals dificultats per a què la fauna aquàtica trobi refugi en aquest espai. Les actuacions del projecte Life a la zona preveuen la substitució dels camps d'arròs adjacents a la llacuna per espais naturals inundables, dominats pel canyissar. Aquests espais tindrien dues funcions: d'una banda, faria de cinturó de vegetació al voltant de la llacuna, actuant com refugi de fauna i com a zona de gradient entre els espais més oberts d'aigua lliure i els terrenys més humanitzats de l'entorn; d'altra banda, actuarien com a connectors entre la llacuna de les basses d'en Coll i els boscos de ribera del riu Daró.

### **L'ENTORN DE LES LLACUNES I LES ÀREES INUNDABLES**

La importància dels terrenys adjacents a les llacunes i la seva funció com a zona de gradient no es limita només al voltant de les basses d'en Coll, si no que és extensiu a totes les masses d'aigua del Baix Ter. Actualment les masses d'aigua permanent estan molt aïllades entre sí, separades per zones urbanes o conreus, i existeix poca continuïtat d'espais naturals entre elles, fet que dificulta la dispersió de la fauna entre espais naturals.

La manca d'aquestes àrees de gradient ha generat un altre problema, com és la manca d'àrees de laminació d'aigua en els moments de fortes avingudes. L'actual sistema de drenatge està concebut per a drenar amb màxima rapidesa l'aigua cap a les llacunes. La conseqüència és que l'aigua desborda molt fàcilment durant les avingudes, perquè arriba molt més cabal que aquell que el sistema té capacitat d'evacuar. És necessari recuperar superfícies inundables que laminin l'aigua i facilitin la seva evacuació durant les avingudes.

Aquests espais inundables, d'inundació temporània, són els ambients adequats per al desenvolupament de diferents espècies d'amfibis, que en aigües permanents tenen més dificultats per reproduir-se degut a la depredació per part dels peixos. La manca de tolls i de terrenys inundables ha causat una dràstica reducció de les poblacions d'amfibis, de manera que la major part d'aquestes espècies estan protegides per la Directiva d'hàbitats de la Unió Europea (Directiva 92/43/CEE). El projecte Life també busca potenciar el desenvolupament de les poblacions de les diferents espècies d'amfibis, a base de recuperar els espais inundables que recullen l'aigua de manera temporània en períodes de fortes pluges i potenciar els conreus que són compatibles amb aquesta funció de laminació d'aigua durant les avingudes.

