

UTILITZACIÓ DELS MACROINVERTEBRATS BENTÒNICS PER A L'AVALUACIÓ DE L'ESTAT ECOLÓGIC DEL RIU RIPOLL

Autor: Miguel Ángel Ávalos

Projecte Final de Grau en Ciències Ambientals

Tutor del treball: Dr. Narcís Prat Fornells

Catedràtic d'Ecologia

Facultat de Biologia

Barcelona, Agost de 2012

Índex del treball

ABSTRACT.....	3
INTRODUCCIÓ	4
Bioindicadors	5
OBJECTIUS	10
METODOLOGIA	11
Àrea d'estudi	11
Treball experimental	14
Anàlisi de dades	16
RESULTATS	18
Variables abiòtiques	18
Fosfats i Amoni	19
Canvis en l'estructura i composició de la comunitat de macroinvertebrats.	20
Indicadors biològics	22
Composició de la comunitat	24
Taxa de descomposició	27
DISCUSSIÓ	28
Variables abiòtiques i composició de la comunitat de macroinvertebrats bentònics.....	28
Descomposició foliar.....	30
CONCLUSIONS.....	32
BIBLIOGRAFIA	33
ANNEXOS	38

ABSTRACT

Sant Llorenç Savall has a Waste Water Treatment Plant that treats water from this population, and finally pours treated water into Ripoll River (Besós basin, Catalonia, Spain). The effects of sewage is the main purpose of this work, specially ammonia and phosphate because their capacity to cause eutrophication. In the first place, we differentiate three sites among the river catchment. The first was in Vall d'Horta stream, a tributary used as a control point because is located in a Natural Park without inputs of pollution. The other two points were distributed among Ripoll River; one of them near the WWTP and the other 5 kilometers downstream. In each site, artificial substrates and leaf packs were introduced in the water body. Moreover were collected samples in order to measure physicochemical variables.

After a month, we removed the artificial substrate to see the benthic macroinvertebrates that had colonized it. With this data we calculated different ecological variables, including structural variables as Taxa Richness, diversity and abundance or biological indexes as the IBMWP index and multimetric indexes. Furthermore, we removed three leaf packs in each point so we could measure decomposition breakdown. It was repeated in three different months. Results show that structural changes were clear between the Vall d'Horta stream and the other two streams with different composition, higher richness and lower abundance. This is in agreement with the large content in phosphorous and ammonia of the Ripoll stream compared to Vall d'Horta. In contrast no differences were found in the decomposition of the leaf-packs. Although there were no substantial changes between the two sites of the Ripoll River, some differences in composition were found as well as a lower density of Chironomidae and Physidae in the downstream station. In conclusion, the sewage plant has a severe impact in the Ripoll stream.

INTRODUCCIÓ

Els rius són ecosistemes on podem trobar una gran biodiversitat, tant de plantes com a formes microscòpiques, passant per invertebrats, peixos fins a organismes de grandària considerable com els mamífers. La presència d'aquesta biodiversitat depèn de molts factors. Per una part, hi ha factors fisicoquímics de l'aigua, com ara la temperatura, la concentració d'oxigen dissolt o els nutrients, i per l'altra hi ha factors que determinen les característiques morfològiques i hidrodinàmiques del riu, com la fondària, la velocitat de la corrent o la morfologia de les pedres. També influeixen altres factors com la disponibilitat d'aliment o la presència d'altres espècies (ja que actuen com a depredadors o competidors de l'espai i els recursos).

L'entrada d'energia en els sistemes aquàtics prové de dues entrades principals. D'una banda, la llum solar és la forma d'energia necessària per al creixement dels productors primaris, tant de les algues que viuen a les pedres (perífiton), com de molses o les plantes que viuen arrelades (macròfits). El creixement depèn sobre tot dels nutrients que hi hagi dissolts en l'aigua. Gràcies al creixement vegetal, molts altres animals poden viure. Segons l'estratègia alimentària, es classifiquen en brostejadors (si rasquen la superfície de pedres), trituradors (si esmicolen l'aliment), filtradors (si s'alimenten de partícules petites en suspensió) i xucladors (si perforen els teixits dels organismes), entre altres. Tots ells serveixen d'aliment per als depredadors (EPA, 2010).

Per una altra part, sovint l'entrada d'aliment més important és provinent per la caiguda de fulles dels arbres. Les fulles un cop han caigut en l'aigua alliberen molts materials dissolts (lixiviació), que poden servir de nutrients per a bacteris, fongs i algues (matèria orgànica dissolta, MOD). En caure al riu, les fulles poden disposar-se en llocs sense corrent (lenítics) on són colonitzades per fongs i bacteris (material particulat groller, MOPG), on es van fragmentat per acció mecànica o per acció d'altres organismes. També són trencades a trossos pel corrent (fragmentació) o bé per l'efecte dels brostrejadors, i aquests petits bocins (partícula orgànica fina, MOPF), quan són arrossegats aigua avall, poden ser recollits pels organismes filtradors. Evidentment, aquesta xarxa es pot veure modificada per l'acció de l'home (Allan & Castillo, 2007).

En la segona meitat del segle XX, amb el desenvolupament dels sistemes de sanejament, s'han abocat una gran quantitat de residus orgànics al riu, contribuint amb un aport excessiu de nutrients, especialment de nitrogen i fòsfor. Malgrat això, si es produeixen abocaments incontrolats, el riu perd la seva capacitat de resiliència

produint-se greus alteracions en tot l'ecosistema. Per tant, alteracions en les diferents comunitats d'organismes es pot interpretar com a signes de contaminació (Alba-Tercedor, 1996).

El nitrogen (N) es troba fonamentalment dissolt en les aigües continentals, on en funció de les condicions redox, pot prendre formes oxidades de nitrat (NO_3^-) o nitrit (NO_2^-), o reduïdes com ara l'amoni (NH_4^+). Si hi ha molta abundància de formes oxidades, la producció primària pot ser molt gran, produint l'eutrofització de les aigües, mentre que si hi ha condicions amb baixes concentracions d'oxigen, predominen les formes reduïdes, que en altes concentracions esdevenen tòxiques, especialment per als peixos. El fòsfor (P) es troba en quantitats importants en zones sedimentàries. L'erosió d'aquestes roques provoca la solubilització de fosfat (PO_4^{3-}) en l'aigua, on es aprofitat pels diferents organismes presents. Un cop moren o l'excreten s'allibera novament al medi, on pot ser novament captat.

En els casos on l'aport de nutrients és excessiu, es produeix una situació d'eutrofització. A causa de l'entrada d'aigües residuals, o per contaminació de purins entre altres, s'allibera al medi gran quantitat de nutrients al medi. D'aquesta forma les algues, que abans es trobaven limitades, poden créixer de forma ràpida i abundant. Com a conseqüència augmenta la taxa fotosintètica, i es produeix una sobresaturació d'oxigen durant el dia, però un esgotament i condicions anòxiques durant la nit, produint una gran mortalitat de peixos i altres animals. En aquestes condicions, la comunitat d'invertebrats es essencialment de detritívors, que s'alimenten de matèria orgànica i a més, toleren les baixes concentracions d'oxigen. Aquestes comunitats estan caracteritzades per la presència d'oligoquets (principalment Tubificidae) i algunes larves de dípters del gènere *Chironomus*, que tenen un pigment respiratori (eritrocruorina) capaç de fixar oxigen a baixes concentracions. És una zona amb una baixa riquesa d'espècies, però per contra una alta densitat d'individus.

Bioindicadors

Fins a finals de la dècada dels 70 del segle XX, els anàlisis químics eren els mètodes més utilitzats per avaluar la qualitat de les aigües, tot i que eren ineficients per a detectar canvis en les condicions naturals per contaminació d'origen difús (Segnini 2003). Davant aquesta situació es van començar a emprar una sèrie de mètodes biològics per donar solució a aquest problema.

El biomonitoratge és l'ús de variables biològiques per a inspeccionar el medi (Gerhardt 2000). El seu principal objectiu és trobar un indicador, el qual amb la seva presència, abundància i/o comportament reflecteixi el factor d'estrès. Un indicador es pot classificar en diferents nivells d'organització, passant des de gen fins a comunitat. Els indicadors que produeixen canvis estructurals a nivell d'organisme (en gens, cèl·lules, o teixits, per exemple) se'ls anomena biomarcadors. En canvi, aquells indicadors que detecten canvis en una població d'una espècie concreta o en una comunitat complexa de diferents espècies se'ls anomena bioindicadors. D'aquesta forma és possible utilitzar algunes característiques o propietats estructurals i funcionals per a avaluar l'estat ecològic.

En el cas de l'ús de bioindicadors, no s'avalua la condició de tota la comunitat d'organismes sinó la d'algunes agrupacions d'aquests. El plàncton, els peixos i els invertebrats han estat els grups més utilitzats com a bioindicadors. Dintre d'aquests destaquen els macroinvertebrats bentònics, on s'inclouen diversos grups com ara mol·luscs, sangoneres, crustacis, àcars i fonamentalment larves de varis ordres d'insectes. Els macroinvertebrats són els organismes més àmpliament utilitzats com a bioindicadors en l'actualitat per diverses característiques, entre les que destaquen les següents (Bonada et al. 2006):

1. Tenir una àmplia distribució tant geogràfica com en diferents tipus d'ambients.
2. Tenir una gran riquesa d'espècies amb una àmplia diversitat de respostes als gradients ambientals.
3. Ser majoritàriament organismes bentònics, fet que permet un anàlisi espacial de la contaminació.
4. Poder utilitzar, en alguns casos, la seva reacció de fugida com a indicador de contaminació.
5. En algunes espècies, tenir cicles de vida llarg, fet que permet integrar els efectes de la contaminació al llarg del temps.
6. Poder ser mostrejats de forma senzilla i barata.
7. Tenir un coneixement taxonòmic en general ben conegut a nivell de família i gènere.
8. La sensibilitat ben coneguda de molts taxons a diferents tipus de contaminació.
9. L'ús de algunes espècies en estudis experimentals sobre els efectes de contaminació i toxicitat. (Barata et al. 2005)

La forma més senzilla de mesurar la qualitat biològica és mitjançant un valor que mesuri una característica clau de la comunitat que correspongui de forma clara a la

pertorbació que ens interessa caracteritzar. La més senzilla d'elles és el número de taxons, que en principi es redueix amb la intensitat o freqüència de les pertorbacions. Una altra mètrica comuna d'emprar és el número de famílies d'EPT (efemeròpters, plecòpters, tricòpters), ja que es caracteritzen per ser els ordres més sensibles a la contaminació. El seu principal inconvenient es que en molts casos la seva variació no és clara, especialment quan la contaminació és de baixa intensitat. En alguns casos, com per exemple la presència de concentracions mitjanes de metalls pesants pot no alterar el nombre d'espècies ja que espècies intolerants poden ser substituïdes per altres més tolerants, igualant el seu número total (Bonada et al. 2006).

Els índexs biòtics són la forma més habitual d'establir la qualitat biològica dels rius. Es solen expressar en forma d'un valor numèric que sintetitza les característiques de totes les espècies presents en l'àrea d'estudi. Es basen en la combinació de dues o tres propietats de la comunitat: la riquesa de taxa i la tolerància/intolerància a la contaminació per als índexs qualitius, i l'abundància (relativa o absoluta) per a índexs quantitius. El primer índex biòtic és l'índex de saprobis (Kolkowitz, R and Marsson, A. 1908), dissenyat inicialment per a mesurar la contaminació orgànica i la manca d'oxigen dissolt en l'aigua (Segnini, 2003; Bonada et. 2006). En situacions amb escassetat de contaminació orgànica, el nivell de saprobitat serà baix i, per contra, serà alt quan hi hagi una contaminació elevada. La formulació d'aquest índex ha servit com a base per al disseny d'índex basats en macròfits i diatomees.

Un altre tipus d'índexs, com es poden observar en la taula 1, estan més basats en el grau de tolerància a la contaminació que en la riquesa d'espècies. El primer índex va ser l'utilitzat per primer cop al riu Trent. El seu càlcul és basa en una taula de doble entrada, on les files mostren el valor de tolerància més alt possible i les columnes indiquen el nombre de tàxons presents a la mostra. El nivell taxonòmic requerit pot ser diferent, ja sigui des de espècie per a plecòpter, passant per gènere (p.ex. Coleòpters), família (p. ex. Dípters) o ordre en el cas dels Oligoquets. L'encreuament entre la fila i la columna dona com a resultat el valor per a l'índex obtingut. A nivell català, actualment es fa servir l'FBILL (*Famílies del Besòs i Llobregat*) (Prat, N. 1999) basat en aquest sistema de classificació.

