

# Adaptació de l'índex QBR per a basses desconnectades



Autora: Meritxell Sánchez Llorente

Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals

Directors: Núria Bonada i Miguel Cañedo-Argüelles

Data de presentació: 15/09/2022

Màster d'Ecologia, Gestió i Restauració del Medi Natural



UNIVERSITAT DE  
BARCELONA

Adaptació de l'índex QBR per a basses desconnectades  
Imatge de portada de Cesc Múrria, a la bassa TRP55 (Infern).

Autora: Meritxell Sánchez Llorente

Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals

Directors: Núria Bonada i Miguel Cañedo-Argüelles

Data de presentació: 15/09/2022

Màster d'Ecologia, Gestió i Restauració del Medi Natural

Meritxell Sánchez

Núria Bonada

Miguel Cañedo-Argüelles

A handwritten signature in black ink, appearing to be 'MSL', written on a light-colored background.

## Resum

Els rius temporals perden el flux continu d'aigua superficial durant un període de temps al llarg de l'any, generant, en molts casos, basses desconnectades. Aquest tipus de rius són d'especial interès per l'heterogeneïtat d'hàbitats que s'originen en passar d'un sistema lòtic a un de lèntic, però la seva conservació és complexa. Alguns d'ells no queden protegits per la Directiva Marc de l'Aigua i manquen metodologies específiques que permetin avaluar-ne l'estat ecològic, sobretot durant la fase de bassa desconnectada. El QBR és un índex senzill d'avaluació de l'estat de la vegetació de ribera, un element hidromorfològic d'especial rellevància per avaluar l'estat ecològic, que es podria adaptar per avaluar les basses desconnectades. Aquest treball fa una recerca de l'aplicació del QBR arreu del món des de la seva publicació per trobar adaptacions per basses desconnectades. També es revisen altres sistemes d'avaluació per recollir noves variables que es puguin incorporar. Posteriorment, s'aplica el QBR original i les noves variables proposades a 54 basses distribuïdes per les conques hidrogràfiques catalanes i es defineix un gradient de pressions antròpiques per contrastar els valors obtinguts del QBR i les variables testades.

El QBR ha sigut força aplicat, sobretot a Espanya i Amèrica del Sud i Central, amb més 300 treballs publicats i diverses adaptacions a diferents ecosistemes fluvials. Només 6 estudis l'han aplicat a rius temporals. La resta d'estudis revisats no tenen en consideració aquest tipus de rius. La nova adaptació ha incorporat dues variables noves (usos de les terrasses fluvials i rastres d'hiperfreqüentació), però generalment no s'ha vist una connexió entre el valor de les variables i del QBR amb el gradient de pressions definit. Per tant, nous estudis són necessaris per valorar més variables interessants i considerar altres factors que determinin millor l'estat de conservació de la vegetació ripària en basses desconnectades.

## Summary

Temporary rivers lose the continuous flow of surface water for a period of time throughout the year, generating, in many cases, disconnected pools. This type of rivers are of special interest due to the heterogeneity of habitats that originate when transitioning from a lotic to a lentic system, but their conservation is complicated. Some of them are not protected by the Water Framework Directive and there is a scarcity of assessment methodologies to assess the ecological status, specially during the disconnected pools phase. The QBR is a simple index for evaluating the state of riparian vegetation, a hydromorphological element of special relevance for assessing the ecological state, which could be adapted to evaluate disconnected pools. This work performs a research on the application of the QBR around the world since its publication to find adaptations to disconnected pools and also of other evaluation systems to collect new variables that can be incorporated. Afterwards, the original QBR and the new proposed variables are applied in 54 pools distributed by the Catalan river basins and a gradient of anthropic pressures is defined to contrast the values obtained from the QBR and the tested variables.

The QBR has been widely applied, especially in Spain and South and Central America, with more than 300 published papers and several adaptations to different river ecosystems. Only 6 studies have applied it to temporary rivers. The rest of the indexes studied, in general, do not take this type of rivers into consideration. The new adaptation has incorporated two new variables (land uses of the floodplain and hyperfrequency traces), but generally no connection between the value of the variables and the QBR with the defined pressure gradient has been detected. Therefore, new studies are needed to evaluate more interesting variables and to consider other factors that better determine the conservation status of riparian vegetation in disconnected pools.

# Índex

---

<b>1. Introducció</b>	<b>5</b>
<b>2. Metodologia</b>	<b>7</b>
Recerca bibliogràfica i aplicació del QBR	7
Gradient de pressions antròpiques	8
Anàlisis estadístiques	9
<b>3. Resultats</b>	<b>10</b>
Recerca bibliogràfica	10
Caracterització del gradient de pressions antròpiques	13
Variables del QBR	15
Proposta adaptació del QBR per basses	18
<i>Bloc 1. Grau de cobertura ripària</i>	18
<i>Bloc 2. Estructura de la cobertura</i>	18
<i>Bloc 3. Qualitat de la cobertura</i>	19
<i>Bloc 4. Grau de naturalitat</i>	19
<b>4. Discussió</b>	<b>19</b>
Recerca bibliogràfica	19
Caracterització del gradient de pressions antròpiques	20
Aplicació del QBR	21
<b>5. Conclusions</b>	<b>24</b>
<b>6. Referències</b>	<b>25</b>
<b>Annex 1</b>	<b>I</b>
<b>Annex 2</b>	<b>II</b>
<b>Annex 3</b>	<b>VII</b>
<b>Annex 4</b>	<b>IX</b>
<b>Annex 5</b>	<b>XI</b>

## 1. Introducció

---

Les basses desconnectades fan referència a l'estat de transició entre la fase de flux continu de l'aigua superficial i la fase seca dels rius temporals. Els rius temporals es defineixen com aquells que perden la continuïtat del flux d'aigua superficial en part o en la totalitat de la xarxa d'afluents i curs principal durant un període de temps a l'any (Pastor et al., 2022). La pèrdua de la continuïtat comporta la transició d'un sistema lòtic a un lèntic (les basses desconnectades), a i fins i tot terrestre. Aquesta transició genera una heterogeneïtat d'hàbitats i de comunitats al llarg del temps i l'espai que promou una elevada biodiversitat (Stubbington et al., 2019).