**REFERÈNCIES**

- Badosa, A. 2007. "Limnological characteristics and plankton community structure of Mediterranean coastal lagoons undergoing restoration". Tesis Doctoral. Universitat de Girona 200 pg.
- Badosa, A., Barriocanal, C., Compte, J., López-Flores, R. & Quintana, X. D. 2006. "Balance hídrico y de nutrientes y evaluación de la calidad del agua de la laguna les basses d'en Coll". Informe. Universitat de Girona. 30 pg.
- Barriocanal, C., Crous, A., Varga, D. & Vila, J. 2006. "Preliminary assessment of factors responsible for periodic river mouth closure, river Daró, (Costa Brava, Girona)". *Journal of Coastal Research* SI 48, 16-20.
- Boix, D., Franch, M. & Mascort, R. 2004. Els amfibis i els rèptils. A: Quintana, X. D. & Marí, M. (ed.). "Els aiguamolls del Baix Ter". *Papers del Montgrí*, 23. Can Quintana, Centre Cultural de la Mediterrània. 86 – 110.
- Gesti, J., Quintana, X. D. & López-Flores, R. 2007. "Eliminació d'espècies vegetals invasores al Baix Ter: Cortaderia selloana". Informe. Universitat de Girona. 21 pg.
- López-Flores, R. & Quintana, X. D. 2007. "Recuperación del hábitat de anfibios y Emys orbicularis en el Baix Ter. Proyecto Life Naturaleza LIFE04NAT/ES/000059". Informe Intermedio. Universidad de Girona. 69 pg.
- Plaja, S., Roviras, A. & Torrent, E. 1993. "El pas del temps". Llibre de la Festa Major, 79 - 114. Museu del Montgrí i del Baix Ter.
- Planelles-Gomis, M. (ed.). 1999. "Peces ciprinodóntidos ibéricos. Fartet y samaruc". Monografía de la Conselleria de Medi Ambient de la Generalitat Valenciana.
- Pou-Rovira, Q., Alcaraz, C., Feo, C., Zamora, L. & Moreno-Amich, R. 2003. "Recuperació de l'hàbitat del fartet (*Aphanius iberus*) a la Pletera i Seguiment de la comunitat de peixos del Ter Vell". Informe. Universitat de Girona. 59 pg.
- Pou-Rovira, Q., Alcaraz, C., Feo, C., Zamora, L., Vila-Gispert, A., Carol, Q., Garcia-Berthou, E. & Moreno-Amich, R. 2004. Els peixos. A: Quintana, X. D. & Marí, M. (ed.). "Els aiguamolls del Baix Ter". *Papers del Montgrí*, 23. Can Quintana, Centre Cultural de la Mediterrània. 71 – 85.
- Quintana, X. D. & Marí, M. 2004. "Els aiguamolls del Baix Ter". *Papers del Montgrí*, 23. Can Quintana, Centre Cultural de la Mediterrània. 191 pg.
- Quintana, X. D., Gesti, J. & Badosa, A. 2001. "Informe sobre la delimitación del Dominio Público Marítimo-Terrestre en la Pletera (l'Estartit)". Universidad de Girona. 41 pg.
- Quintana, X. D., Badosa, A. & Gesti, J. 2004. Les llacunes costaneres d'aigua dolça. A: Quintana, X. D. & Marí, M. (ed.). "Els aiguamolls del Baix Ter". *Papers del Montgrí*, 23. Can Quintana, Centre Cultural de la Mediterrània. 138 – 142.
- Quintana, X. D., Gesti, J. & Badosa, A. 2004. "Restauración y ordenación de las lagunas y sistemas costeros del Baix Ter. Proyecto Life Naturaleza BA – 3200/1999/00 6386". Informe Final de Actividad. Universidad de Girona. 67 pg.