Als Estats Units, s'ha aplicat un índex equivalent anomenat índex de Hilsenoff. El seu valor s'obté del càlcul d'un promig ponderat de l'abundància de les diferents taxes, que s'identifiquen a nivell de família. El valor de ponderació representa la tolerància de cada grup d'organismes a la contaminació orgànica i oscil·la entre 0 i 10. Els valors mínims corresponen a les famílies més intolerants i els valors màxims a les més

tolerants. Però, sens dubte els índexs biòtics més populars són basats en el sistema de puntuació del mètode BMWP (*Biological Monitoring Working Party*) (Armitage, 1983). Aquest índex combina el nombre de famílies totals d'una determinada mostra, i el valor final obtingut correspon a la suma dels valors d'intolerància de cadascuna d'aquestes famílies, que van de 0 a 10. També es calcula l'ASPT (*Average Score Per Taxon*) que s'obté dividint el valor de l'BMWP amb el nombre de famílies pel nombre de tolerància. Aquest índex s'ha adaptat a multitud de països, com ara Espanya amb IBMWP (*Iberian Biomonitoring Working Party*) i l'IASPT (Alba-Tercedor y Sánchez Ortega, 1988), Austràlia (SIGNAL) (Chessman, 1995) i Amèrica del Sud (per exemple, IAP i BMPS (Pizzolon y Miserendino 2001) i ABI (Andean Biotic Index) (Rios et al. en prep.)

Taula 1: Principals índex biòtics aplicats a Europa

Índex	País	Any
Trent Biological Index (BI)	Anglaterra	1964
Indice Biotique (IB)	França	1968
Chandler Biotic Score (BS)	Escòcia	1970
Indice Biologique de Qualite Biol. Generale (IQBG)	França	1976
Extended Biotic Index (EBI)	Regne Unit	1978
Biological Monitoring Working Party Score (BMWP)	Regne Unit	1978
Belgican Biotic Index (BBI)	Bèlgica	1983
Famílies Besos i Llobregat (FBILL)	Espanya	1983
Danish Stream Fauna Index (DFI)	Dinamarca	1984
Indice Biological Global (IBG)	França	1985

Una altra forma d'avaluar la qualitat de les aigües és mitjançant els índexs multimètrics. Aquesta sèrie de índexs combinen en una puntuació final el valor independent de diverses mètriques, tal com mètriques simples o índexs biòtics descrits anteriorment. Els índexs multimètrics són una de les metodologies més utilitzades actualment, ja que reuneixen en una única mesura la variabilitat estructural i funcional dels components biòtics de l'ecosistema (Segnini, 2003). Actualment més que el valor absolut de la mètrica s'utilitza el valor relatiu davant la condició de referència. El mètode pot ser més o menys complex donant diferents pesos relatius a cadascuna de les mètriques que integren el índex multimètric. En Europa s'ha procedit en els anys recents a un exercici de intercalibració, on s'ha definit un índex multimètric, l'ICM-Star, vàlid per a tots els països europeus, el qual està basat en les següents mètriques (Munné & Prat, 2009):

Mètriques		Factor
S	Número de Famílies	0,167
EPT	Número de Famílies d'efemeròpters, plecòpters i tricòpters	0,083
H'	Índex de diversitat de Shannon-Weaver	0,083
ASPT	Valor promig per tàxon	0,334
1-GOLD	GOLD = % de gasteròpodes, oligoquets i dípters	0,067
Log (Sel EPTD + 1)	Selecció d'algunes famílies d'efemeròpters, plecòpters, tricòpters i dípters	0,266

OBJECTIUS

El present treball té com a objectius:

- 1) Identificació dels taxons de macroinvertebrats presents en diferents mostres d'aigua per a posteriorment aplicar diferents índex biològics per a establir l'estat ecològic de cadascun dels punts de mostreig al llarg del temps.
- 2) Realitzar diferents anàlisis fisicoquímics per a establir la qualitat de l'aigua i poder establir si hi ha relació entre els canvis en les comunitats de macroinvertebrats i els paràmetres fisicoquímics
- 3) Comprovar si hi ha canvis al llarg del temps entre els diferents punts de mostreig (control i punts de contaminació). Examinar si entre els dos punts de contaminació hi ha alguna diferència. Analitzar si hi ha alguna diferència entre dues condicions experimentals (substrat artificial i fulles).
- 4) Establir la taxa de descomposició de les fulles per a cada punt de mostreig. Avaluar si hi ha diferències funcionals de la comunitat de macroinvertebrats bentònics segons el grau de contaminació.

METODOLOGIA

Àrea d'estudi

La conca alta del riu Ripoll forma part del massís de Sant Llorenç del Munt situat a la Serralada Prelitoral catalana. És una àrea caracteritzada per amplies faixes de conglomerats alternades per altres capes menys gruixudes d'argiles i gresos de color rogenc d'origen fluvial. Els conglomerats de Sant Llorenç del Munt es comporten, des del punt de vista hidrològic, de forma similar a les calcàries. La gran quantitat de fissures que creuen els conglomerats afavoreix la circulació de les aigües, que es dirigeixen amb predomini vers el Nord i Nord-oest, tot seguint el capbussament dels estrats.

La vegetació de la conca, correspon majoritàriament a pinedes i alzinars (78,4%) segons les dades del CREAM. Part d'aquests terrenys forestals havien estat explotats per carboneig. Un 0,3% de la superfície de la conca correspon a zones cremades recentment. L'agricultura tradicional ha perdut importància (2,9%) i molts camps resten abandonats (0,5%). Les riberes dels rius encara estan ocupades per horts particulars.

El clima és típicament mediterrani i està caracteritzat per pluges irregulars, més importants i freqüents a la primavera i tardor. L'estiu és l'estació més seca amb algunes pluges locals. La temperatura mitjana anual a la plana és d'uns 15°C, però a la muntanya les temperatures arriben a ser extremes al hivern on pot nevar ocasionalment, aportant una altra font addicional d'aigua. Els aprofitaments d'aigua de la conca alta del Ripoll són per ordre d'importància d'origen urbà, industrials, agroramaders i recreatius. L'origen de l'aigua és majoritàriament subterrani però en alguns casos també pot ser d'origen superficial.

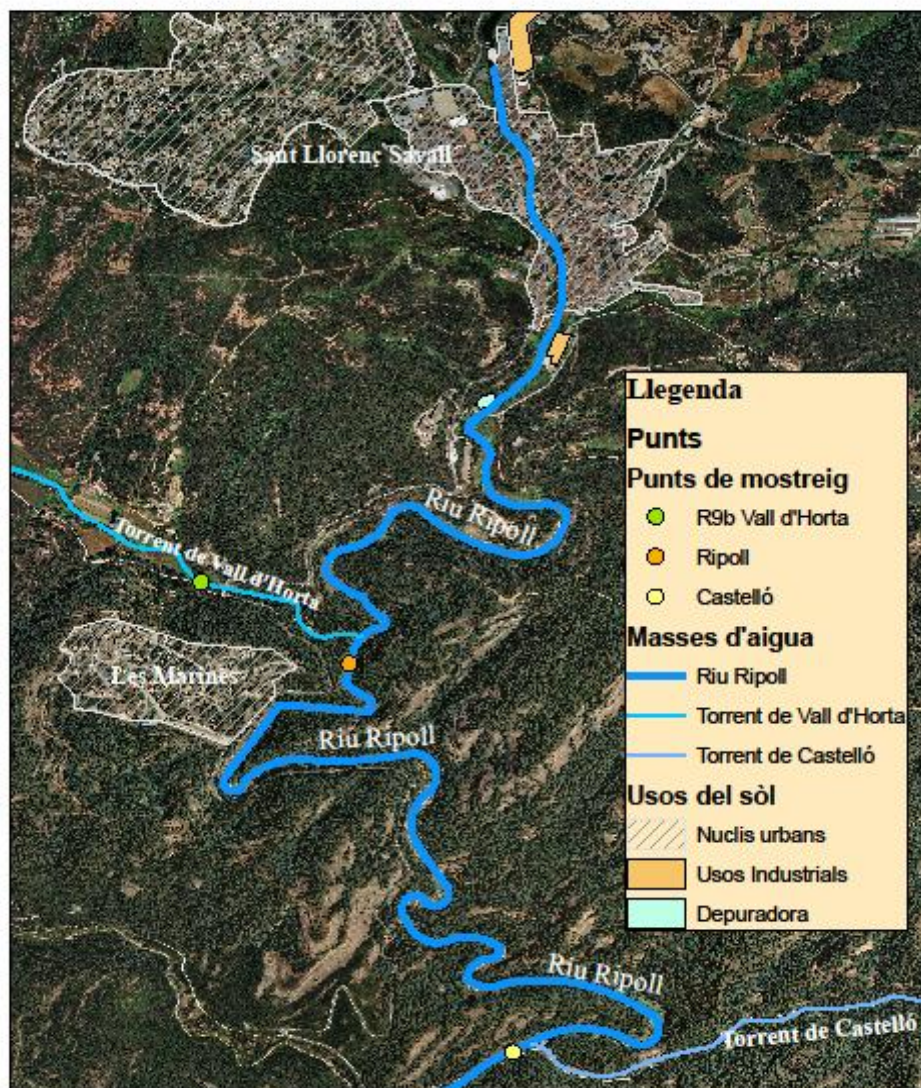
L'àrea d'estudi d'aquest treball es situa a la conca del Besòs, agafant un tram d'un dels seus afluents, el Ripoll, a l'alçada de Sant Llorenç Savall. El riu Ripoll, segons l'estudi de "*Regionalització fluvial de les Conques Internes de Catalunya*" (ACA, 2002), pertany al tipus fluvial de *Rius mediterranis de cabal variable*. Aquesta tipologia fluvial està caracteritzada per:

- Aportació anual molt baixa ($< 40 \text{ hm}^3$)
- Elevat índex d'estiatge i de variabilitat del cabal ($> 0,8$)
- Temperatura ambiental moderadament elevada ($> 13 \text{ °C}$)
- Pluviometria anual baixa ($< 700 \text{ mm}$)

Per a assolir els objectius del treball citats anteriorment, es van triar a la conca del Ripoll 3 punts diferents de mostreig, atenent a un gradient de concentració pel que respecta a la contaminació orgànica. El primer punt, situat al torrent de la Vall d'Horta, serviria de punt de control per a establir les condicions de referència per al nostre estudi. Es suposa que és un punt allunyat de tot impacte antròpic i per tant és idoni per a utilitzar-ho com a control. Els altres punts van ser escollits com a punts alterats per la contaminació. El primer, situat a Ripoll, després de la depuradora, riu avall, i és el primer punt de mostreig amb contaminació, ja que rep directament l'aigua procedent de la EDAR. Aquest punt es situa a 800 metres del punt de control, a Vall d'Horta. Més avall, en la desembocadura del torrent de Castelló en el Ripoll, a uns 5 km de l'estació de control, hi ha situat un altre punt de mostreig. En aquest punt caldria esperar una recuperació de la comunitat, ja sigui per la depuració natural del riu, o bé per un efecte de dilució degut al cabal provinent del torrent de Castelló. Per a més informació, consultar el mapa situat en la següent pàgina.

El mostreig realitzat es van fer en 4 campanyes; una inicial realitzada a finals de Novembre per a la instal·lació de l'experiment i tres posteriors, amb 30 dies de diferència entre cadascuna per a la recollida de mostres, tal i com es descriu en l'apartat de metodologia.

Àrea d'estudi



1:20 000

0 0.2 0.4 0.8 1.2 1.6 Kilometers

Autor: Miguel Ángel Ávalos
Curs: 2011-2012

Treball experimental

La instal·lació de l'experiment va tenir lloc el dia 28 de novembre de 2012. Va consistir en la instal·lació de tres substrats artificials (totxos) de 275x89x12 mm de dimensions. Juntament amb això, es van preparar uns paquets de plàstic quadrats amb un pes conegut de fulles de *Populus sp.* per tal de calcular la taxa de descomposició; concretament 9 paquets per punt experimental.

En totes les campanyes, es van prendre mesures *in situ* de diversos paràmetres fisicoquímics. Els paràmetres mesurats foren la conductivitat de l'aigua a partir del conductímetre portàtil, la concentració d'oxigen dissolt en l'aigua (tant en % com en concentració total) mitjançant un oxímetre i la temperatura de l'aigua i el cabal del riu prenent mesures de la velocitat i la profunditat mitjana i l'amplada, per al posterior càlcul del cabal.

En cadascun dels punts de mostreig es van col·locar tres totxos com a substrat artificial. L'objectiu era deixar-los colonitzar per la comunitat de macroinvertebrats durant un mes, ja que és el temps mínim per a poder establir-se la comunitat climàtica (Herranz Sanz & González del Tánago, 1986). Es netejaren els totxos individualment en un salabre de 250 micres de llum de malla a contracorrent. Un cop recollida la fracció més grollera del maó, es va procedir a rentar la resta amb un raspall de dents i es va afegir a la mostra prèviament recollida del salabre. Un cop tota la mostra estava recollida en un pot, es va fixar amb formol 4%, per al seu posterior anàlisi al laboratori.

Pel que respecta a les fulles, un cop passat un mes es retiraren 3 paquets de fulles. Per una banda es van recollir els macroinvertebrats presents a les fulles, per tal d'analitzar-los posteriorment també al laboratori. La neteja de les fulles es va fer de forma manual, i amb molta cura per tal de no trencar les fulles, ja que també ens interessa conèixer el seu pes. La mostra de macroinvertebrats també va ser fixada amb formol 4%. D'altra banda, la massa de fulles va ser guardada en bosses de plàstic i, un cop arribat al departament, es deixaren en l'estufa per a poder quantificar el seu pes sec.