Els rius temporals són típics de regions mediterrànies i subàrides (Datry et al., 2017a), però es troben en tota mena de climes. Actualment, representen el 69% dels rius de baix ordre i el 30 - 40% dels grans rius sota els 60° de latitud (Datry et al., 2017b). La seva proporció, però, està en augment degut el canvi global (que implica canvis en el règim de precipitacions), el canvi d'usos del sòl i a l'augment de demanda d'aigua per part de la població humana (Stubbington et al., 2019). És per aquests motius que està guanyant rellevància el seu estudi, i encara més a la conca mediterrània on els rius temporals són una important font d'aigua per l'agricultura, per la recàrrega d'aqüífers i són zones de descàrrega d'aigua durant les pluges intenses (Borg Galea et al., 2019). A més de ser punts d'alta biodiversitat, als rius temporals es donen processos crucials de transferència de matèria, energia i aigua (encara que sigui subsuperficial), són punts de refugi per la fauna i ofereixen diversos serveis ecosistèmics (Datry et al., 2017b).

La Directiva Marc de l'Aigua (DMA) exigeix als estats membres de la Unió Europea l'avaluació de totes les masses d'aigua superficial del seu territori i garantir que el seu estat ecològic sigui "bo" (Comissió Europea, 2000). La qualificació de l'estat ecològic s'obté mitjançant l'establiment d'unes condicions de referència i comparació amb les masses d'aigua d'estudi. Per l'avaluació de l'estat ecològic s'han desenvolupat una gran multitud de mètodes i protocols a seguir (Hughes et al., 2010). El problema d'alguns rius temporals és que la DMA no els dona protecció perquè no els considera masses d'aigua com a tal, com pot ser el cas de rius efímers que transporten aigua superficial només en moments puntuals. El fet que la majoria de mètodes estan ideats per rius permanents i la dificultat per avaluar el seu estat ecològic durant el seu període sec (Wilding et al., 2018) comporta una falta de desenvolupament d'indicadors

i protocols per la seva correcta gestió i seguiment ([Pastor et al., 2022](#); [Bruno et al., 2022](#)). La falta de protecció dels rius temporals representa una trava per la seva conservació davant les seves principals amenaces. Els canvis del règim hidrològic per addició o extracció d'aigua, alteracions fisicoquímiques per contaminació de les aigües, extracció de sediments i la introducció o invasió per espècies exòtiques són les principals amenaces ([Chiu et al., 2017](#)). Aquesta situació evidencia la urgència i necessitat de l'adaptació o disseny de nous protocols per fer-ne el seu seguiment i garantir el bon estat d'aquests ecosistemes.

Són tres paràmetres els que s'avaluen per definir l'estat ecològic: els fisicoquímics, els hidromorfològics i els biològics. L'índex més comunament aplicat a Espanya per l'avaluació dels paràmetres hidromorfològics és el QBR (Qualitat del Bosc de Ribera) i pels paràmetres biològics el IBMWP (*Iberian Biomonitoring Working Party*) ([Prunier et al., 2017](#); [Álvarez Cabria et al., 2008](#)).

El QBR, un índex desenvolupat a la Universitat de Barcelona, s'aplica per avaluar l'estat de la vegetació de ribera i està principalment ideat per cursos fluvials mediterranis ([Munné et al., 2003](#)). La vegetació de ribera és un element clau, sobretot en el clima mediterrani on hi ha una elevada pressió antròpica deguda a l'alta densitat poblacional, els canvis en els usos del sòl i a la fragmentació dels hàbitats, entre d'altres. En comparació als ecosistemes adjacents, als ecosistemes fluvials s'afavoreixen els processos biogeoquímics i taxes de reciclatge de nutrients gràcies a una major disponibilitat d'aigua i representen un lloc de refugi i corredor per la fauna ([Munné et al., 2003](#); [Stella et al., 2013](#)). El QBR té l'avantatge de permetre fer una avaluació ràpida (en uns 10 minuts) i senzilla sense la necessitat de tenir una formació prèvia per aplicar-lo. Només és necessari un coneixement bàsic de les principals espècies de vegetació autòctones i al·lòctones per poder-les identificar. Per aquests motius, el QBR és un bon candidat per ser adaptat per l'avaluació dels rius temporals, concretament pel període de desconexió dels rius, quan es formen les basses desconectades.

El QBR està dividit en 4 blocs: el grau de cobertura ripària, l'estructura de la cobertura, la qualitat de la cobertura i el grau de naturalitat de la riba. La cobertura ripària avalua el grau de coberta vegetal dels marges del riu i el grau de connectivitat entre l'hàbitat de ribera i l'ecosistema forestal adjacent. L'estructura de la cobertura avalua el recobriment per l'estrat arbustiu i arbori, i la seva distribució (linealitat). La qualitat de la cobertura, segons el tipus geomorfològic de la riba, determina la dominància de les

espècies autòctones respecte a les al·lòctones i la seva continuïtat longitudinal. El grau de naturalitat de la riba avalua la modificació antròpica de les terrasses adjacents i d'altres signes d'alteració.

Cada bloc està format per una sèrie d'elements amb una puntuació assignada. Els elements principals són els que atorguen la puntuació general del bloc (de 0 a 25 punts), i la resta d'elements són penalitzacions i bonificacions. La puntuació màxima de cada bloc són 25 punts i la mínima són 0 punts, encara que les penalitzacions o bonificacions puguin fer superar aquestes puntuacions. Per tant, el rang de valors del QBR és del 0 als 100. Segons la puntuació final l'estat de la vegetació de ribera es pot classificar en 5 categories (**Taula 1**).

**Taula 1.** Rangs de qualitat segons l'índex de Qualitat de Bosc de Ribera. Font: Munné et al., 2003.

Nivell de qualitat	QBR
Bosc de ribera sense alteracions, qualitat molt bona, estat natural	≥ 95
Bosc lleugerament pertorbat, qualitat bona	75 - 90
Inici d'alteració important, qualitat intermèdia	55 - 70
Alteració forta, qualitat dolenta	30 - 50
Degradació extrema, qualitat pèssima	≤ 25

L'objectiu d'aquest treball era l'adaptació del QBR per l'avaluació de basses desconnectades. Per aconseguir-ho es van definir els següents objectius específics: (i) fer una recerca de referències de l'aplicació del QBR arreu del món per trobar modificacions interessants per incorporar-les a la nova adaptació, (ii) fer una recerca bibliogràfica d'altres protocols i índexs per trobar elements aplicables a basses desconnectades i (iii) aplicar la nova adaptació per avaluar la seva utilitat.