## DEBAT DEL QUART BLOC

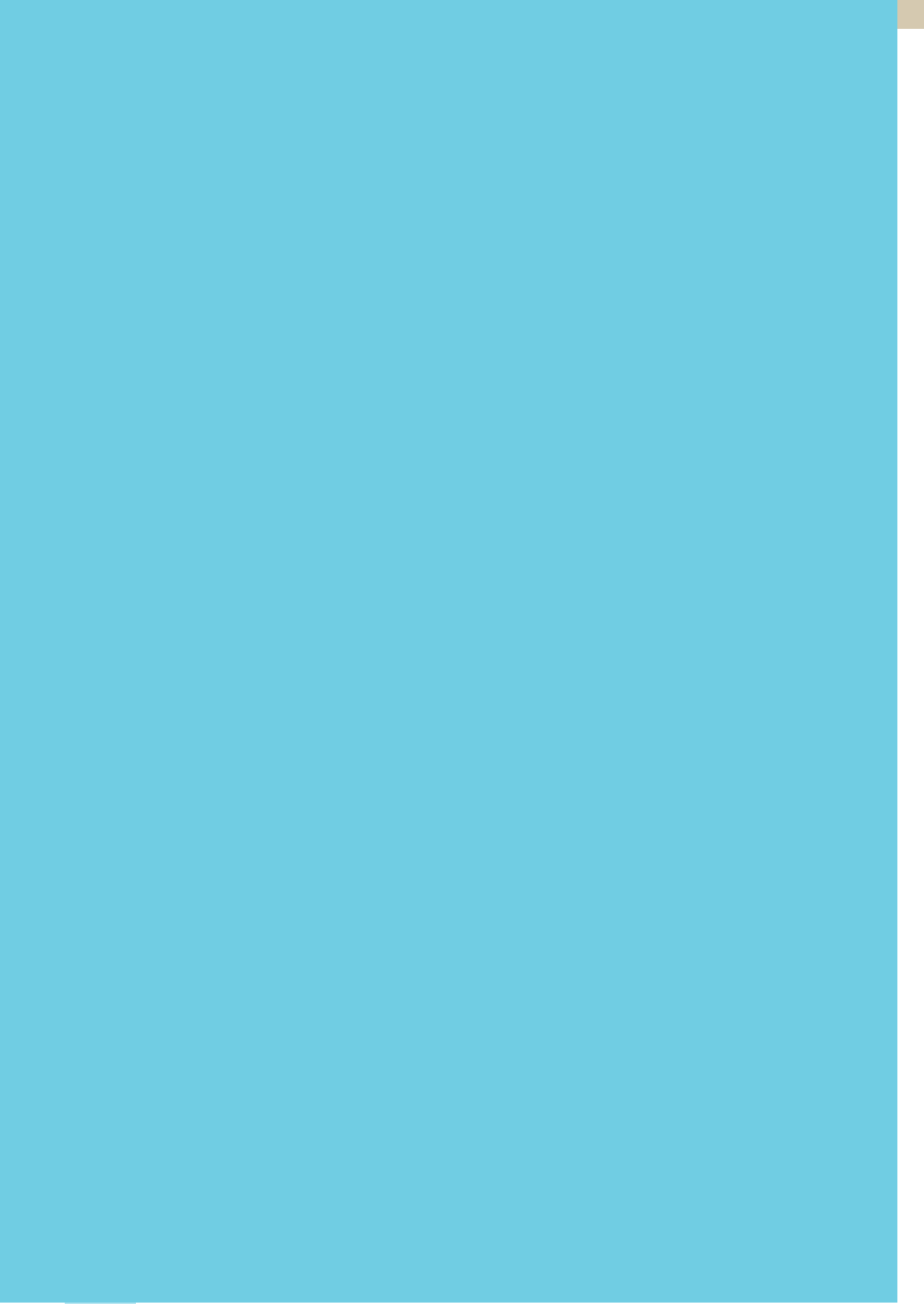
### Iniciatives públiques i privades de conservació

El simposi va analitzar en un inici el coneixement disponible sobre els ambients temporanis, les problemàtiques i amenaces, i es van explicar alguns projectes de restauració i gestió. L'última sessió va dedicar-se a conèixer quines són les iniciatives públiques i privades destinades a la conservació de les zones humides. Es va posar de manifest que els projectes Life són un dels instruments més utilitzats i més útils per a desenvolupar projectes de restauració i conservació, tal com han estat els dos exemples que s'han exposat, el Life de l'Estany de Banyoles i el del aiguamolls del Baix Ter. Hi ha, però, altres alternatives i models de gestió per a la recuperació d'aquests ambients com els exposats en la ponència sobre la restauració de zones humides en territori valencià o les aportacions respecte a Catalunya de l'Agència Catalana de l'Aigua.