Al laboratori es va realitzar la neteja de la mostra amb l'objectiu d'eliminar el formol introduït al camp. Per a fer aquesta tasca, es va filtrar tota la mostra. Seguidament es va netejar la mostra amb aigua de l'aixeta filtrant-la un altre cop amb un sedàs de 250 micres de llum de malla, per tal d'eliminar les partícules més fines de la mostra i així poder identificar més fàcilment els organismes presents.

Per a la identificació de macroinvertebrats es procedí a separar en petites fraccions en una placa de petri, i un cop identificades les mostres es van separar els diferents individus en diferents tubs amb alcohol 70% per a la seva conservació. En la majoria de casos, la identificació va ser feta a nivell de família ja que es suficient per a aquest estudi, i es la més utilitzada en els estudis de qualitat de l'aigua. En alguns casos concrets (Oligochaeta, Ostracoda e Hidracarina) es va deixar en aquests nivells taxonòmics superiors. Aquest procediment va ser aplicat tant per a les mostres provinents del substrat artificial com per a les fulles.

El protocol emprat per a la quantificació dels macroinvertebrats bentònics va ser de tipus quantitatiu. Aquest protocol permet el càlcul d'algunes mètriques, com ara càlculs d'índex de diversitat i dominància (Shannon, Margalef i Simpson), abundància (ind/m² o %) entre altres, que amb els protocol quantitatius o semi quantitatius no es podrien dur a terme. A més, no exclou el càlcul d'altres mètriques com l'IBMWP, utilitzat per avaluar l'estat ecològic de les masses d'aigua.

Juntament amb la recollida de mostres biològiques, també es van agafar mostres d'aigües per a la seva determinació en el laboratori. L'objectiu era establir quines eren les propietats fisicoquímiques de l'aigua en cadascuna de les campanyes i en cada estació de mostreig. Per aquest motiu es van recollir tres mostres d'aigua a contracorrent de cadascuna de les estacions de mostreig i a cada campanya. Posteriorment, un cop arribat al departament es van congelar per a la seva determinació conjunta un cop estiguessin recollides totes les mostres d'aigua.

Per una banda, les mostres d'aigua recollides van servir per a determinar el contingut de TOC, DOC, cations i anions a càrrec del Serveis Científicotècnics, prèvia preparació, que va consistir en primer terme, en una filtració la mostra en el tots els casos a excepció del TOC, i afegir un volum d'aigua de la mostra depenent de l'anàlisi que calgués. Per a TOC i DOC es van afegir 20 mL en pots de caramel, i posteriorment es van acidificar amb àcid clorhídric 2N. Per a cations es van afegir 9,9 mL en tubs de vidre on posteriorment es va afegir el reactiu corresponent. Per a anions, es van afegir un volum de 1,5 mL en pots de cromatografia. Un cop totes les mostres van estar preparades, es van conservar a la nevera a 4°C per tal d'evitar la degradació dels compostos.

Per una altra banda, amb la resta de les mostres d'aigües, es va determinar la concentració de amoni i fosfats dissolts en l'aigua. Per a la seva determinació es va utilitzar la tècnica de determinació de concentració mitjançant espectrofotometria d'absorció, tal i com queda descrit en els Standard Methods.

Anàlisis de dades

Tal i com es pot observar en la taula annexa 1, s'ha elaborat una taula amb tots els valors dels paràmetres fisicoquímics *in situ*, hidromorfològics (cabal) i químics de totes les campanyes realitzades en la zona de mostreig (de Novembre fins a Març), juntament amb les dades provinents del anàlisis dels Serveis Científicotècnics. Posteriorment, amb aquestes dades s'ha realitzat una PCA (Principal Component Analysis) amb el software R (versió 2.15) per tal de poder discernir si hi ha diferències entre els diferents punts de mostreig.

Per a la avaluació de la qualitat biològica del diferents punts de mostreig s'han calculat dos tipus diferents de mètriques. Per una part, s'han calculat una sèries de variables estructurals de la comunitat de macroinvertebrats, com ara el nombre total d'individus (N), la riquesa rarefactada (estandarditzada a 41 individus) (Sr) i l'índex de biodiversitat de Shannon (H'), ja que són les principals variables descriptores i, per tant donen una aproximació a l'estat ecològic. Mitjançant el programa Statgraphics, s'ha calculat una taula ANOVA per a cadascuna de les variables descriptores com a resposta (N, Sr i H') de 3 factors (condició experimental, data i punt), i posteriorment s'han comparat les mitjanes mitjançant el mètode LSD per a establir si hi ha diferències entre els diferents nivells de cadascun dels diferents factors.

Per una altra banda, s'han calculat diferents índex biològics sobre macroinvertebrats, mitjançant el programa informàtic MAQBIR (Mètriques per a l'Avaluació de la Qualitat Biològica mitjançant macroinvertebrats dels Rius). (Munné & Prat 2009). Cal considerar que les dades dels diferents punts de mostreig varien segons la condició experimental. Així doncs, per a totes les mètriques a excepció de l'ICM-Star, s'han considerat el percentatge de cadascuna de les diferents famílies de totes les mostres recollides en aquell punt de mostreig i data. En canvi, per al càlcul de l'ICM-Star sí va ser possible calcular l'àrea mostrejada, i per tant es van referir amb dades de densitat (ind/m^2), però considerant únicament les dades provinents dels individus recollits en el substrat artificial.

La divergència en la composició de macroinvertebrats es va determinar mitjançant la funció ADONIS amb matrius de distància de tipus Bray-Curtis, mitjançant el software R (versió 2.15). Aquest mètode es preferible a MANOVA (Multivariate Analysis of Variance) per comprovar diferències en la composició de la comunitat quan el nombre

d'espècies es més gran que el nombre de mostres (Clarke & Gorley, 2001). A més suposa una alternativa més robusta que l'ANOSIM (Analysis of Similarities) (Oksanen, J. 2008). Posteriorment es va calcular un índex d'espècies per a determinar quines famílies diferien de cada mostra segons els diferents factors considerats.

En últim terme es va mesurar la pèrdua de massa de les fulles de *Populus sp.* al llarg de tres mesos en dos punts de mostreig (Vall d'Horta i Ripoll). L'objectiu era calcular la taxa de descomposició utilitzant el model exponencial negatiu (Benfield, 1996), on:

$$M_t = M_i \cdot e^{-kt}$$

k es la constant o taxa de descomposició (dies^{-1}), M_t és la massa inicial al temps t , M_i és la massa romanent al temps i , i t és el temps expressat en dies. El model exponencial negatiu es basa en l'assumpció de que la taxa de massa perduda és una fracció constant del material romanent. Malgrat que el model s'ajusta bastant bé a la dinàmica de descomposició de les fulles, el model sembla ajustar-se millor en els primers períodes de descomposició (Albelho, 2001). Posteriorment es va comprovar si hi havia diferències significatives entre les dos taxes, i per tant, establir si hi ha diferències o no, pel que respecta a la descomposició foliar davant dos punts amb diferent grau de contaminació.

RESULTATS

Variables abiòtiques

Per a l'anàlisi de les variables abiòtiques s'ha realitzat una anàlisi de components principals considerant 19 variable diferents recollides a l'annex 1. Abans, s'ha realitzat un anàlisi per veure quines variables presentaven una major correlació entre elles per tal de simplificar el nombre de variables. En la figura 1 es pot observar quines han estat les variables escollides i la seva importància. En aquest cas, s'han escollit 2 components, que en conjunt expliquen un 53,01% de la variabilitat mostral. Aquest anàlisi ha permès diferenciar en 3 grups pel que respecta als diferents punts de mostreig.

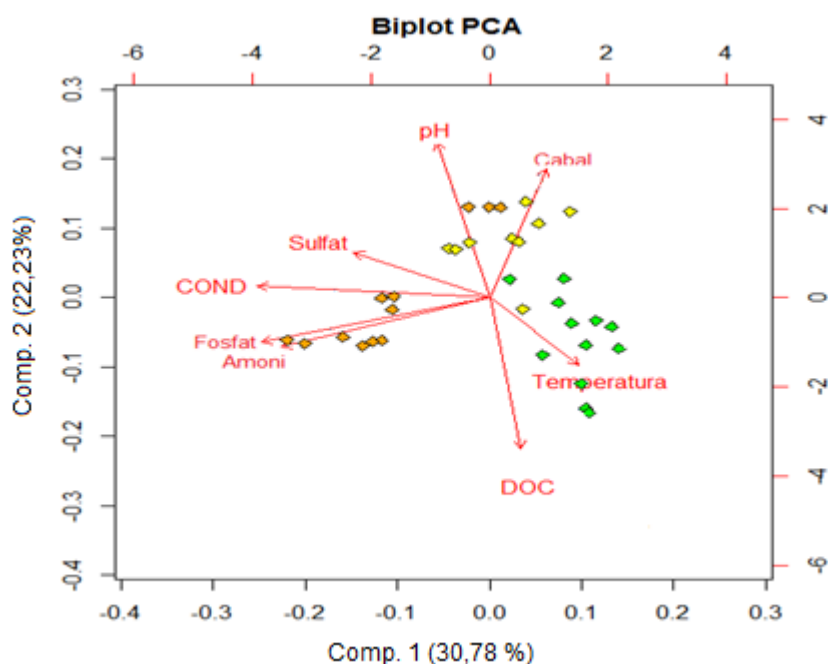


Figura 1: Gràfic resultat de la PCA. Els grups que s'observen corresponen a Vall d'Horta (verd), Ripoll (taronja), Castelló (groc).

Per una part, la primera component es relaciona amb les propietats químiques de l'aigua, especialment amb la concentració d'ions dissolts en l'aigua i els nutrients. En aquesta component pren especial importància les variables fosfats, amoni i conductivitat. Així, doncs, es pot establir un gradient de concentració pel que respecta a l'eix d'ordenades, quedant més a dreta aquells punts de menor concentració, i a la esquerra els de major concentració. La segona component està relacionada amb la temperatura, el DOC i cabal, i de forma inversament proporcional a aquestes el pH.

Tal i com es pot observar en la figura 1b, es pot establir una clara separació de grups. Per una banda, els punts de control de Vall d'Horta queden en la part dreta del gràfic. Els punts de contaminació (Ripoll i Castelló) queden separats entre ells al llarg de la segona component, degut a les diferències de cabal, pH i DOC. Per una altra banda, resten tres punts corresponent a Ripoll amb característiques força similars als de Castelló. Aquest fet es deu a que aquests punts corresponen al mostreig de Novembre, on les condicions fisicoquímiques dels diferents punts de mostreig eren força similars ja que el riu havia tingut unes crescudes recents que uniformitzaven la seva composició i diluïen l'aigua aportada per la depuradora.

Fosfats i Amoni

Tal i com s'ha comentat en la PCA anterior, els fosfats i el amoni es destaquen com a variables importants: a la figura 2 es mostra l'evolució de la concentració de fosfats al llarg del temps i en els diferents punts de mostreig. S'observa una tendència al creixement en els punts afectats per la contaminació (Ripoll i Castelló). Pel que respecta al punt de control (Vall d'Horta), roman invariable al llarg del temps, i ens les dos últimes campanyes de mostreig no mostra cap variabilitat entre rèpliques.

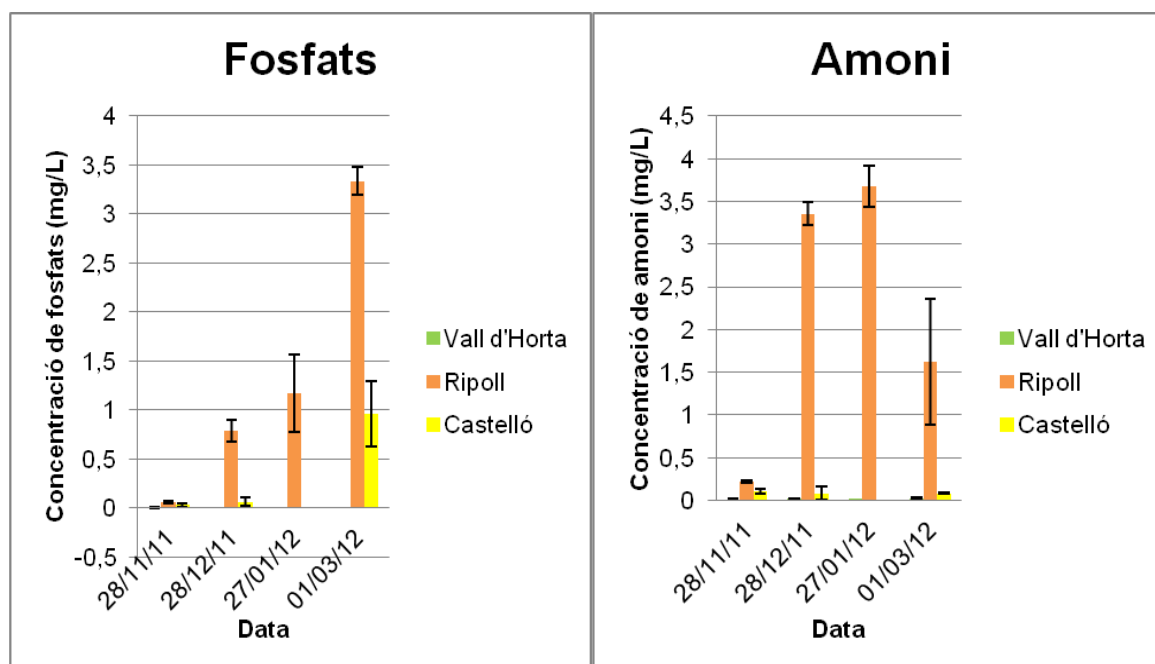


Figura 2: Gràfics de la concentració de fosfats (a) i amoni (b) per a cadascun dels punts de mostreig: Vall d'Horta (verd), Ripoll (taronja), Castelló (groc).