## **2. Metodologia**

### **Recerca bibliogràfica i aplicació del QBR**

La recerca bibliogràfica es va fer mitjançant diversos portals i biblioteques electròniques de publicacions científiques, principalment a Google Scholar, JSTOR, MDPI, ResearchGate, Scielo, ScienceDirect, Springer i Wiley Online Library, amb les paraules clau "QBR index". Es van revisar tots els treballs trobats dins de l'any 2000 (quan es troba la primera publicació) fins a l'any 2021. Es van recollir tots els documents en una llista on s'especificava el país d'origen, l'any de publicació, els

autors, un breu de resum de l'objectiu de l'article i aplicació del QBR i les modificacions a l'índex. Es van destacar aquelles modificacions més interessants per la nova adaptació de l'índex a les basses desconnectades.

La segona part de la recerca es va centrar en la revisió de diversos protocols i índexs existents per l'avaluació de l'estat hidromorfològic o de la vegetació de ribera, aplicats en diversos països entre 1983 i 2015. El propòsit era recollir en un llistat tots aquells elements o noves variables que fossin interessants segons criteri expert per la seva incorporació a la nova adaptació del QBR.

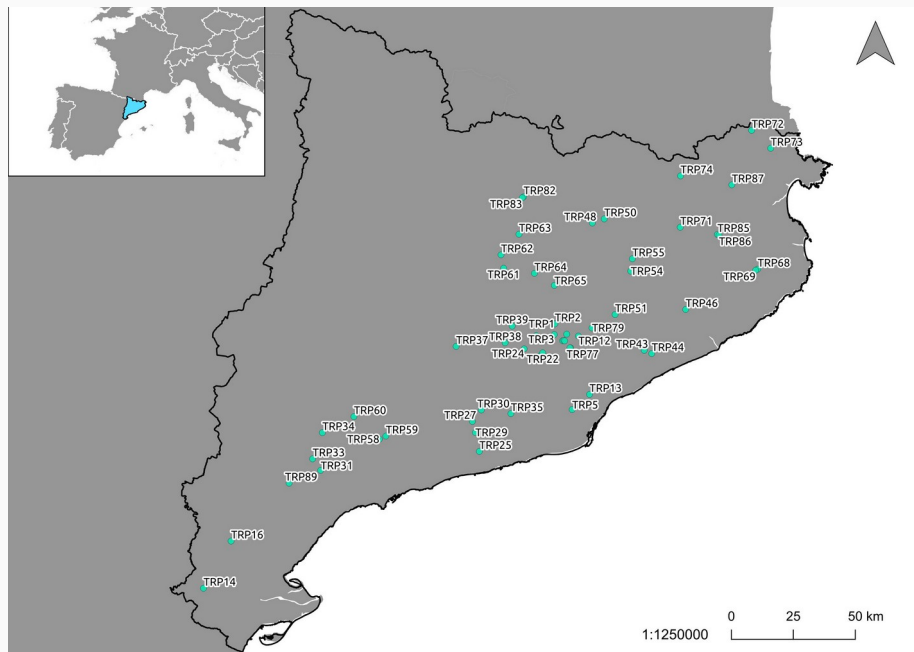
Amb les noves variables definides, es va dissenyar una matriu amb les variables originals i noves del QBR en columnes i els punts de mostreig en files. Cada variable tenia una sèrie de nivells, els quals se'ls assigna un valor del 0 a l'1, 2 o 3 segons el nombre de nivells. Per exemple, la cobertura vegetal del bloc 1 del QBR es dividia en 4 nivells amb una puntuació del 0 als 25 punts, sent 0 punts la mínima cobertura i 25 la màxima. A la matriu dissenyada aquests punts passarien a ser del 0 al 3, seguint el mateix criteri de 0 sent la mínima cobertura i 3 la màxima. D'aquesta manera es va poder assignar un valor a totes les variables amb un mateix criteri, sense tenir en compte el seu grau d'importància, ja que aquest es definiria més endavant segons els resultats de l'estadística.

També es va aplicar el QBR amb les puntuacions originals per obtenir el valor per bloc i el valor final per cada bassa. Així es va poder valorar si les variacions a les puntuacions corresponien al gradient de pressions antròpiques que es defineix a continuació.

## **Gradient de pressions antròpiques**

Es va definir un gradient de pressions antròpiques a partir de dades recopilades pel projecte TRivers-P ([FEHM, 2020](#)). Aquest gradient permetria identificar alguns factors responsables dels canvis en les puntuacions del QBR. L'objectiu del projecte TRivers-P és desenvolupar un mètode per l'avaluació de l'estat ecològic de les basses desconnectades de rius temporals. Per aquest estudi, es van fer servir 10 variables de pressió recollides en més de 100 punts de mostreig distribuïts per les conques hidrogràfiques de Catalunya (nord-est de la Península Ibèrica) durant l'any 2021. A aquest treball es van estudiar els 54 punts que corresponien a basses desconnectades en el moment del mostreig (**Figura 1**).





**Figura 1.** Situació de les basses desconnectades (punts blaus) a Catalunya. Font: elaboració pròpia.

Les variables de pressió van ser la conductivitat ( $\mu/cm$ ), SPC (conductivitat específica) ( $\mu S/cm$ ), pH, concentració d'oxigen (mg/L), TDS (Sòlids Dissolts Totals) (mg/L), fosfats (mg  $PO_4/L$ ), nitrits (mg  $NO_2/L$ ), nitrats (mg  $NO_3/L$ ), amoni (mg  $NH_4/L$ ) i COT (Carboni Orgànic Total) (mg C/L). A més, com altres paràmetres de pertorbació, es va determinar l'ús del sòl al voltant de les basses i la distància a l'EDAR (Estació Depuradora d'Aigües Residuals) més propera a cada bassa (m).

Els usos del sòl es van obtenir a partir de la capa ràster amb resolució de 30 m de les "Cobertes del sòl de Catalunya" del període 2012 - 2017 ([Generalitat de Catalunya, 2019](#)). Aquesta es va reclassificar en només 4 categories: «aigües» pels embassaments, «ús agrícola» per les zones de cultiu, «ús natural» pels ecosistemes naturals i «construït» per les zones urbanitzades o d'ús industrial. Es va considerar un radi de 200 m ([Fernández et al., 2012](#)) al voltant de cada bassa com a zona d'influència del riu, dins del qual es van calcular l'àrea i percentatge corresponent de cada ús del sòl definit. La ubicació de cada EDAR es va aconseguir del servei de dades de l'[ACA, 2021](#), a partir de la qual es va calcular la distància més curta a cada bassa. Tot això es va calcular a partir del programari QGIS versió 3.10.4 ([QGIS, 2022](#)).