En el debat posterior es van formular diverses preguntes sobre el funcionament del Life a Catalunya. La primera pregunta feia referència a perquè a Catalunya els Life estan destinats en gran part a la protecció de la fauna aquàtica i no hi ha gairebé projectes per a espècies de flora. Està clar que moltes de les propostes desenvolupades a València serien molt viables per a la conservació d'espècies de flora molt vulnerables o extingides a Catalunya, com algunes espècies de caròfits o els poblaments de *Marsilea stigosa* del Baix Ter. En aquest punt del debat va aparèixer la preocupació pel poc control de la qualitat genètica dels plançons utilitzats en la restauració d'espais naturals. La pregunta de "perquè ha servit el Life?" va permetre explicar que són un instrument més per a conscienciar les administracions de la necessitat de la protecció de l'entorn, a la vegada que fomenten les actuacions de custòdia del territori. El debat es va desfermar quan es va plantejar quin futur hi ha un cop finalitzat cada projecte Life. En el cas del Baix Ter, està clar que s'ha aconseguit un clima favorable a la conservació del territori entre l'administració i la població, i que en un futur s'hauria de concretar en l'aprovació d'un pla de gestió i en la declaració d'un Parc Natural del Montgrí-Medes-Baix Ter. Pel que fa a Banyoles i Porqueres, el Life ha servit per crear un ens de gestió, el Consorci de l'Estany, amb un programa anual d'actuacions estable, i malgrat que encara no es disposa de documents normatius, com un pla de gestió, hi ha iniciatives com l'aprovació provisional d'un Reglament d'Activitats de l'Estany i l'oportunitat de cercar fonts de finançament i recursos.

Durant aquesta mateixa discussió va sorgir el tema de la figura de Parc Natural. Hi ha un consens en acceptar que la figura per si sola no garanteix la protecció i la gestió d'un espai, sinó que ho fa la voluntat de l'equip gestor, sovint mancat de recursos econòmics i tècnics.

En el tram final es van recollir diverses conclusions. Actualment hi ha un marc favorable per aconseguir recursos econòmics, sigui els Life, les subvencions de la Fundacion Biodiversidad, noves fonts de finançament rural com els FEDER en zones de Xarxa Natura 2000, etc. Cal anticipar-se a la gestió de zones humides per evitar després haver de fer projectes de conservació d'espècies i hàbitats desapareguts, i la coordinació d'aquesta tasca recau sobre la Generalitat de Catalunya. Pel que fa a tàxons i espècies d'ambients humits, la realitat és que hi ha molt desconeixement científic, manquen catàlegs i gent formada. A més, els projectes Life no serveixen per fomentar aquests estudis, ja que a nivell general no subvencionen investigació bàsica, i no permeten actuar sobre espècies que no estan a les Directives Aus i Hàbitats. També existeix, per tant, un desconeixement d'aquells hàbitats, espais i espècies que encara estan en bon estat.



## CONCLUSIONS

### Gestió i conservació de llacunes temporànies Mediterrànies

La conservació i gestió dels sistemes aquàtics temporanis mediterranis representa un repte prioritari en tots els sentits, per què són espais d'elevada diversitat, funcionalitat ecològica, font de recursos i valors socials, i a la vegada han estat molt maltractats per l'evolució dels assentaments i les activitats humanes.

1. Una zona humida temporània es caracteritza per l'alternança d'una fase inundada i d'una fase seca, que pot ser més o menys llarga en el temps, i es tipifiquen en funció de la durada de l'assecatge, de la inundació, i de la seva freqüència.

2. La importància ecològica d'aquest tipus d'ambient és reconeguda en tots els debats com a zones de cria, de refugi i alimentació d'amfibis, rèptils aquàtics i aus, i presenten una elevada biodiversitat d'invertebrats; i també per les especials comunitats de plantes aquàtiques.

3. La regió mediterrània és especialment rica en ambients temporanis, uns ambients complexos i dinàmics d'una gran diversitat però alhora fragilitat, doncs sovint estan situats en zones planes d'interès agrícola, o han estat explotades com a recurs hídric, essent molt vulnerable als canvis d'usos del sòl.

4. El coneixement de l'ecologia dels sistemes temporanis mediterranis i dels processos responsables de la seva degradació són essencials per a la seva conservació i restauració. Aquest coneixement s'ha d'assolir a través del treball científic rigorós i amb el suport de les administracions públiques.