Les concentracions de fosfats varien, doncs, tant en el temps com en el espai. Pel que respecta al temps, com ja hem dit anteriorment, s'observa una tendència al creixement. Aquesta tendència és exponencial, sent major en el tram de Ripoll, arribant al màxim de $3,33 \pm 0,14$ mg/L a principis de Març. Pel que respecta al punt de mostreig de Castelló, la tendència temporal es manté, en els dos primers mesos i assolix un màxim al Març, on arriba a prop dels $0,96 \pm 0,33$ mg/L. Pel que respecta a l'espai les concentracions màximes es troben associades al punt de Ripoll independentment del mes, seguida per Castelló.

El gràfic de la dreta mostra la concentració d'amoni al llarg dels diferents mesos de campanya. Es pot constatar l'elevada concentració d'amoni en el punt de Ripoll essent la diferència de més d'un ordre de magnitud amb els altres punts de mostreig. Pel que respecta als altres punts, no hi ha diferències significatives entre Vall d'Horta i Castelló. Els valors màxims s'assoleixen al gener a Ripoll ($3,68$ mg/L $\pm 0,28$), i a Desembre en Castelló ($0,085 \pm 0,08$ mg/L). Pel que respecta a Vall d'Horta, pràcticament no mostra variació al llarg de tot el període de mostreig.

Canvis en l'estructura i composició de la comunitat de macroinvertebrats.

En primer terme, s'han utilitzat tres variables que serveixen per a descriure a grans trets l'estat les característiques de la comunitat de macroinvertebrats. Les variables són el nombre total d'individus, la riquesa específica, en aquest cas rarefactada, i un índex de diversitat (l'índex de Shannon). Aquestes variables mostren una relació predictable davant de pertorbacions en l'hàbitat. D'acord amb els diferents estudis existents (Allan & Castillo, 2007) el nombre total d'individus tendeix a créixer a mesura que augmenta la contaminació, mentre que la riquesa rarefactada i l'índex de Shannon tendeixen a disminuir.

La comprovació dels canvis en aquestes variables ens pot servir per indicar en primer terme si hi ha hagut pertorbacions, i en cas afirmatiu, avaluar aquests canvis amb un seguit de mètodes més específics, com ara els diferents índexs biològics o la comparació de les diferents famílies entre els diferents punts de mostreig. Les dades corresponents als diferents punts es troben a la Figura 3:

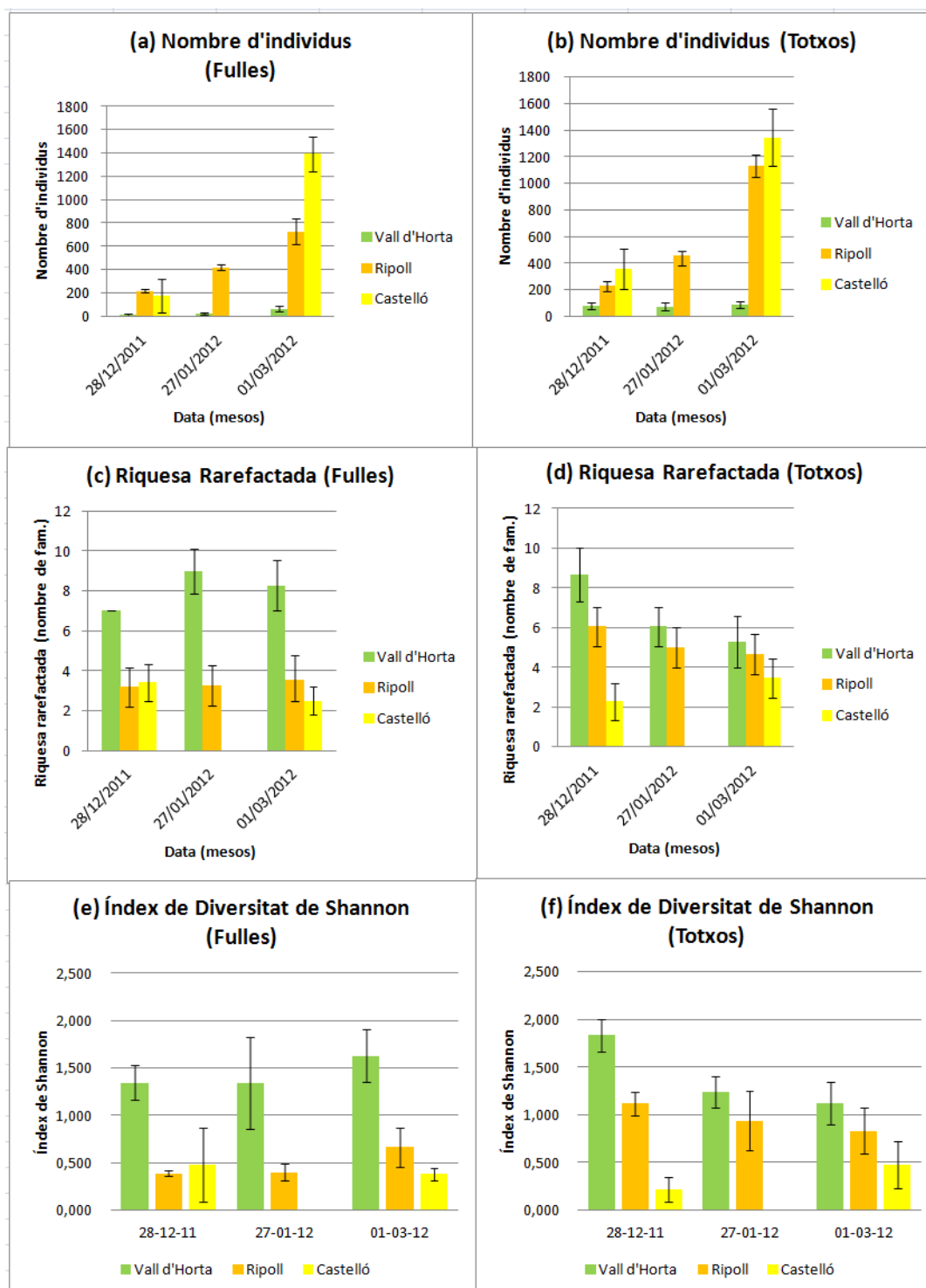


Figura 3: Gràfics on es representen cadascuna de les variables descriptors de l'estructura de la comunitat. A la part superior correspon al nombre total d'individus (gràfics a i b), la part mitjana es correspon amb les dades de riquesa rarefactada (gràfics c i d), mentre que a la part inferior queden representades les dades de diversitat provinents de l'índex de Shannon (gràfics e i f). Cada punt de mostreig queda representat per un color, sent Vall d'Horta (verd), Ripoll (taronja) i Castelló (groc)

L'anàlisi estadístic realitzat ha consistit en 3 taules ANOVES, una per a cadascuna de les variables següents: nombre total d'individus (N), riquesa rarefactada i estandaritzada a 41¹ (Sr) i índex de diversitat de Shannon (H'). Com a factors s'han considerat la condició experimental (si la mostra pertanyia a la comunitat de fulles o del substrat artificial), la data en la qual es va recollir i el punt en el qual es va recollir. Per a l'anàlisi de la varianza del nombre total d'individus com per la diversitat s'han considerat les rèpliques de forma separada, mentre que per la riquesa cada mostra ha sigut la suma de cadascuna de les 3 rèpliques.

L'abundància d'individus només presenta dos factors significatius: la data de recollida de les mostres ($F=31.29$, $p\text{-valor}=0.000$) i el punt de mostreig ($F=36.83$, $p\text{-valor}=0.000$). Dintre del factor data de mostreig, el nombre d'individus incrementa a mesura que avança al temps, existint diferències significatives entre cadascun del mesos. Per una altra banda, pel que respecta al punt de mostreig, incrementa l'abundància d'individus a mesura que es descendeix al llarg del riu (Vall d'Horta < Ripoll < Castelló), existint també, diferències significatives entre els diferents punts.

La riquesa rarefactada únicament presenta com a factor significatiu el punt de mostreig ($F=14.84$, $p\text{-valor}=0.001$) tal i com succeeix també amb l'índex de Shannon ($F=20.06$, $p\text{-valor}=0.000$). Dintre d'aquest factor es poden observar diferències pel que respecta als punts de mostreig. L'anàlisi mostra que la major riquesa es troba en la Vall d'Horta (7.36), existint diferències significatives amb els altres dos punts. En canvi, no hi ha diferències entre Ripoll (4,30) i Castelló (2,98). De forma similar, l'índex de Shannon pren el seu valor màxim en la Vall d'Horta (2,15), havent-hi diferències significatives amb els altres dos punts. En canvi, entre Ripoll (0,90) i Castelló (0,46) no existeixen diferències significatives.

Indicadors biològics

La taula 3 mostra els diferents indicadors escollit com a descriptors de l'estat ecològic. Els colors mostren a quina categoria representaria cadascuna de les comunitats mostrejades d'acord amb els nivells de tall que es troben a per la categoria de rius mediterranis de cabal variable (Veure Annex 2 i 3). Per al càlcul de tots els punts s'han considerat les dades agrupades de fulles i dels substrats artificial, a excepció de l'índex ICM-Star que s'han considerats les dades de densitat (ind/m^2) dels substrats

¹ S'ha estandaritzat a 41 perquè és el nombre mínim d'individus present en un punt de mostreig.

artificials. En la riquesa, el nombre entre parèntesi indica de famílies presents en aquests substrats artificials.

Punt	Riquesa	IASPT	IBMWP	EQR ICM-9	EQR IMMiL	EQR ICM-Star
VH-Des	18 (17)	4,6	83	0,77	0,63	0,79
VH-Gen	15 (11)	4	60	0,53	0,66	0,7
VH-Mar	17 (12)	4,1	69*	0,52	0,62	0,56
Rip-Des	10 (9)	2,8	28	0,2	0,18	0,22
Rip-Gen	11 (10)	2,7	30	0,2	0,18	0,15
Rip-Mar	14 (12)	3,4	48	0,32	0,38	0,38
Cas-Des	11 (9)	3,4	37	0,29	0,27	0
Cas-Gen	-	-	-	-	-	-
Cas-Mar	17 (13)	3,6	62	0,5	0,52	0,42

Taula 3 Valors dels diferents paràmetres biològics indicadors de qualitat mesurats per la comunitat de macroinvertebrats. La riquesa indica el nombre de taxons presents a cadascun dels punts i èpoques de mostreig. El valor de riquesa entre parèntesis correspon al nombre de taxons presents únicament en els substrats artificials i va ser emprat per calcular el valor de l'ICM-Star. Les dades utilitzades per aquest índex es troben en l'annex 7, 8 i 9. IASPT (Iberian Average Score Per Taxon) és el valor promig de tolerància de cadascun dels taxons presents. S'obté dividint el valor obtingut de l'IBMWP entre la nombre total de taxons presents.

A grans trets es pot observar que pocs punts compleixen la categoria de molt bo o bon estat ecològic. En sentit estricte, l'únic punt que ho compleix seria el primer mostreig de Vall d'Horta, amb l'excepció de l'índex multimètric IMMiL. Per a la resta de mostreigs de Vall d'Horta, cal indicar que a Març es troba a prop dels llindars de la categoria per a l'índex IBMWP. Malgrat això, podem establir que els punts de la Vall d'Horta, responen correctament com a control, ja que són els que presenten els valors de major qualitat durant les diferents dates de mostreig. La pèrdua de qualitat en aquest punt al llarg del temps, sembla respondre més a problemes en relació a l'hàbitat que no pas a efectes de contaminació. En el cas de la Vall d'Horta una reducció del cabal, especialment significativa el mes de Març, quan el riu estava a prop d'assecar-se en el moment del mostreig, podria ser la causa principal que explicaria la reducció dels valors de riquesa i dels índexs biològics en aquest punt.

Els punts mostrejats amb una qualitat més baixa es situen a Ripoll. Aquest punt és el més proper a la sortida de la estació depuradora i per tant, és el punt on caldria

esperar que l'estat ecològic fos pitjor. La majoria d'indicadors situen aquest punt en valors de qualitat entre dolent (taronja) i pèssim (vermell). El pitjor estat ecològic es situa en Desembre i Gener, justament on les concentracions d'amoni són les més elevades, i a partir de Març, a on es constata descens en la concentració d'aquesta substància, fa que incrementi lleugerament el seu estat ecològic, sense arribar mai al bon estat.

Finalment, el punt de Castelló mostra en termes generals un nivell de qualitat entre moderat (groc) i dolent (taronja). Aquest punt correspon al punt més allunyat de la planta depuradora i, a diferència del punt situat a Ripoll rep un petit afluent (el torrent de Castelló) diluint la contaminació que pugui provenir del riu Ripoll. A més, el punt es troba situat a 5 km riu avall, i per tant, també cal considerar l'efecte de depuració natural que s'hagi donat a terme pels organismes presents en el riu.