## **Anàlisis estadístiques**

Es va testar la normalitat de les variables de pressió amb el test de Shapiro ([Royston, 1995](#)). Com no complien la normalitat es va fer una correlació de Spearman per variables no - paramètriques ([Puth et al., 2015](#)). Els valors faltants d'algunes variables

(conductivitat, pH i nutrients), que representaven menys del 3% del total de valors, van ser substituïts pel valor de la mitjana corresponent (Acock, 2005). Per definir el gradient de pressió antròpica es va fer un *Principal Component Analysis* (PCA) amb les variables escalades utilitzant el paquet *vegan* de R (Oksanen et al., 2022). Amb els *scores* de cada punt de mostreig es va definir una nova variable que representava el gradient de pressions antròpiques. Es van fer test ANOVA (Chambers et al., 1992) i test de Tukey (Yandell, 1997) de cada variable del QBR original, variable nova i bloc del QBR segons el gradient de pressions definit per saber com responien. Es van fer test ANOVA perquè les puntuacions es van considerar com a categories, ja que només prenen valors de 0, 5, 10, 15, 20 o 25 punts, en el cas dels blocs i variables originals, o valors de 0, 1, 2 i 3 en el cas de les variables noves. També es va fer una regressió lineal entre el valor total del QBR original de cada bassa i la nova variable de pressió antròpica definida al PCA.

Les variables del QBR amb diferències significatives entre les puntuacions al test ANOVA van ser testades amb un *Redundancy Analysis* (RDA) (Legendre & Legendre, 2012). Els *scores* obtinguts per cada variable del QBR a l'RDA va permetre assignar el nivell d'importància de cada variable. Com més allunyat de 0 fos el valor de l'*score* (tant valors positius com negatius), millor resposta al gradient de pressions i major importància a l'índex adaptat.

Tots els tests es van realitzar amb la versió 3.6.3 del programari R (R Core Team, 2022) i el valor límit de significança pel p-valor és de 0,05.

### 3. Resultats

---

#### Recerca bibliogràfica

Es van revisar un total de 324 estudis on l'índex QBR fos aplicat per fer l'avaluació de l'estat hidromorfològic o de la qualitat de la vegetació de ribera (Material suplementari, enllaç 1).

L'índex ha sigut aplicat en un total de 30 països. A escala de continent (Figura 2), el 62,96% dels treballs publicats corresponen a treballs d'origen euro-

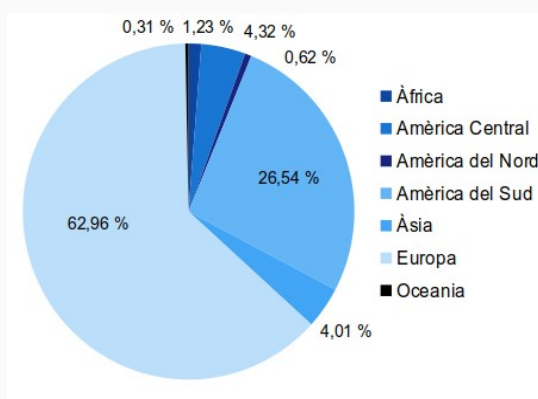
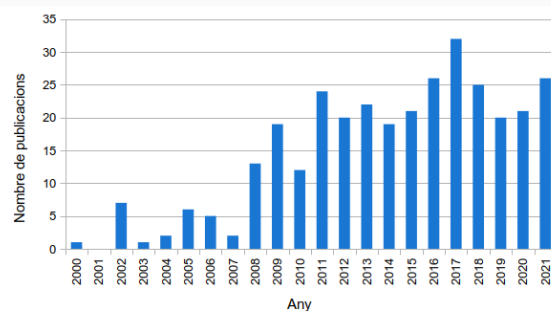


Figura 2. Percentatges corresponent al nombre de publicacions per continent respecte el total.

peu, ja que a Espanya s'han publicat el 43,52% del total de publicacions. Després d'Espanya, són Portugal (25) i Grècia (23) els països europeus amb més publicacions. El 26,5% de les publicacions són d'Amèrica del Sud, principalment d'Argentina (24), Equador (19), Perú (17) i Colòmbia (12). El 10,49% restant es reparteix entre Amèrica Central, Amèrica del Nord, Àfrica i Oceania. El 74,38% de les publicacions corresponen a països de parla hispana.

El nombre d'estudis on s'ha aplicat el QBR (**Figura 3**) ha augmentat progressivament a partir del 2008, superant les 10 publicacions a l'any fins a establir-se, a partir del 2011, en una mitjana de 21 publicacions a l'any. El major nombre de publicacions va ser l'any 2017, amb un total 32 treballs.



**Figura 3.** Nombre de treballs que han aplicat l'índex QBR per any de publicació.

Només 6 treballs van aplicar l'índex QBR en rius temporals (**Annex 1**), 5 dels quals el van aplicar amb la forma original. Alguns d'aquests treballs feien suggeriments de possibles canvis per adaptar-lo a rius temporals. Per exemple, [Suárez et al., 2002](#) va proposar fer una valoració en referència a la vegetació potencial que pot sostenir el règim hidrològic del curs fluvial. Per tant, si aquest només pot mantenir un estrat arbustiu, valorar-lo com si fos l'estrat arbori. Les principals adaptacions del QBR a diferents ecosistemes fluvials es van recollir a l'**Annex 2**. Els canvis en el llistat d'espècies autòctones i al·lòctones no es van considerar, ja que són necessaris per a la seva aplicació en un context diferent del mediterrani original.

A part, es van revisar un total de 85 protocols i índexs d'avaluació d'ecosistemes fluvials per aconseguir suggeriments de noves variables a incorporar a l'adaptació per basses desconnectades (**Material suplementari, enllaç 2**). Per tant, es va fer una revisió d'un total de 409 documents.

A partir de la revisió bibliogràfica es van suggerir 10 variables noves. A continuació es llisten les propostes i s'explica breument què avaluen, quina és la seva aportació a l'índex i com es van puntuar. Les propostes número 1, 3, 4, 9 i 10 són suggeriments propis, mentre que la resta corresponen a l'article referenciat.

- 1. Naturalitat de la bassa:** defineix l'origen de la bassa i dona una idea general del grau d'antropització.