5. Malgrat l'existència d'iniciatives de protecció de les llacunes temporànies i un augment de la consciència ecològica per part de ciutadans i administracions, la degradació d'aquests espais no s'ha aturat, presentant una elevada vulnerabilitat, i molts d'ells es troben en estat precari de conservació.

6. S'ha constatat un conjunt importants amenaces que afecten a aquests ecosistemes tan vulnerables: el drenatge i la mobilització del sòl per aplanar els terrenys, el dragatge, la colmatació, la destrucció per obres d'infraestructures i construccions humanes, els canvis de règim hídric, sobreexplotació dels aqüífers, la reforestació, destrucció de la vegetació marginal, trepig per pastures i sobrefreqüentació humana, l'eutrofització, l'abandonament de les activitats tradicionals, la fragmentació i pèrdua de connectivitat dels paisatges.

7. Una de les amenaces més rellevants en aquests sistemes és el nombre elevat d'espècies invasores com la tortuga d'orelles vermelles o el cranc de riu americà que afecten greument a l'estructura de la comunitat i a espècies sensibles com els amfibis.

8. Es fa especial incidència en un aspecte poc conegut, un problema greu de colonització difusa de plantes vegetals deguda a projectes de restauració, en que s'utilitzen subespècies de vivers i que són molt diferents a les que es troben al medi natural.

9. En la restauració d'ambients naturals s'ha manifestat una preocupació pel poc control de la qualitat genètica dels plançons utilitzats en la restauració d'espais naturals, algunes subespècies de plantes de vivers no coincideixen amb les autòctones d'una regió, pel que seria recomanable iniciar projectes com els de la Comunitat Valenciana per a crear vivers i bancs de llavors d'espècies autòctones aquàtiques especialment destinades a projectes de restauració ambiental en zones humides .

10. Pel que fa a tàxons i espècies d'ambients humits, la realitat és que hi ha un desconeixement científic important, manquen catàlegs complets i gent especialitzada i formada. A més, molts projectes no serveixen per fomentar aquests estudis, ja que a nivell general no subvencionen investigació bàsica, i no permeten actuar sobre espècies que no estan a les Directives Aus i Hàbitats. Existeix, per tant, un desconeixement d'aquells hàbitats, espais i espècies que encara estan en bon estat.

11. Existeixen iniciatives d'inventari, caracterització i tipificació d'aquests tipus hàbitats que aporten coneixement de la diversitat ecològica, patrimonial i cultural així com accions de sensibilització i propostes de gestió, com per exemple els treballs de J. Font, d'en D. Boix, de J. Farinha o el de M. Bazzanti.

12. La Directiva Marc de l'Aigua (DMA) proposa la mesura de l'estat ecològic com a eina fonamental en la gestió integral dels sistemes aquàtics. L'avaluació de l'estat ecològic preveu l'anàlisi de l'estructura de les comunitats biològiques, l'estat del bosc de ribera, la morfometria i morfodinàmica dels sistemes, i la varietat d'hàbitats presents, així com les variables fisicoquímiques. Seguint els criteris establerts a l'Annex II de la DMA, on es parla de tipificar les masses d'aigua de cada demarcació hidrogràfica, les llacunes temporànies mediterrànies queden dins el tipus de zona humida HDT, d'aigües dolces temporals, amb un conductivitat <5 mS/cm i < 6 mesos inundats a l'any. Es fa del tot imprescindible la monitorització d'aquest estat ecològic a curt i llarg termini per definir els criteris de gestió utilitzats per a cada espai.

13. A Catalunya l'Agència Catalana de l'aigua, l'entitat competent en l'avaluació de la qualitat de les aigües, ha elaborat un indicador com el QAELS (Qualitat de l'aigua dels ecosistemes lenítics soms, Boix et al. 2005) es basa en dues mesures, la primera ACCO és una mesura de la sensibilitat dels tàxons a la qualitat de l'aigua i la segona RIC és la riquesa de tàxons; ambdós utilitzen principalment els microcrustacis i els macroinvertebrats (únicament macrocrustacis i insectes).