Composició de la comunitat

Per a establir si els diferents factors considerats en aquests estudi son responsables de canvis significatius en la composició de la comunitat s'ha realitzat un anàlisi de la variança de tipus permutacional multivariant (funció adonis). Els factors considerats han estat la condició experimental, el punt de mostreig i la data, existint diferències significatives en alguns d'aquests factors. El principal factor que explica les diferències en la composició de la comunitat és el factor punt de mostreig, que explica un 51,72% de la variabilitat (p -valor = 0.001). El següent factor en ordre d'importància seria la data, ja que explicaria el 14,95% de la variabilitat (p -valor = 0.034). L'últim factor, la condició experimental presentaria un 6,62% de la variabilitat, però no seria un factor significatiu (p -valor = 0.073).

Les famílies més abundants en totes les mostres, tal i com es pot comprovar els annexes 4, 5 i 6, ha estat la família de dípter Chironomidae. Aquest tàxon es caracteritza per tenir uns nínxols ecològics molt amplis (espècies molt tolerants i també d'intolerants) per al que respecta a la immensa majoria de variables ambientals (temperatura, oxigen, pH, salinitat...), fet que el fa ser el tàxon més abundant en la majoria de rius. En les mostres recollides, la seva abundància és substancialment més baixa en el punts de la Vall d'Horta que no pas en els punts de Ripoll i Castelló, on pràcticament suposen la totalitat dels individus presents. Un altre aspecte a esmentar és que les majors abundàncies es solen donar en fulles, al menys pel que respecta al

punt de Vall d'Horta. A mesura que augmenta el nombre total d'individus presents, augmenta al mateix temps l'abundància relativa (el percentatge) d'aquesta família, alhora es produeix una pèrdua de diversitat.

Dels resultats mostrats als annexos 4 es pot concloure que hi ha algunes determinades famílies que prefereixen unes determinades condicions a unes altres. A grans trets es pot concloure que hi ha determinades taxons que només són presents, significativament, en una determinada condició o en una altra. Aquests espècies són els gasteròpodes Lymnaeidae ($p\text{-valor} = 0.007$) i els copèpodes ($p\text{-valor} = 0.027$), que només es troben en el substrats artificials, en el cas dels Lymnaeidae o bé, són molt més nombrosos com succeeix en el cas dels Copepoda.

Per una altra banda, hi ha determinades famílies que presenten una preferència per una determinat substrat malgrat estadísticament no ser significatiu. Així per exemple, els baètids són proporcionalment més abundants en els substrats artificials que no pas en les fulles. Aquest fet fa que per exemple, a la Vall d'Horta, en substrats artificials sigui pràcticament l'espècie majoritària (a excepció de Març). Aquest taxó es caracteritza per tenir una moderada capacitat de tolerància davant la contaminació, a més d'una elevada capacitat de dispersió. De forma inversa, un altre família d'efemeròpters sembla tenir una major preferència per les fulles. És el cas dels Leptophlebiae, que no són gaire tolerants a la contaminació i són propis unes velocitats de corrent menors. És per aquest motiu que aquesta família es troba gairebé exclusivament en fulles de la Vall d'Horta.

L'anàlisi estadístic mostra que malgrat el factor data és un factor significatiu, no hi ha cap família característica que aparegui només en un mes concret. Així doncs, pel que fa a la data de mostreig, el que sí que s'observa és més un increment substancial en el nombre total d'individus i no tant un canvi en les famílies que integren cadascuna de les comunitats, i de produir-se aquest canvi de famílies correspon a famílies molt poc abundants.

El factor punt de mostreig com s'ha esmentat anteriorment, és el factor més important ja que és el que explica els majors canvis en la composició de la comunitat. Així doncs, a la Vall d'Horta trobem, per les seves condicions de qualitat d'aigua la major abundància de famílies intolerants. Entre elles, cal destacar el tricòpter Limnephilidae. Com la majoria de tricòpters, es tracta d'una família molt sensible a la contaminació. Aquest tàxon confecciona la seva casa amb pedres o restes vegetals (fustes o fulles) depenent de l'espècie. Una altra espècie present a destacar és el coleòpter Dytiscidae, que es caracteritza per tenir tant larves com els adults i depredadores.

Al punt corresponent a Ripoll, trobem la família Physidae (Gasteròpodes). Es caracteritzen per alimentar-se de algues, diatomees, matèria orgànica, i a més són força resistent a la contaminació. Les seves poblacions sovint estan condicionades per l'abundància d'aliment i el substrat (que ha de ser dur), és per aquest motiu, que són tan majoritàries en aquest punt.

Al punt corresponent a Castelló, trobem dos taxons propis d'aquest punt. El primer tàxon trobat correspon a l'efemeròpter Caenidae que viu preferentment en hàbitats lenítics (de baixa circulació de corrent), pel que es més tolerants que altres a la contaminació. El segon tàxon present és el tricòpter Hydropsyquidae, un organismes que només es troba en zones de corrent i substrat dur. Aquesta família, a diferència dels Limnephilidae esmentats abans, no fabriquen una casa. Són organismes filtradors que fabriquen les seves pròpies xarxes amb sedes, i que per tant requereixen un corrent entre moderat i baix i a més d'una bona acumulació de matèria orgànica en suspensió.

Taxa de descomposició

La figura 4 mostra la descomposició de les fulles que es van posar en paquets en dos dels punts d'estudi (Vall d'Horta i Ripoll). L'eix d'abscisses expressa el percentatge de pes sec romanent. Com es pot apreciar, les dues taxes de descomposició segueixen una tendència pràcticament similar, assolint el 50% de massa romanent al cap de 60 dies. A partir d'aquest punt, la fulla conté substàncies de degradació més lenta, com ara cel·lulosa, que dificulten la seva degradació.

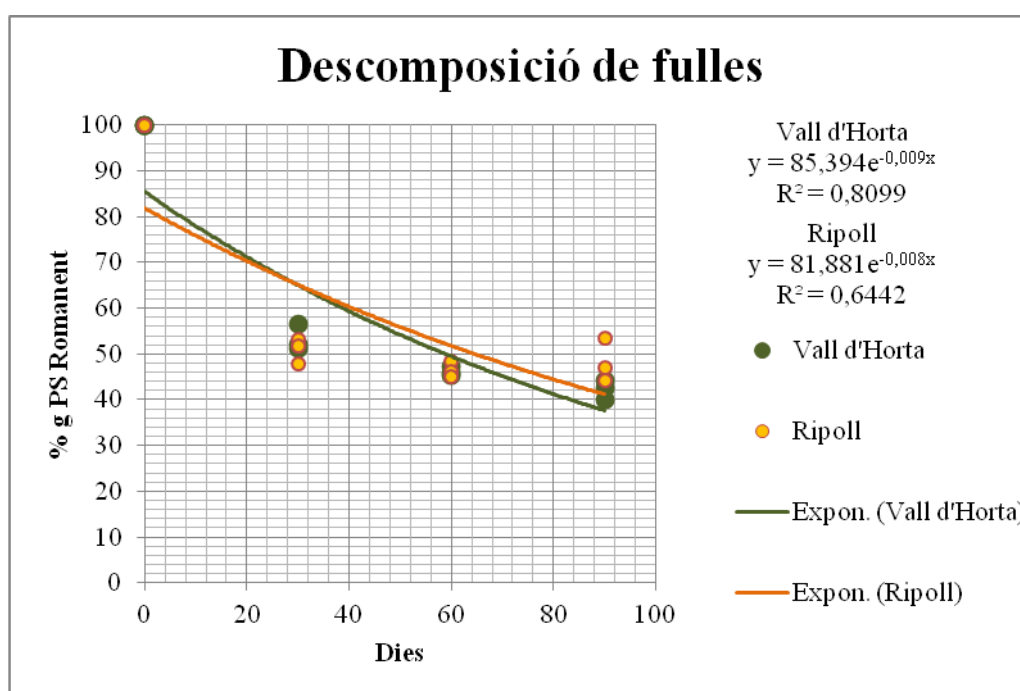


Figura 4: Taxes de descomposició de les fulles dels punts Vall d'Horta (verd) i Ripoll (taronja)

Les taxes calculades no presenten diferències significatives. La taxa de Vall d'Horta, és de $k = -0,009 \text{ dies}^{-1}$, mentre que la de Ripoll és de $k = -0,008 \text{ dies}^{-1}$. Per tant, podem establir que no hi ha diferències pel que respecta les característiques funcionals, malgrat apreciar-se diferències pel que respecta a l'estructura de la comunitat com s'ha pogut observar anteriorment. Els valors trobats es situen en la part mitjana de les taxes de descomposició de les fulles de diferents famílies d'arbres (Allan & Castillo, 2007), i a més aquestes són força similar a altres treballs similars on s'ha emprat la mateixa espècie i les condicions del riu eren força similars (Baldy et al. 1995), (Casas, & Gessner, 1999).

DISCUSSIÓ

Variables abiòtiques i composició de la comunitat de macroinvertebrats bentònics

La contaminació orgànica juga un paper fonamental en la distribució de les espècies de macroinvertebrats i per tant en la estructuració de les seves comunitats. La identificació dels principals contaminants i l'estudi dels seus efectes en l'ecosistema ha sigut un dels principals temes de recerca durant el darrer segle, i actualment es coneix bé la seva relació entre aquests dos factors. Entre les principals substàncies associades a la contaminació orgànica cal citar l'amoni i els fosfats. L'amoni és la forma més reduïda de nitrogen present en les aigües i la forma majoritàriament utilitzada per molts productors primaris (Allan & Castillo, 2007). El seu origen sol ser d'aigües depurades o de fonts difuses com l'agricultura. L'amoni en pH bàsics és una substància molt tòxica ja que passa a convertir-se en amoníac, una substància d'elevada toxicitat fins i tot a concentracions baixes (1mg/L) causant reduccions en la diversitat d'espècies (Miltner i Rankin, 1998), especialment en el cas dels peixos. Un altre dels factors limitant per a la producció primària són els fosfats que en concentracions elevades també causa alteracions importants en la estructura de la comunitat de macroinvertebrats bentònics (Miltner i Rankin, 1998).

Els resultats obtinguts en el present treball mostren discrepàncies significatives pel que respecta a la composició química dels punts de mostreig. Les concentracions màximes es donen al punt Ripoll, tant per amoni com per fosfats. Aquestes concentracions, a partir de desembre superen amb els límits marcats per al bon estat ecològic establert per la Directiva Marc de l'Aigua (Amoni 0,4 mg/L; Fosfats: 0,1 mg/L). Aquests dos paràmetres indiquen un elevat grau d'eutrofització i contaminació de les aigües. Els principals factors que expliquen aquesta variació es deuen a factors interns de la conca. Així, a mesura que passa el temps, el cabal del Ripoll disminueix, i per tant, augmenta el pes de l'efluent provinent de la depuradora situada a Sant Llorenç Savall. L'aport d'aigua del torrent de Castelló, serveix per a diluir la concentració de nutrients i per efecte de depuració natural del riu, la concentració de contaminants disminueix.

L'estudi de la comunitat de macroinvertebrats bentònics permet realitzar una ràpida diagnosi de la situació en la qual es troba el riu, ja que integra els components físics, químics i biològics a una escala temporal més ampla que no només l'anàlisi química que indicaria únicament l'estat just en el moment en el que s'han recollir les mostres. A més, una diferència en les característiques fisicoquímiques influencia enormement la distribució dels macroinvertebrats (Roldán, 1992) ja que són els paràmetres als quals mostren una major sensibilitat. Els efectes produïts per l'excés de nutrients provoquen una disminució en el nombre de taxons presents i la diversitat i un increment de l'abundància total dels macroinvertebrats. Així doncs, es produeix un predomini de organismes tolerants a la contaminació, especialment important en el cas dels quironòmids, que poden arribar a representar pràcticament la totalitat dels individus presents en els punts amb una major contaminació.

Els canvis en la composició de la comunitat de macroinvertebrats pot ser utilitzada com a bioindicador de l'estat ecològic tal i com estableix la Directiva Marc de l'Aigua. A Espanya, s'utilitza l'IBMWP (*Iberian Biomonitoring Working Party*) ja que a diferència d'altres indicadors, tals com per exemple l'FBILL, mostra una major sensibilitat i una correlació a diferents gradients d'estrès ambiental. Els resultats obtinguts mostren una tendència similar a les dades de composició química de l'aigua, fet que posa de manifest que els canvis observats es deuen fonamentalment a l'aport d'aquestes substàncies. Una altra forma d'avaluar l'estat ecològic es mitjançant els índex multimètrics, que a diferència dels índexs anteriorment citats no depenen exclusivament d'una variable i per tant són una alternativa més robusta en la majoria de casos. Aquest tipus de mètriques tenen una gran tradició a Amèrica del Nord on s'utilitzen com a principal tipus d'indicador de l'estat ecològic de les aigües. Aquest tipus d'índexs, al integrar varies mètriques en una sola solen mostrar una major correlació amb el gradient d'estrès (Munné & Prat, 2009), a més permeten avaluar en una sola mètrica, la variabilitat estructural i funcional dels components biòtics de l'ecosistema (Segnini, 2003). En el present estudi, els valors de qualitat mostrats pels índex no difereixen gaire entre ells, malgrat si haver algun canvi de categoria segons sigui l'índex que s'utilitzi. Els resultats aportats per aquests índexs, doncs es troben en consonància amb els resultats obtinguts anteriorment per l'IBMWP.