- Bassa d'origen natural (1 punt).
  - Bassa d'origen artificial perquè s'ha originat gràcies a la presència d'estructures sòlides a la llera (0 punts).
- 2. Presència de plàntules:** presència (1 punt) o absència (0 punts) de plàntules a la ribera o entre les basses d'espècies arbòries i arbustives. Permet valorar la capacitat de manteniment en el temps de la vegetació de ribera ([González del Tánago & García del Jalón, 2011](#)).
- 3. Rastres d'hiperfreqüentació:** presència (1 punt) o absència (0 punts) de petjades humanes o d'animals, les quals poden indicar possibles problemes d'erosió de la ribera i alteració fisicoquímica de l'aigua.
- 4. Presència d'elements antròpics:** presència (1 punt) o absència (0 punts) de restes de desbrossament, pastoreig, runa, etc. entre basses o al llit del riu que poden provocar un impacte negatiu a l'estat de la ribera ([US Department of Agriculture, 2009](#)).
- 5. Tubs de regadiu o drenatge:** presència (1 punt) o absència (0 punts) de tubs de regadiu o drenatge que poden modificar el nivell natural d'aigua i poden ser una font de contaminació de la bassa ([Maine Department of Environmental Protection, 2009](#)).
- 6. Presència d'activitats que modifiquin la riba:** presència (1 punt) o absència (0 punts) d'activitats d'extracció d'àrids que provoqui desequilibris geomorfològics, principalment ([Ministerio para la Transición Ecológica, 2019](#)).
- 7. Usos de la terrassa fluvial:** es defineix si l'ús és natural o no (ús urbà, industrial o de cultiu). L'ús no natural pot implicar la reducció de l'extensió del bosc de ribera o la seva completa eliminació. A més, les zones més antropitzades augmenten la probabilitat d'entrada d'espècies al·lòctones ([Healey et al., 2012](#)).
- Natural (3 punts).
  - Cultius (2 punts).
  - Urbà (1 punt).
  - Industrial (0 punts).

**8. Percentatge d'ombra:** defineix el grau d'insolació durant el dia i, per tant, el grau d'evaporació de l'aigua i durada de la bassa ([Murphy & Toland, 2012](#); [Stranko, 2010](#)).

- Ombra total (2 punts).
- Entrada de llum per finestres (1 punt).
- Sense ombra (0 punts).

**9. Cobertura d'helòfits:** els macròfits, on s'inclouen els helòfits, s'utilitzen com a bioindicadors per l'avaluació de l'estat dels rius i la qualitat de l'aigua. Les espècies helòfites predominen en zones d'aigües poc profundes i bona il·luminació, com es dona en alguns rius temporals sense un estrat arbori abundant. Es considera negativament la completa ocupació de la bassa per macròfits, ja que implica una reducció de la diversitat i podrien indicar un excés de nutrients i compostos orgànics a l'aigua ([Manolaki & Papastergiadou, 2013](#)).

- Bassa amb helòfits en tot el perímetre i ocupant menys del 50% de la superfície de la bassa (3 punts).
- Bassa amb helòfits ocupant menys del 25% del perímetre de la bassa i en menys del 50% de la superfície (2 punts).
- Bassa totalment plena d'helòfits (1 punt).
- Bassa sense helòfits (0 punts).

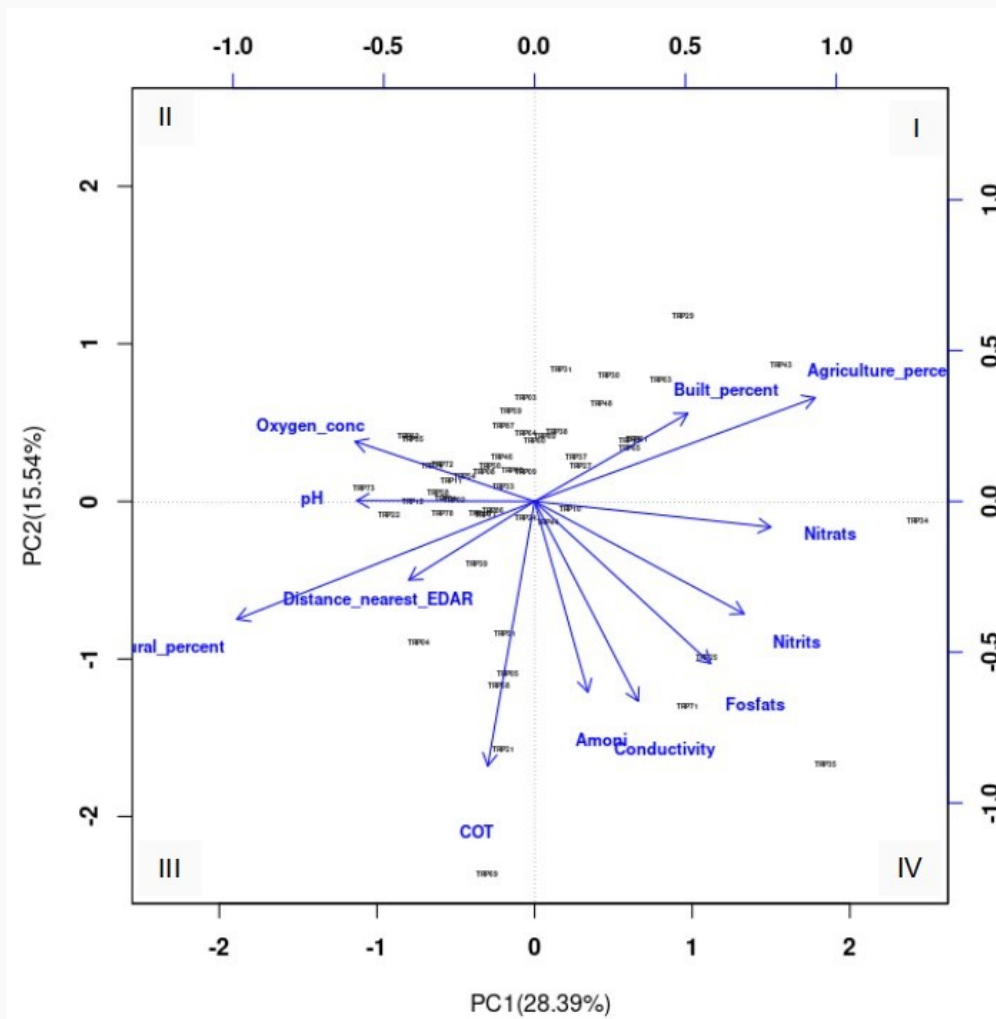
**10. Substrat:** substrat dur (0 punts) i substrat permeable (1 punt). La permeabilitat del substrat determina, en part, la durada de la bassa. Un substrat de roca mare evita la infiltració de l'aigua i la succió per part de la vegetació de ribera i permet que la bassa duri durant més temps durant les èpoques de sequera ([Bonada et al., 2007](#)).