14. Es planteja la necessitat de realitzar projectes de seguiments/monitorització de tàxons específics d'especial interès, així com estudis de microhàbitat per tal d'aportar criteris, propostes i actuacions concretes per la millora de la biodiversitat i el funcionament d'aquests sistemes.

15. També es necessari que tècnics i gestors d'aquests espais coneguin a través d'una formació específica els valors i els processos ecològics que els són característics i que, alhora entenguin la seva vulnerabilitat.

16. Aquests ambients naturals tan singulars necessiten la major part de vegades d'una gestió activa i orientada segons els grups taxonòmics prioritaris per als gestors per tal de preservar algun dels seus elements de valor, com serien els casos del pasturatge, segues, tales, assecatge, dragatge o recuperació d'antigues basses, eliminació d'espècies exòtiques,...

17. Sovint ens oblidem del primer pas que és assegurar la conservació dels sistemes de llacunes temporànies actualment ja existents, evitant l'assecament, colmatació, dragatge, destrucció o fragmentació del seu entorn.

18. Tant o més interessant que la conservació de les llacunes temporànies, seria el manteniment i conservació de l'estructura i l'hàbitat del seu entorn, de la conca hidrogràfica i l'àrea d'influència, siguin boscos de ribera, prats, camps de conreu o altres comunitats vegetals. Són especialment rellevants aquests ambients terrestres per a espècies de vida semi-aquàtica com els amfibis o els odonats que requereixen d'espais propers en bones condicions on refugiar-se o alimentar-se, i també espais que puguin ser utilitzats com a connectors biològics amb altres zones humides garantint així una xarxa d'ambients aquàtics que permetin el manteniment de la viabilitat de les poblacions.

19. La solució primera per a la conservació d'aquests espais seria el manteniment dels usos tradicionals, especialment en terrenys d'interès agrícola o de pastoreig, on les mesures agroambientals haurien de ser una eina bàsica per a garantir la conservació d'aquests ambients.

20. A grans trets les mesures de conservació i gestió aportades en els diversos treballs s'agrupen en: a) el increment del coneixement de les àrees mitjançant estudis científics sobre dinàmica, hàbitats, espècies i ecologia, b) l'impuls d'accions de restauració, c) l'establiment d'acords entre l'administració amb els propietaris particulars de finques o explotacions, d) la creació de fons d'indemnització i compensació econòmica per la pèrdua de renda, i e) l'elaboració de plans de conscienciació ciutadana i de sensibilització.

21. A l'Europa mediterrània occidental, davant la forta davallada d'aquests ambients es fa indispensable la creació de nous ambients i la restauració dels existents.

22. La recuperació de zones temporànies es pot realitzar a través de l'aprofitament de les activitats humanes com per exemple l'ús d'aigües procedents d'una depuradora, o bé recuperant i millorant antigues basses i llacunes ja existents, o també construint-ne de noves. En alguns dels treballs del present document aporten mesures específiques a desenvolupar per a la conservació i gestió.

23. Les característiques físiques i biològiques, com per exemple la mida reduïda, el desconeixement dels poblaments animals i vegetals, i a més a més les pressions antropogèniques ens dirigeixen a que és necessari elaborar plans de gestió o de manteniment (privats o públics) que marquin directrius per la seva conservació. Sovint aquesta gestió s'ha d'anar adaptant o canviant en el temps segons la voluntat dels gestors, i segons l'evolució mateixa de cada espai, sempre amb un diàleg constant amb els usuaris del territori.

24. Cal cercar mesures que impliquin a la població local (voluntariat ambiental, mesures agroambientals, custòdia del territori...), d'intercanviar experiències entre espais similars i millorar el coneixement i l'educació ambiental de la població, per exemple construint ambients temporals visitables, encara que siguin construïts artificialment, per a conscienciar a la gent del seu valor.