Descomposició foliar

La taxa de descomposició de les fulles és un procés que es troba afectat per factors interns com les característiques físiques i químiques de les fulles, com per factors ambientals com ara les característiques del riu tals com la composició química de l'aigua i la temperatura o la comunitat d'organismes presents. (Gessner et al. 1997). Típicament es distingeixen tres fases en el procés de degradació (Allan & Castillo, 2007) :

- 1) la solubilització de compostos solubles, que típicament varia entre 48 hores i 7 dies
- 2) la colonització microbiana, degradació foliar i l'acondicionament posterior, i
- 3) La fragmentació física duta per invertebrats.

Dintre dels factors externs, la concentració de nutrients són un factor important durant el procés de colonització microbiològica. Aquest procés es principalment dut a terme per fongs hifomicets fins i tot en condicions d'elevada contaminació orgànica (Graça & Canhoto 2006). Aquesta fase permet posteriorment l'abrasió física de les fulles i en últim terme la fragmentació duta a terme per brostejadors. Aquest fet permet transformar l'aliment disponible en forma de matèria orgànica particulada grollera (MOPG) a forma de matèria particulada fina (MOPF) fent-la disponible per a una gran varietat d'altres organismes tals com col·lectors o filtradors.

La taxa de descomposició de les fulles sembla mostrar una tendència a l'augment a mesura que augmenta la quantitat de nutrients disponibles (Graça, & Canhoto 2006). Uns nivells elevats nutrients generalment comporten una major activitat i biomassa microbiana, afavorint la descomposició foliar (Elwood et al. 1981, Grattan & Suberkropp 2001, Gulis & Suberkropp 2003); tanmateix la presència d'aquests nutrients sol no ser un factor limitant, per tant el seu increment en l'aigua no té perquè traduir-se necessàriament en un augment de la descomposició. En casos d'aigües amb una elevada càrrega de contaminants orgànics, la quantitat d'oxigen pot descendir i comportar una pèrdua tant en l'abundància i la diversitat de fongs i macroinvertebrats com una disminució de la taxa de descomposició foliar (Pascoal et al. 2001).

L'abundància de invertebrats, la seva riquesa específica i la seva diversitat està relacionada amb la concentració de nutrients presents en el riu. Alguns autors (Pearson & Connolly, 2000, Robinson & Gessner 2000) en els seus experiments

d'enriquiment de nutrients basats en nitrogen mostren que les abundàncies més elevades d'invertebrats s'associen a punts amb una major concentració de nutrients en relació al control, tal i com mostren les dades d'aquest estudi, però a diferència d'aquests autors les taxes de descomposició calculades en aquest treball no mostren cap canvi entre els dos punts. Altres autors (Hobbie, 2008), en canvi mostren resultats contraris on no només no s'estimula la descomposició amb l'augment de nutrients per contaminació, sinó que pot tenir un efecte negatiu.

Recentment, s'ha proposat la utilització de la taxa de descomposició com a mètode per avaluar l'estat ecològic. Malgrat que sembla ser que hi ha certs factors externs que afecten a la taxa de descomposició, aquests sovint donen resultats contradictoris. Per exemple, alguns autors han avaluat l'efecte de la tala d'arbres sobre la descomposició foliar on s'observa un canvi en la taxa de descomposició foliar. Alguns autors (Kreutzweiser et al. 2008; Lecerf, & Richardson, 2010), mostren un descens en la taxa de descomposició, mentre que altres semblen mostren una resposta totalment oposada (increment) (Griffith & Perry, 1991; McKie & Malmqvist, 2009). A més, hi ha una gran quantitat de factors que intervenen en la descomposició foliar i és sumament difícil relacionar quina és la principal causa/causes associades i especialment la interacció entre ells, fent que el increment d'una possible variable associada doni una resposta contrària a la que caldria esperar.

CONCLUSIONS

L'estudi mostra que els punts de mostreig situats en el riu Ripoll tenen una menor qualitat ecològica que el punt de control situat a la Vall d'Horta, incomplint en aquests punts els requeriments establerts per la Directiva Marc de l'Aigua. Malgrat haver realitzat esforços per minimitzar l'impacte de la contaminació en els darrers anys amb la construcció d'una depuradora, encara està lluny d'assolir l'objectiu imposat per la DMA del bon estat ecològic a totes les masses d'aigua abans de finalitzar el 2015.

El present treball a més ha demostrat quins canvis es produeixen en la comunitat de macroinvertebrats deguda a un excés de nutrients en el medi, tal com la substitució o desaparició de les espècies més sensibles a la contaminació, i l'increment en abundància tant relativa com absoluta dels taxons més tolerants, principalment la família de dípters de quironòmids.

A més, el següent treball ha comprovat l'efecte que té la contaminació sobre la taxa de descomposició foliar. En el present estudi no s'ha observat cap diferència entre els dos punts estudiat, malgrat alguns autors han realitzat varis informes al respecte, encara no queda clar com afecta un enriquiment de les aigües amb nutrients a la taxa de descomposició.

Agraïments

Vull agrair sincerament al meu tutor Narcís Prat per dirigir-me el present treball i especialment per la seva bona voluntat i predisposició a l'hora de quedar i resoldre els dubtes referents amb el projecte. En aquest sentit, també vull citar a en Pau Fortuño per haver-me ensenyat a identificar les principals famílies durant els primers mesos al Departament d'Ecologia, i en Pablo Rodríguez per haver-me ajudat a realitzar les anàlisis químiques de les meves mostres i a tots els membres del grup de recerca F.E.M. També m'agradaria mencionar a tots els amics de la Facultat de Biologia i familiars que amb els seus ànims han fet possible aquest projecte.

BIBLIOGRAFIA

Abelho M. (2001) *From litterfall to breakdown in streams: a review*. The Scientific World Journal, **1**, 656-680.

Agència Catalana de l'Aigua. (2002). *Regionalització del sistema fluvial a les conques internes de Catalunya*. Aplicació de la Directiva Marc en Política d'Aigües de la Unió Europea (2000/60/CE). Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya.

Alba-Tercedor, J. 1996. *Macroinvertebrados acuáticos y calidad de aguas de los ríos*. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA). Vol. II 203-213.

Alba-Tercedor, J. & A. Sánchez-Ortega. 1988. *Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978)*. Limnetica. 4: 51-56.

Allan, D. & Castillo, M. 2007. *Stream ecology: Structure and function of running waters*. 2nd edition. Springer Dordrecht, The Netherlands. 436 pp

Armitage, P. D.; D. Moss, J. F. Wright & M. T. Furse. 1983. *The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites*. Wat. Res. 17: 333-347.

Baldy, V., Gessner, M.O., and Chauvet, E. (1995) *Bacteria, fungi and the breakdown of leaf litter in a large river*. Oikos **74**, 93–102.

Barata, C.; I. Lekumberri; M. Vila-Escalé; N. Prat & C. Porte. 2005. *Trace metal concentration, antioxidant enzyme activities and susceptibility to oxidative stress in the tricoptera larvae Hydropsyche exocellata from the Llobregat river basin (NE Spain)*. Aquat. Toxicol. 74: 3-19.

Benfield E.F. (1996) *Leaf breakdown in stream ecosystems*. In: *Methods in Stream Ecology* (Eds F.R Hauer & G. A. Lamberti), pp 579-589. Academic Press, San Diego, CA.

Bonada, N. Prat, N. Resh, V.H. Statzner, Bernhard. 2006. *Developments in aquatic biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches*. Annu. Rev. Entomology, 2006: 51: 495-523

Casas, J. and Gessner, M.O. 1999 *Leaf litter breakdown in a Mediterranean stream characterised by travertine precipitation*. *Freshwater Biol.* **41**, 781–793.

Clarke, K. R. & R. N. Gorley. 2001. *PRIMER v5: User Manual Tutorial*, Primer-e, Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK.

Chessman B. C .1995. *Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: a procedure based on habitat-specific sampling, familylevel identification and a biotic index*. *Austr. J. Ecol.* 20: 122-129

Elwood JW, Newbold JD, Trimble AF, Stark RW (1981) *The limiting role of phosphorus in a woodland stream ecosystem: effects of P enrichment on leaf decomposition and primary producers*. *Ecology* 62:146–158

Diputació de Barcelona. *Programa de qualitat ecològica dels rius*. [en línia]. [Consulta: 25 de juny 2012]. Disponible: <<http://ecobill.diba.cat/index.php?>>>.

Gerhardt A, ed. 2000. *Biomonitoring of Polluted Water: Reviews on Actual Topics*. Zurich: Trans. Tech. Publ. 320 pp.

Gessner, M.O., Suberkropp, K., and Chauvet, E. (1997) *Decomposition of plant litter by fungi in marine and freshwater ecosystems*. In *The Mycota: A Comprehensive Treatise on Fungi as Experimental Systems for Basic and Applied Research*. Vol. 4. *Environmental and Microbial Relationships*. Wicklow, D.T. and Söderström, B., Eds. Springer-Verlag, Berlin. pp. 303–322

Graça, M. A. S. & Canhoto C. (2006). *Leaf litter in low litter order streams*. In: *Limnetica*, 25 (1-2): 1-10(2006)

Grattan RM, Suberkropp K (2001) *Effects of nutrient enrichment on yellow poplar leaf decomposition and fungal activity in streams*. *J N Am Benthol Soc* 20:33–43

Griffith, M.B., Perry, S.E., 1991. *Leaf pack processing in two Appalachian mountain streams draining catchments with different management histories*. *Hydrobiologia* 220, 247–254

Gulis V, Suberkropp K (2003) *Leaf litter decomposition and microbial activity in nutrient-enriched and unaltered reaches of a headwater stream*. *Freshw Biol* 48:123–134

Herranz Sanz J. M. & González del Tánago 1986: *La colonización de los substratos artificiales por macroinvertebrados bénticos en las aguas del alto Tajo. Comparación de métodos de muestreo*. *Limnética* 2: 163-171.

Hobbie, S. E. 2008. *Nitrogen effects on litter decomposition: a five-year experiment in eight temperate grassland and forest sites*. *Ecology Letters* 11:1065-1071

Kreutzweiser, D.P., Good, K.P., Capell, S.S., Holmes, S.B., 2008. *Leaf-litter decomposition and macroinvertebrate communities in boreal forest streams linked to upland logging disturbance*. *Journal of the North American Benthological Society* 27, 1–15

Kolkowitz, R. & W. A. Marsson. 1908. *Ecology of plant saprobia*. *Ber. dt. Bot. Ges.* 26: 505-519

Lecerf, A. & Richardson, J. S. 2010. *Litter decomposition can detect effects of high and moderate levels of forest disturbance on stream condition*. *Forest Ecology and Management*, 2010, 259:2433-2443

McKie, B.G., Malmqvist, B., 2009. *Assessing ecosystem functioning in streams affected by forest management: increased leaf decomposition occurs without changes to the composition of benthic assemblages*. *Freshwater Biology* 54, 2086–2100.

Miltner, R.J.; Rankin, E.T. (1998). *Primary nutrients and the biotic integrity of rivers and streams*. *Freshwater Biology*, 40 (1): 145-158

Munné, A. & Prat, N. 2009. *Use of macroinvertebrate-based multimetric indices for water quality evaluation in Spanish Mediterranean rivers: an intercalibration approach with the IBMWP index*. *Hydrobiologia*, 628: 203-205.

Oksanen, J. (2008) *Multivariate analysis of ecological communities in R: Vegan* tutor. Available at <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/opetus/metodi/vegantutor.pdf>

Pascoal C, Cássio F, Gomes P (2001) *Leaf breakdown rates: a measure of water quality?* *Int Rev Hydrobiol* 86:407–416

Pearson RG, Connolly NM (2000) *Nutrient enhancement, food quality and community dynamics in a tropical rainforest stream*. *Freshw Biol* 43:31–42

Pizzolon L. & M. Miserendino. 2001. *The performance of two regional biotic indices for running water quality in Northern Patagonian Andes*. *Acta Limnologica Brasiliensa* 13: 11-27.

Prat, N. *La qualitat ecològica del Llobregat, el Besòs, el Foix i la Tordera. Informe 1999*. Diputació de Barcelona.

Roldán, G. 1992. *Fundamentos de la Limnología Neotropical*. Universidad de Antioquia. Medellín. 529 pp.

Robinson CT, Gessner MO (2000) *Nutrient addition accelerates leaf breakdown in an alpine springbrook*. *Oecologia* 122:258–263

Ríos, B.; R. Acosta & N. Prat. (En Prep) *Distribution of macroinvertebrate communities in the high Andes and their tolerance to pollution. A review and proposal of a biotic index for high Andean streams (Andean Biotic Index, (ABI))*.