### **Caracterització del gradient de pressions antròpiques**

Pel que fa a les dades de les variables de pressió es troben recollides a l'**Annex 3**. Es va comprovar el nivell de correlació entre les variables amb correlació d'Spearman. Les variables TDS i SPC es van descartar per fer la PCA perquè més de la meitat dels punts de mostreig no tenien valors i tenien una correlació del 0,97 amb la conductivitat. Es va apreciar certa correlació negativa entre l'ús del sòl natural amb la concentració de nitrats, nitrits i la conductivitat (0,42, 0,46 i 0,46, respectivament). En canvi, l'ús

agrícola tenia una correlació lleugerament positiva amb aquests tres paràmetres (0,39, 0,41 i 0,41, en el mateix ordre). Cal destacar la correlació lleugerament positiva entre nitrats i conductivitat (0,56) i la correlació negativa entre percentatge d'ús natural i d'ús agrícola del sòl (0,99).

Les dues primeres components principals de la PCA recollien el 43,93% de la variabilitat (**Figura 4**). Les variables amb major pes a la PC1 eren el percentatge d'ús agrícola i natural de les terrasses i la concentració de nitrats de les aigües. Les variables amb major pes a la PC2 eren la concentració de COT, la conductivitat i la concentració d'amoni. Els quadrants I i IV corresponien a una major pressió antròpica, perquè és on se situen el sòl d'ús agrícola, el sòl construït, els nutrients i la conductivitat. En contraposició, els quadrants II i III corresponien a una menor pressió antròpica, ja que és on se situen l'ús natural del sòl, la concentració d'oxigen i la distància a l'EDAR més pro-

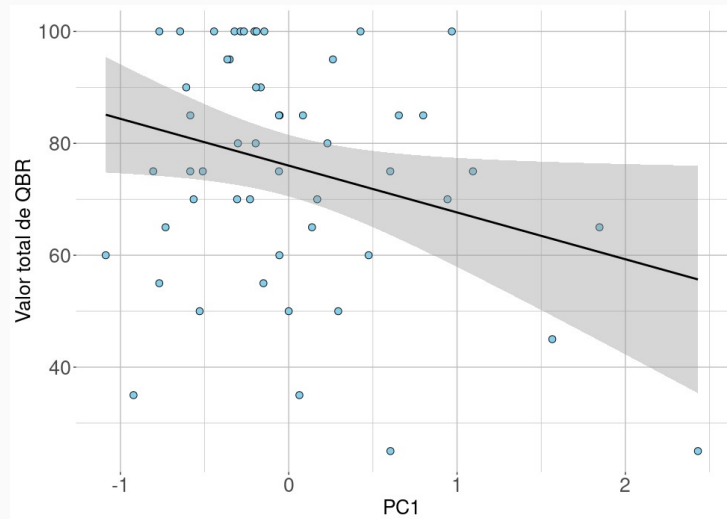


**Figura 4.** Biplot de la PCA. En vermell les variables ambientals i en negre el codi de les bassetes desconnectades mostrejades.

pera. Per tant, l'eix PC1 era el que definia el gradient de pressions i valors més elevats de PC1 corresponen a una major pressió antròpica a l'ecosistema.

### Variabls del QBR

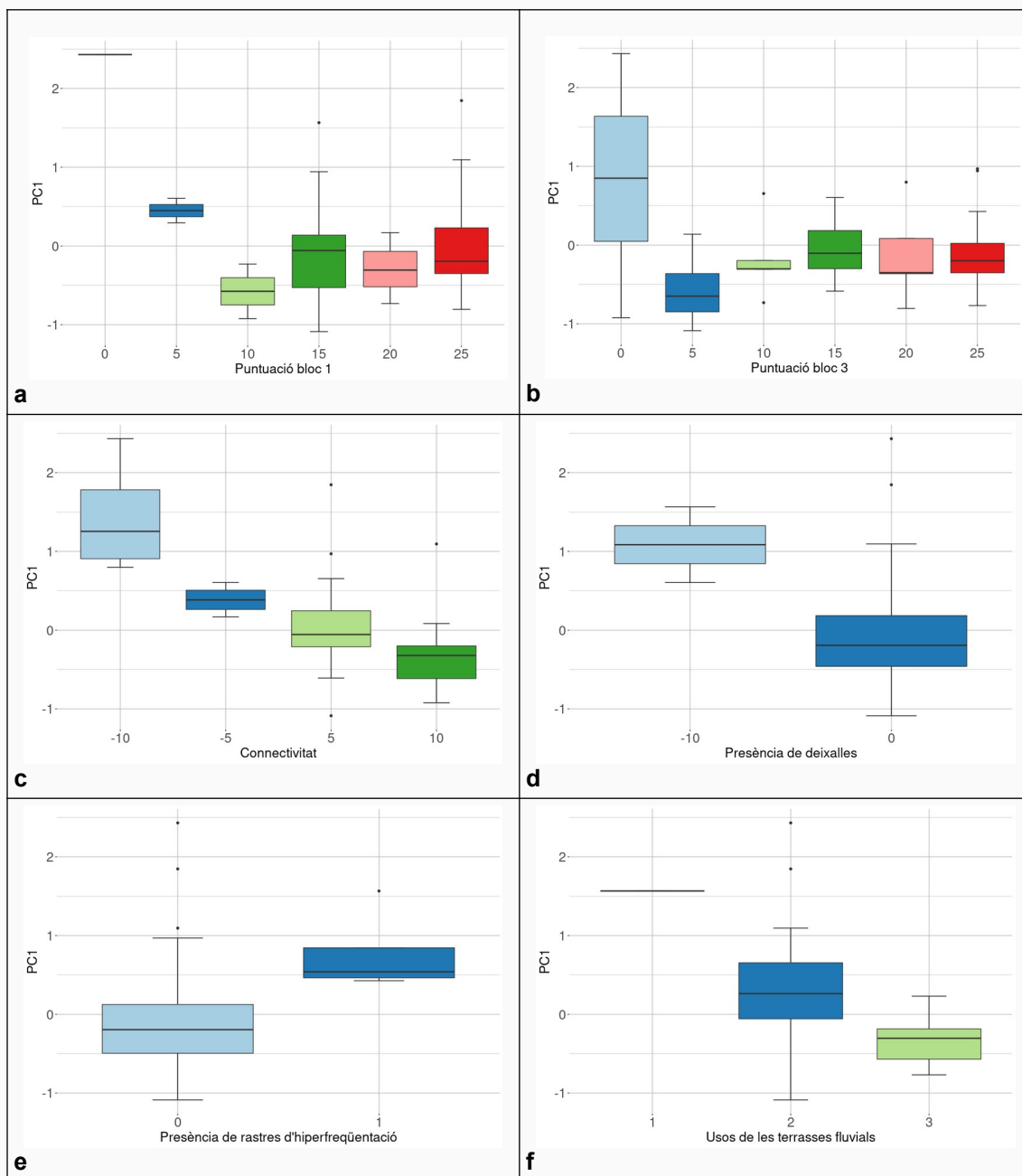
El model lineal que es va definir entre el valor total del QBR original aplicat a les basses i el gradient de pressions antròpiques era significatiu ( $p=0,04191$ ), però amb un valor de  $R^2$  inferior al 10%. Per tant, tot i que existia certa correlació, aquest model no explicava gran part de la variabilitat del valor del QBR. Tot i això,



**Figura 5.** Gràfic de dispersió entre el valor total de QBR original aplicat a cada bassa i PC1.

es veia certa tendència a valors més baixos del QBR com major és el valor de PC1 (major pressió antròpica) (**Figura 5**).