25. És del tot necessari apostar per a l'eradicació i control dels tàxons foranis amb caràcter invasor; per això cal cercar mesures directes i indirectes d'actuació tant des de l'administració com amb la participació del món privat. En tot cas, sempre cal cercar un mínim d'èxit garantit.

26. Cal impulsar un nou teixit productiu i empresarial de viviers de planta autòctona que mantingui escrupolosament la necessitat de respectar la regla d'idoneïtat genètica, com per exemple a través de la certificació d'origen.

27. Calen estratègies per implicar la societat civil en la conservació d'aquests espais, doncs és sovint per desconeixement dels valors ecològics i socials que són més fàcilment degradats i oblidats. Des del Marroc fins a França hi ha poca consciència i interès per part de la població, administracions i, fins i tot, dels gestors especialitzats.

28. A través d'aquest simposi s'ha pogut constatar que els projectes LIFE Natura de la Unió Europea són unes eines d'elevat interès per la restauració i conservació de les zones humides temporànies mediterrànies. S'han exposat les experiències del litoral mediterrani francès, de Menorca, del Baix de Ter i de l'estany de Banyoles a Catalunya, de la laguna de Gallocanta a Aragó i de l'Albuera a Extremadura. A més petita escala hi ha altres instruments igualment útils, com la custòdia del territori, actuacions de restauració i millora de l'Agència Catalana de l'Aigua en llera pública i en zones humides, compensacions per obres d'interès general, etc.

29. La Directiva Hàbitats (Directiva 92/43/CEE) inclou les llacunes temporànies en el Annex I (Hàbitats d'aigua dolça i basses temporànies mediterrànies codi 3170), d'hàbitats d'interès comunitari que requereixen la designació de zones especials de conservació. La gestió i conservació d'aquests hàbitats requereix especial atenció per la seva vulnerabilitat davant l'especulació urbanística, vist el poc valor que tradicionalment la societat ha donat a aquests espais.

30. El conveni Ramsar a nivell mundial, les directives sobre aus i hàbitats europees, les lleis d'àmbit autonòmic o estatal i la progressiva conscienciació de la societat han afavorit i provocat el canvi en el destí de les zones humides.

31. Les zones humides temporànies són un recurs per a l'estudi didàctic i educatiu que cal aprofitar per a la sensibilització de l'home envers la natura.

32. A nivell públic, no només ajuntaments han efectuat o poden efectuar actuacions en pro de la conservació i recuperació de zones humides, sinó que l'administració de la Generalitat de Catalunya, bàsicament el Departament de Medi Ambient i Habitatge a través de la Direcció General de Medi Natural i de l'Agència Catalana de l'Aigua; i el Departament de Política Territorial i Obres Públiques a través del seu planejament i de l'Observatori Català del Paisatge han iniciat un canvi de les polítiques de conservació que tenen en compte les zones humides..



33. A nivell privat destaca la labor de diverses fundacions, com la Fundació Territori i Paisatge de Caixa Catalunya, amb l'adquisició de diverses finques de diverses zones d'aiguamoll i de boscos de ribera, així com pels convenis de custòdia signats amb ajuntaments; la Fundació Natura també amb diversos projectes lligats amb ambients humits i la Fundació Hàbitats, que ha endegat l'interessant projecte Rius. Tot això junt a nombroses ONG ambientals que han contribuït enormement a la consciència ambiental de la societat.

34. Actualment hi ha un marc favorable per aconseguir recursos econòmics, sigui els Life, les subvencions de la Fundacion Biodiversidad, noves fonts de finançament rural com els FEDER en zones de Xarxa Natura 2000, etc. Cal anticipar-se a la gestió de zones humides per evitar després haver de fer projectes de conservació d'espècies i hàbitats desapareguts, i la coordinació d'aquesta tasca recau a Catalunya sobre el Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya.