Sánchez-Montoya, M.M., Vidal-Albarca, M.R, Suárez, M.L (2010). *Comparing the sensitivity of diverse macroinvertebrate metrics to a multiple stressor gradient in Mediterranean streams and its influence on the assessment of ecological status*. Ecological Indicators 10 (2010) 896–904

Segnini, S. 2003. *El Uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente*. Ecotrópicos 15: 45-63.

US. Environmental Protection Agency. *Biological Indicators of Watershed Health: Classification of Macroinvertebrates* [en línea]. US, 8 desembre 2010 [Consulta: 25 de juny 2012]. Disponible: <<http://www.epa.gov/bioiweb1/html/invertclass.html>>.

ANNEXOS

Annex 1: Variables fisicoquímiques

PUNT	DATA	Temperatura	pH	COND ESP	Cabal	Amoni	Fosfat	Nitrat	Clorur	Sulfat	TOC	DOC	Fe	K	Ca	Na	Mg	S	P	Mn
V	N	12,2	8,07	658	64,63	0,01	0	2,19	8,98	14	13,36	12,92	0	0,91	37,13	4,87	28,19	5,07	0,04	0,01
V	N	12,2	8,07	658	64,63	0,01	0	2,51	9,22	13,84	5,85	5,21	0	0,97	34,31	5,63	29,06	5,24	0,13	0,01
V	N	12,2	8,07	658	64,63	0,01	0	2,93	10,66	13,92	17,82	15,95	0	0,93	33,35	5,93	29,33	5,68	0,07	0
V	D	7,9	8,07	223,4	11,06	0,01	0,01	1,99	10,45	16,08	7,1	5,8	0,02	0,92	26,7	6,43	30,83	6,68	0,13	0,01
V	D	7,8	8,12	213	11,06	0,02	0	2,06	10,13	13,48	10,53	9,45	0	0,92	24,89	6,64	30,29	5,76	0,01	0
V	D	8,1	8,13	287	11,06	0,02	0,01	2,03	10,66	12,45	8,09	6,46	0,01	0,96	37,51	6,84	30,82	6,06	0,23	0
V	G	6,9	7,9	659	4,16	0,01	0,01	0,44	6,44	10,21	13,71	12,77	0,01	0,51	28,8	4,24	19,75	4,1	0,1	0,01
V	G	7,1	8,07	663	4,16	0,02	0,01	1,53	11,27	15,12	12,53	10,49	0,09	1,03	30,93	7,44	32,4	11,4	0,18	0,01
V	G	7,2	8,11	662	4,16	0,03	0,01	1,54	11,13	17,95	5,98	2,67	0,02	0,94	30,21	7,31	32,33	7,27	0,11	0,01
V	M	8,7	8,24	349	0,089	0,02	0,01	0,22	12,76	18,27	10,19	7,22	0	1,12	38,51	8,53	33,65	6,96	0,12	0
V	M	10,7	8,29	346	0,089	0,04	0,01	0,12	12,29	17,74	4,69	4,02	0	1,17	32,36	8,14	33,61	7,2	0,15	0
V	M	11,4	8,28	338	0,089	0,02	0,01	0,05	12,29	16,82	12,05	11,54	0,01	1,17	32,97	8,75	33,56	6,93	0,15	0
R	N	4,1	8,43	714	175,65	0,28	0,07	1,41	12,74	17,34	6,1	5,27	0	1,38	39,57	8,93	22,92	5,76	0	0,01
R	N	4,1	8,43	714	175,65	0,15	0,04	3,06	12,31	16,24	6,23	5,05	0,01	1,26	42,55	8,37	22,28	5,78	0	0,01
R	N	4,1	8,43	714	175,65	0,23	0,05	4,71	20,72	20,66	8,33	6,52	0,04	2,22	41,41	14,3	33,64	9,78	0,23	0,01
R	D	2,6	8,18	856	33,21	3,24	0,66	5,45	20,24	16,2	7,84	7,32	0,01	4,33	44,72	30,03	35,47	11,83	0,35	0
R	D	3,2	8,23	844	33,21	3,65	0,84	5,38	17,87	15,63	9,92	5,94	0,01	4,24	44,3	28,99	34,75	11,68	0,4	0
R	D	3,3	8,21	844	33,21	3,17	0,86	5,23	18,28	15,38	7,33	5,48	0,01	4,45	37,53	29,85	36,03	11,91	0,41	0
R	G	4,1	8,11	917	5,16	3,7	1,18	0,06	17,72	13,72	7,17	6,81	0,01	5,32	64,2	30,4	26,8	10,21	0,58	0,01
R	G	3,6	8,02	915	5,16	3,39	1,55	6,51	24,7	15,8	7,22	6,54	0,01	7,53	39,94	41,94	35,07	13,03	0,59	0
R	G	3,7	8,07	913	5,16	3,95	0,77	6,51	24,53	16,25	6,82	7,42	0,08	7,58	28,54	43,15	35,23	13,59	0,38	0,01
R	M	9,4	8,27	1057	8,24	2,15	3,45	19,16	42,74	20,85	10,07	9,25	0,05	13,87	84,45	67,56	36,06	16,38	1,89	0,01
R	M	9,8	8,28	1042	8,24	2,08	3,17	16,39	39,52	20,47	10,36	9,86	0,05	13,99	68,62	68,84	36,22	16,56	1,82	0,01
R	M	10,5	8,33	1079	8,24	0,63	3,38	23,52	37,51	17,84	9,53	9,65	0,05	13,82	83,11	68,27	35,81	16,19	1,96	0,01
C	N	7,7	8,3	692	355,88	0,13	0,01	2,49	14,86	16,79	6,46	7,67	0	1,75	41,67	10,58	29,26	6,45	0,04	0
C	N	7,7	8,3	692	355,88	0,12	0,05	1,42	10,51	11,7	4,64	4,32	0,01	1,11	37,29	6,68	21,58	4,76	0,06	0,01
C	N	7,7	8,3	692	355,88	0,07	0,03	4,22	16,38	18,26	7,34	5,5	0,01	2,02	40,01	12,09	32,41	7,23	0,08	0
C	D	3,5	8,36	750	49,64	0,06	0,04	5,24	14,83	12,91	4,68	12,46	0	3	25,34	19,94	33,88	9,07	0,13	0
C	D	3,5	8,37	749	49,64	0,18	0,11	5,06	14,15	11,93	4,08	3,26	0	2,94	21,82	20,1	33,64	8,76	0,16	0
C	D	3,6	8,38	750	49,64	0,02	0,03	5,23	13,82	11,94	4,26	4,07	0	2,95	25,59	19,63	33,91	9	0,21	0
C	M	9,3	8,56	822	12,14	0,08	1,33	8,73	23,84	16,13	4,91	5,11	0,01	6,81	53,96	42,27	34,41	12,95	0,35	0
C	M	9	8,5	830	12,14	0,08	0,84	7,64	26,93	17,44	6,11	5,14	0,01	6,82	60,88	42,7	34,22	13,02	0,32	0
C	M	8,58	8,58	831	12,14	0,09	0,69	0,02	23,83	15,52	5,88	5,51	0,01	6,89	52,45	42,74	34,04	12,67	0,17	0

Les inicials i colors representen cadascun dels punts de mostreig, sent Vall d'Horta (V), Ripoll (R) i Castelló (C). Cadascun dels punts de mostreig es troben ordenats segons la data en la qual es van recollir: Novembre (N), Desembre (D), Gener (G) i Març (M).

Les variables estudiades i les seves unitats són les següents: Temperatura (°C), pH, Conductivitat (µS/cm), Cabal (l/s) i la resta d'ions en (mg/L)

Annex 2: Rangs de qualitat segons la tipologia fluvial de rius mediterranis de conca calcària de cabal variable de l'índex IBMWP i la seva interpretació.

Nivell de qualitat	Color representatiu	Valors IBMWP	EQR mitjà de l'IBMWP	Interpretació
Molt bo		> 120	> 0,85	No contaminat/no alterat
Bo		71-120	0,65-0,85	Lleugerament alterat
Mediocre		41-70	0,35-0,65	Sistema alterat
Deficient		20-40	0,15-0,35	Sistema molt alterat
Dolent		<20	<0,15	Sistema fortament alterat

Font: Protocol d'avaluació dels índexs multimètrics. Web: Agència Catalana de l'Aigua.

Annex 3: Rangs de qualitat dels índexs multimètrics ICM9, IMMIL i ICM-Star i la seva interpretació.

Nivell de qualitat	Color representatiu	EQR ICM9	EQR IMMIL	EQR ICM-Star	Interpretació
Molt bo		>0,9	>0,9	>0,9	No contaminat/no alterat
Bo		0,6-0,9	0,71-0,9	0,71-0,9	Lleugerament alterat
Mediocre		0,39-0,59	0,51-0,7	0,51-0,7	Sistema alterat
Deficient		0,25-0,38	0,2-0,5	0,2-0,5	Sistema molt alterat
Dolent		<0,25	<0,2	<0,2	Sistema fortament alterat

Fonts: ICM9: Article Sánchez-Montoya et al. 2010; IMMIL i ICM-Star: Article: Munné and Prat (2009)

Annex 4: Individus totals al punt Vall d'Horta

VALL D'HORTA	FULLES 28/12			FULLES 27/01			FULLES 01/03			TOTKOS 28/12			TOTKOS 27/01			TOTKOS 01/03				
TRICLADIA	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Dugesidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
OUGOCHAETA	0	2	0	2,00	0	2	2	4,00	11	5	2	18,00	5	3	6	14,00	0	1	0	1,00
HIRUDINEA	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Glossiphoniidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
MOLLUSCA	0	1	0	1,00	0	0	0	0,00	0	1	0	1,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Ancylidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Lymnaeidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	2	2,00	0	1	0	1,00
Physidae	0	0	0	0,00	1	0	2	3,00	0	0	0	0,00	1	0	0	1,00	2	0	1	2,00
HIDRACARINA	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	1	0	0	1,00	0	0	0	0,00	0	1	0	1,00
COPEPODA	1	0	0	1,00	0	0	0	0,00	1	0	0	1,00	10	4	6	20,00	1	0	3	4,00
OSTRACODA	0	0	0	0,00	0	0	1	1,00	8	0	1	9,00	3	2	10	15,00	1	1	0	2,00
CLADOCERA	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	1	1,00
EPHEMEROPTERA	3	2	0	5,00	1	0	1	2,00	10	6	2	18,00	32	26	34	92,00	70	28	22	117,00
Beetidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Cenionidae	0	0	0	0,00	0	0	1	1,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Leptophlebiidae	0	0	0	0,00	1	1	0	2,00	10	2	12	24,00	2	0	0	2,00	4	0	2	6,00
ODONATA	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	1	2	0	3,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Cordulidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Gomphidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	2	0	3	5,00	0	0	0	0,00
PLECOPTERA	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Neuroniidae	0	0	0	0,00	0	0	1	1,00	0	1	1	2,00	0	0	0	0,00	0	1	0	1,00
COLEOPTERA	0	2	1	3,00	0	0	0	0,00	2	2	2	6,00	8	5	6	19,00	3	0	4	7,00
Dytiscidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Halipidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	1	1,00
TRICHOPTERA	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Brachycentridae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	1	0	0	1,00	0	0	0	0,00
Hydropsychidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Limnephilidae	0	2	3	5,00	2	2	1	5,00	2	1	2	5,00	0	1	0	1,00	0	4	2	6,00
Polycentropodidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	1	1,00	0	0	0	0,00
Psychomyiidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
HETEROPTERA	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Notonectidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	1	1,00	0	0	0	0,00
DIPTERA	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	1	1	0	2,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Ceratopogonidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Chironomidae	6	15	3	24,00	25	10	7	42,00	44	20	38	102,00	16	10	30	56,00	27	22	22	71,00
Limoniidae	0	0	0	0,00	1	0	0	1,00	0	0	0	0,00	0	1	1	2,00	0	0	0	0,00
Phryganeidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Simuliidae	0	0	0	0,00	0	1	0	1,00	0	0	0	0,00	1	0	0	1,00	0	0	0	0,00
Statomyidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Tabanidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
TOTAL INDIVIDUS (N)	10	24	7	41,00	31	16	16	63,00	91	41	60	192,00	81	52	101	234,00	108	58	52	218,00