Els tests ANOVA que es van realitzar entre el gradient de pressions (PC1) i la puntuació final de cada bloc del QBR, van demostrar que els blocs que més es veien condicionats pel PC1 eren el bloc 1 (cobertura ripària) i el bloc 3 (qualitat de la cobertura). El test de Tukey va indicar diferències significatives entre les basses amb puntuació 0 i la resta al bloc 1 i entre els valors de 0 i 5 punts al bloc 3. Cal destacar que del bloc 1 només una bassa tenia una puntuació de 0 (**Figura 6a i 6b**). Pel que fa a les variables originals del QBR, només van obtenir diferències significatives a les variables de «connectivitat entre el bosc de ribera i l'ecosistema forestal adjacent» i la «presència de deixalles». El test de Tukey va indicar que a la connectivitat hi havia diferències significatives entre totes les puntuacions excepte entre les puntuacions de 5 i -5 (**Figura 6c i 6d**). De les variables noves només van donar diferències significatives a les variables de «presència de rastres d'hiperfreqüentació» i els «usos de les terrasses fluvials». El test de Tukey va indicar només diferències significatives entre l'ús 3 (natural) i la resta d'usos (**Figura 6e i 6f**). És probable que les variables que no tenien diferències significatives sigui perquè es van detectar a poques o a cap bassa, com era el cas de la «presència de tubs de regadiu o drenatge» i la «naturalitat de la bassa»,



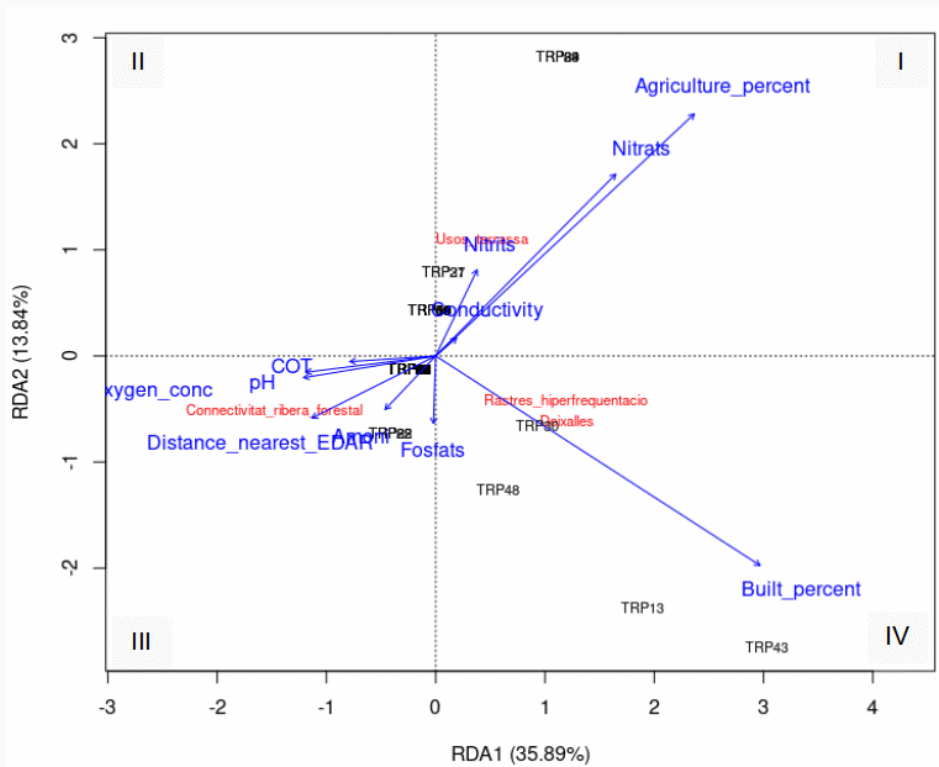
**Figura 6.** Boxplots de les possibles puntuacions de cada bloc del QBR (a i b), de cada variable original (c i d) i de les noves propostes (e i f) segons PC1. Les puntuacions són les que corresponen al QBR original excepte a les variables noves, amb una puntuació assignada entre 0 i 3.

Es va realitzar un RDA entre les 4 variables anteriors (la connectivitat, la presència de deixalles i de rastres d'hiperfreqüentació i els usos de les terrasses) i les variables de pressió antròpica, ja que eren les que millor responien al gradient de pressions. El primer eix explicava el 35,89%. Estava correlacionat positivament amb el sòl construït (0,78), l'ús agrícola del sòl (0,62) i lleugerament amb la concentració de nitrats (0,43). El segon eix explicava el 13,84%. Estava correlacionat positivament amb l'ús agrícola del sòl (0,60) i lleugerament amb la concentració de nitrats (0,45). També tenia una



correlació negativa amb el sòl construït (0,52). La variabilitat explicada per la representació bidimensional era del 49,74% (**Figura 7**). El valor de  $R^2$  ajustada era de 0,37. El model RDA era significatiu ( $p=0,006$ ). L'eix RDA1 era significatiu ( $p=0,004$ ) a diferència de l'eix RDA2 ( $p=0,182$ ). Les variables de pressió antròpica significatives van ser el percentatge d'ús agrícola ( $p=0,001$ ) i el percentatge de sòl construït ( $p=0,001$ ).

El quadrant I és on es concentraven les variables que indiquen major pressió antròpica i el quadrant III menor pressió antròpica. Seguint aquest eix en diagonal, al sumar els *scores* obtinguts d'RDA1 i RDA2 de cada variable del QBR es pot determinar la seva importància o pes en el model. Les variables del QBR amb un major pes van ser la connectivitat (-1,99) i usos del sòl de les terrasses (1,52), ja que tenen els *scores* més allunyats de 0.