Annex 5: Individus totals al punt Ripoll

RIPOLL	FULLES 28/12			FULLES 27/01			FULLES 01/03			TOTKOS 28/12			TOTKOS 27/01			TOTKOS 01/03				
TRICLADIA	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	1	0	0	1,00	0	0	0	0,00	0	0	1	1,00
Dugesidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
OUGOCHAETA	8	7	4	19,00	4	8	11	23,00	0	12	3	17,00	15	1	15	31,00	2	1	6	9,00
HIRUDINEA	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Glossiphoniidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	3	1	0	4,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
MOLLUSCA	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Ancylidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Lymnaeidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	1	1	2,00	0	0	2	4,00
Physidae	7	5	8	20,00	7	31	6	44,00	15	8	5	28,00	21	21	8	50,00	12	2	4	18,00
HIDRACARINA	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
COPEPODA	0	0	0	0,00	3	1	0	4,00	7	2	1	10,00	9	1	7	17,00	43	43	21	107,00
OSTRACODA	0	2	2	4,00	2	2	2	6,00	173	34	112	319,00	3	8	5	16,00	13	6	2	21,00
CLADOCERA	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	5	0	0	5,00	0	0	0	0,00	22	13	5	40,00
EPHEMEROPTERA	0	3	1	4,00	18	0	3	21,00	21	0	2	23,00	29	14	18	61,00	67	26	50	143,00
Beetidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	1	1,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Cenionidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Leptophlebiidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
ODONATA	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Cordulidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	1	0	0	1,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Gomphidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
PLECOPTERA	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Neuroniidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
COLEOPTERA	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Dytiscidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Halipidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
TRICHOPTERA	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Brachycentridae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Hydropsychidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Limnephilidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Polycentropodidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Psychomyiidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
HETEROPTERA	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Notonectidae	0	0	1	1,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
DIPTERA	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Ceratopogonidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Chironomidae	186	219	198	603,00	355	384	413	1152,00	594	541	634	1769,00	130	146	204	480,00	246	327	453	1026,00
Umonidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Phryganeidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Simuliidae	1	2	1	4,00	3	0	0	3,00	0	2	2	4,00	1	6	14	21,00	1	1	1	3,00
Statomyidae	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
Tenabidae	0	0	0	0,00	0	0	1	1,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00
TOTAL INDIVIDUUS (ml)	207	238	214	655,00	397	426	436	1254,00	820	600	767	2182,00	208	188	274	690,00	407	420	543	1327,00
																	</			

Annex 6: Individus totals al punt Castelló

CASTELLÓ	FULLES 28/12			FULLES 27/01	FULLES 01/03			TOTXOS 28/12			TOTXOS 27/01	TOTXOS 01/03		
TRICLADIA	0	0	0	0,00				0	4	7	11,00			
Dugesidae	0	0	0	0,00				0	4	7	11,00			
OLIGOCHAETA	12	15	5	32,00				1	14	2	17,00			
HIRUDINEA				0,00							0,00			
Glossiphoniidae	0	0	0	0,00				0	0	0	0,00			
MOLLUSCA				0,00							0,00			
Ancylidae	0	0	0	0,00				0	0	0	0,00			
Lymnaeidae	0	0	0	0,00				0	0	0	0,00			
Physidae	0	0	0	0,00				0	0	0	0,00			
HIDRACARINA	0	0	0	0,00				0	1	0	1,00			
COPEPODA	0	0	0	0,00				0	1	3	4,00			
OSTRACODA	1	0	0	1,00				0	1	0	1,00			
CLADOCERA	0	0	0	0,00				0	0	0	0,00			
EPHEMEROPTERA				0,00							0,00			
Baetidae	1	1	1	3,00				0	3	0	3,00			
Caenidae	1	1	0	2,00				0	2	0	2,00			
Leptophlebiidae	0	0	0	0,00				0	0	0	0,00			
ODONATA				0,00							0,00			
Cordulidae	0	0	0	0,00				0	0	0	0,00			
Gomphidae	0	0	0	0,00				0	0	0	0,00			
PLECOPTERA				0,00							0,00			
Neuroridae	0	0	0	0,00				0	0	0	0,00			
COLEOPTERA				0,00							0,00			
Dytiscidae	0	0	0	0,00				0	0	0	0,00			
Halipidae	0	0	0	0,00				0	0	0	0,00			
TRICHOPTERA				0,00							0,00			
Brachycentridae	0	0	0	0,00				0	0	0	0,00			
Hydropsychidae	0	1	4	5,00				0	0	0	0,00			
Limnephilidae	0	0	0	0,00				0	0	0	0,00			
Polcentropodidae	0	0	0	0,00				0	0	0	0,00			
Psychomyidae	0	0	0	0,00				0	0	0	0,00			
HETEROPTERA				0,00							0,00			
Notonectidae	0	0	0	0,00				0	0	0	0,00			
DIPTERA				0,00							0,00			
Ceratopogonidae	0	0	0	0,00				0	0	1	1,00			
Chironomidae	104	322	48	474,00				207	482	348	1035,00			
Limoniidae	0	0	0	0,00				0	0	0	0,00			
Psychodidae	0	0	0	0,00				0	0	0	0,00			
Simuliidae	0	0	15	15,00				0	0	0	0,00			
Statomyidae	0	0	0	0,00				0	0	0	0,00			
Tabanidae	0	0	0	0,00				0	0	0	0,00			
TOTAL INDIVIDUS (N)	119	340	73	532,00	0	0	0	208	508	359	1075,00	0	0	0

Annex 7: Individus/g PS (fulles) i Individus/m² (totxos) al punt Vall d'Horta

VALL D'HORTA	FULLES 28/12			FULLES 27/01	FULLES 01/03			TOTXOS 28/12			TOTXOS 27/01	TOTXOS 01/03		
TRICLADIA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Dugesidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
OLIGOCHAETA	0,00	1,28	0,00	1,28	0,00	1,48	1,48	1,28	8,86	4,03	1,61	14,49	64,77	38,86
HIRUDINEA														
Glossiphoniidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
MOLLUSCA														
Ancylidae	0,00	0,64	0,00	0,64	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Lymnaeidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Physidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
HIDRACARINA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
COPEPODA	0,64	0,00	0,00	0,64	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
OSTRACODA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
CLADOCERA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
EPHEMEROPTERA														
Baetidae	1,92	1,28	0,00	3,20	0,74	0,00	0,74	3,94	8,05	4,83	1,61	14,49	414,55	336,82
Caenidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Leptophlebiidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,74	0,74	0,00	0,74	8,05	1,61	9,66	19,32	25,91	51,82
ODONATA														
Cordulidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Gomphidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PLECOPTERA														
Neuroridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
COLEOPTERA														
Dytiscidae	0,00	1,28	0,64	1,92	0,00	0,00	0,00	2,56	1,61	1,61	1,61	4,83	103,64	64,77
Halipidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
TRICHOPTERA														
Brachycentridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydropsychidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Limnephilidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Polcentropodidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Psychomyidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
HETEROPTERA														
Notonectidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
DIPTERA														
Ceratopogonidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Chironomidae	3,84	9,61	1,92	15,37	18,45	7,38	5,17	35,75	35,43	16,10	30,60	82,13	207,27	129,55
Limoniidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Psychodidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Simuliidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Statomyidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Tabanidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
TOTAL INDIVIDUS (N)	6,41	15,37	4,48	26,27	22,88	11,81	11,81	53,61	73,27	33,01	48,31	154,69	1049,32	673,64

Annex 8: Individus/g PS (fulles) i Individus/m² (totxos) al punt Ripoll

RIPOLL	FULLES 28/12 (ind/g PS)				FULLES 27/01 (ind/g PS)				FULLES 01/03 (ind/g PS)				TOTXOS 28/12				TOTXOS 27/01				TOTXOS 01/03			
TRICLADIA																								
Dugesidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,71	0,00	0,00	0,71	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,95	12,95
Oligochaeta	5,51	4,65	2,66	12,62	2,86	5,71	7,85	16,42	0,00	8,49	3,54	12,02	194,32	12,95	194,32	401,59	25,91	12,95	77,73	116,59	90,88	103,64	103,64	297,95
HIRUDINEA																								
Glossiphoniidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,11	0,71	0,00	2,83	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
MOLLUSCA																								
Ancylidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Lymnaeidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,95	12,95	25,91	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	25,91	25,91	51,82
Physidae	4,65	3,32	5,31	13,29	5,00	22,13	4,28	31,41	10,61	5,66	3,54	19,80	272,05	272,05	103,64	647,73	155,45	25,91	51,82	233,18	64,77	77,73	220,23	362,73
HIDRACARINA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
COPEPODA	0,00	0,00	0,00	0,00	2,14	0,71	0,00	2,86	4,95	1,41	0,71	7,07	116,59	12,95	90,68	220,23	557,05	557,05	272,05	1386,14	323,86	51,82	116,59	492,27
OSTRACODA	0,00	1,33	1,33	2,66	1,43	1,43	1,43	4,28	121,35	24,05	79,21	225,60	38,86	103,64	64,77	207,27	168,41	77,73	25,91	272,05	1178,86	1126,59	790,23	3225,68
CLADOCERA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,54	0,00	0,00	3,54	0,00	0,00	0,00	0,00	285,00	168,41	64,77	518,18	803,18	0,00	233,18	1036,36
EPHEMEROPTERA																								
Baetidae	0,00	1,99	0,66	2,66	12,95	0,00	2,14	14,99	14,95	0,00	1,41	16,27	375,68	181,36	133,18	790,23	867,95	336,81	647,73	1852,50	1044,55	440,45	1684,09	3679,09
Caenidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,71	0,71	0,00	0,00	25,91	25,91	12,95	0,00	12,95	25,91	51,82	0,00	38,86	90,68
Leptophlebiidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ODONATA																								
Corduliidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,71	0,00	0,00	0,71	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Gomphidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PLECOPTERA																								
Neuroniidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,95	0,00	25,91	38,86
COLEOPTERA																								
Dytiscidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Halipidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
TRICHOPTERA																								
Brachycentridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydropsychidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Limnephilidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Polcentropodidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Psychomyiidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
HETEROPTERA																								
Notonectidae	0,00	0,00	0,66	0,66	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
DIPTERA																								
Ceratopogonidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,95	0,00	12,95	0,00	0,00	0,00	0,00
Chironomidae	113,56	145,48	131,53	400,53	251,39	274,09	294,79	822,27	420,08	381,60	448,37	1251,06	1684,09	1891,36	2642,73	6218,18	3186,82	4236,14	5868,41	13291,36	9658,41	11177,27	12669,54	34705,22
Limoniidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Psychodidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Simuliidae	0,66	1,33	0,66	2,66	2,14	0,00	0,00	2,14	0,00	1,41	1,41	2,83	12,95	77,73	181,36	272,05	12,95	12,95	12,95	38,86	0,00	12,95	0,00	12,95
Statomyidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Tabanidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,71	0,71	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
TOTAL INDIVIDUS (N)	134,19	155,10	142,83	455,10	279,80	304,07	311,21	896,00	379,92	424,33	538,90	1543,14	2694,54	2563,00	3549,54	8809,09	5272,50	5440,91	7034,32	17747,72	13939,09	14146,36	15921,12	44006,58

Annex 9: Individus/g PS (fulles) i Individus/m² (totxos) al punt Castelló

CASTELLO	FULLES 28/12 (ind/g PS)				FULLES 01/03 (ind/g PS)				TOTXOS 28/12 (ind/m²)				TOTXOS 01/03 (ind/m²)			
TRICLADIA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	51,82	90,68	142,50	12,95	0,00	0,00	12,95
Dugesidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
OLIGOCHAETA	7,62	9,52	3,17	20,31	101,74	68,25	54,73	224,73	12,95	181,36	25,91	220,23	0,00	1036,36	1658,18	2694,54
HIRUDINEA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Glossiphoniidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
MOLLUSCA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ancylidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Lymnaeidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Physidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
HIDRACARINA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,95	0,00	12,95	38,86	0,00	12,95	51,82
COPEPODA	0,00	0,00	0,00	0,00	1,29	5,15	1,29	7,73	0,00	12,95	38,86	51,82	220,23	375,68	570,00	1165,91
OSTRACODA	0,63	0,00	0,00	0,63	0,64	0,64	0,64	1,93	0,00	12,95	0,00	12,95	0,00	64,77	116,59	181,36
CLADOCERA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,95	25,91	38,86
EPHEMEROPTERA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Baetidae	0,63	0,63	0,63	1,90	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	38,86	0,00	38,86	25,91	181,36	12,95	220,23
Caenidae	0,63	0,63	0,00	1,27	3,86	5,80	3,86	13,52	0,00	25,91	0,00	25,91	181,36	142,50	401,59	725,45
Leptophlebiidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,64	1,29	0,64	2,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,95	12,95	25,91
ODONATA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Corduliidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Gomphidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PLECOPTERA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Neuroniidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
COLEOPTERA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Dytiscidae	0,00	0,00	0,00	0,00	1,29	0,00	0,00	1,29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Halipidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
TRICHOPTERA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Brachycentridae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydropsychidae	0,00	0,63	2,54	3,17	0,00	0,00	0,64	0,64	0,00	0,00	0,00	0,00	12,95	0,00	0,00	12,95
Limnephilidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Polcentropodidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Psychomyiidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,95	38,86	0,00	51,82
HETEROPTERA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Notonectidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
DIPTERA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ceratopogonidae	0,00	0,00	0,00	0,00	1,29	0,00	0,00	1,29	0,00	0,00	12,95	12,95	0,00	0,00	0,00	0,00
Chironomidae	66,00	204,36	30,46	300,23	840,59	703,16	881,52	2425,63	2684,54	6244,09	4482,27	13407,95	18991,36	12358,63	15571,36	46921,35
Limoniidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Psychodidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,64	0,64	1,29	1,93	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Simuliidae	0,00	0,00	9,52	9,52	1,29	0,64	2,58	4,51	0,00	0,00	0,00	0,00	25,91	12,95	64,77	103,64
Statomyidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,64	0,64	0,64	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Tabanidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
TOTAL INDIVIDUOS (ml)	75,17	214,76	46,33	537,63	893,64	781,36	947,70	2696,41	2684,54	6500,81	4670,65	13376,15	18977,90	14737,04	19447,77	57906,31