**Figura 7.** Representació bidimensional del RDA. En blau les variables ambientals, en vermell les variables del QBR i en negre les basses mostrejades. “Built\_percent” correspon a percentatge de sòl construït, “Agriculture\_percent” al percentatge de sòl d’ús agrícola, “Distance\_nearest\_EDAR” a la distància a l’EDAR més propera a la bassa, “Oxygen\_conc” a la concentració d’oxigen.

Com que de les 29 variables del QBR testades en total (originals i noves) només 4 van resultar significatives, es va decidir fer un nou test RDA amb les variables originals incorporant les 2 variables noves significatives (els rastres d’hiperfrequentació i els usos de les terrasses). L’objectiu era testar la relació entre totes les variables i establir un ordre d’importància de les variables originals del QBR. Aquest segon RDA era un model

significatiu ( $p=0,005$ ), amb un  $R^2$  ajustada de 0,17 i recollia el 23,15% de la variabilitat. El patró del gradient de pressió anava entre el quadrant IV (major pressió antròpica) i quadrant II (menor pressió antròpica). Es van definir com variables importants aquelles que tenien un *score* que superava (en valor absolut) el 0,7. Es va decidir aquest límit perquè permetia separar les variables clarament en dos grups. Així les variables més rellevants també eren les 4 variables testades al RDA anterior, seguides de la linealitat (-1,00) i presència d'espècies al·lòctones (-0,71). La resta de variables tenen valors inferiors a 0,45. Les variables de pressió antròpica significatives van ser igualment el sòl construït ( $p=0,001$ ), l'ús agrícola ( $p=0,010$ ) i la concentració de nitrats ( $p=0,007$ ).

### **Proposta adaptació del QBR per basses desconnectades**

Els resultats obtinguts han demostrat que el gradient de pressions definit no determinava ni el valor de QBR, ni el valor de la majoria de variables testades. Això vol dir que aquestes variables depenien d'altres factors que no es van tenir en compte i que podien definir millor l'estat de les basses desconnectades. És per això que a part dels resultats estadístics també es van tenir molt en compte les referències consultades i el criteri expert per fer la nova adaptació de l'índex QBR per a basses desconnectades. Les modificacions es van centrar principalment en els 4 blocs principals i la part de «Determinació del tipus geomorfològic» es va conservar igual a l'original. El full de camp es pot trobar a l'**Annex 4**.

#### **Bloc 1. Grau de cobertura ripària**

La cobertura vegetal no va respondre al gradient de pressions antròpiques. Això vol dir que tant sigui una zona impactada com poc impactada el valor de la cobertura depenia d'altres factors que no estaven inclosos en aquest estudi. Basant-se en la bibliografia consultada, es va proposar una reducció dels percentatges, ja que el règim irregular dels rius temporals en algunes ocasions no pot mantenir el mateix nivell de coberta vegetal que un riu permanent. La connectivitat de la vegetació de ribera amb l'ecosistema adjacent manté la puntuació i subapartats com a l'original.

#### **Bloc 2. Estructura de la cobertura**

En el mateix sentit que a l'apartat anterior, es va proposar una reducció del percentatge de la cobertura d'arbres a favor de la cobertura d'arbustos seguint la bibliografia consultada. Les penalitzacions a la distribució lineal dels arbres es va mantenir, ja que era un factor que sí que determinava la presència d'impacte a la bassa. La distribució dels arbres en taques no es va considerar com una penalització,

ja que es tenia en compte que la coberta vegetal serà més escassa i que aquesta es concentrarà al voltant de les basses.

### **Bloc 3. Qualitat de la cobertura**

La presència de deixalles es va mantenir amb la penalització original de - 10 punts, la penalització més alta, perquè ja es va considerar ajustada a l'impacte que representa aquest tipus d'alteració. Les altres variables també es van mantenir igual a excepció del nombre d'espècies d'arbres en concordança amb la variable de cobertura d'arbres. Una menor concentració d'arbres per la falta de disponibilitat d'aigua també té repercussions en la diversitat d'espècies d'arbre. Per tant, la màxima puntuació correspon a dues o més espècies d'arbre al tipus 2 i tres o més al tipus 3. A l'apartat de «nombre d'espècies d'arbust» també es tindria en compte les espècies d'helòfits.

### **Bloc 4. Grau de naturalitat**

A aquest bloc es va decidir incloure les dues noves variables que van respondre millor al gradient de pressions. Els «usos del sòl a les terrasses fluvials» es va puntuar de la següent manera: - 5 punts si era ús agrícola, -10 punts si era d'ús urbà i/o industrial i +10 punts sí que era d'ús natural. Pel que fa a la «presència de rastres d'hiperfreqüentació», aquesta es va puntuar com una penalització de - 5 punts, ja que no es va considerar una alteració severa de l'estat de la bassa. També es va decidir incloure, sota criteri expert, la «presència de tubs de regadiu o drenatge» com una penalització de -10 punts, doncs pot ser un factor clau en la durada de la bassa. També es va afegir la «naturalitat de la bassa» així: -5 punts si és artificial i +5 punts si és natural perquè complementi la variable de «modificació del canal».

## **4. Discussió**

---

### **Recerca bibliogràfica**

Els resultats de la revisió bibliogràfica van mostrar com la majoria de les publicacions (74,38%) corresponien a països de parla hispana i que l'índex va ser aplicat principalment a Espanya. Era un fet esperable, perquè compartir l'idioma facilita que l'ús d'aquest l'índex s'expandeixi per països d'Amèrica del Sud i Central.

Els tres països que va publicar més treballs, a part d'Espanya, van ser Portugal, Grècia i Argentina. S'esperava que països mediterranis o veïns propers d'Espanya, com és el cas de Grècia i Portugal, l'apliquessin i amb la seva forma original. Per

aquests motius, va sorprendre que a Itàlia només es va trobar un únic treball on s'apliqués el QBR. En el cas d'Argentina, el QBR va ser bastant aplicat, però en diverses versions adaptades als ecosistemes predominants del país. La versió de QBR de [Kutschker et al., 2009](#) per l'estudi de rius andino-patagònics és el que més va ser aplicat, seguidament del de [Sirombra & Mesa, 2012](#) pel Yungas (bioma andí subtropical).

El QBR ha sigut modificat en diverses ocasions. Les adaptacions per rius temporals han sigut les de [Quintana Fortuny et al., 2015](#), pels rius temporals de Menorca, i la de [Castro-López et al., 2019](#) per rius semiàrids del nord-oest de Mèxic. La resta de modificacions fetes al QBR eren adaptacions a altres tipus d'ecosistemes fluvials (**Annex 2**). L'escassetat d'aplicacions del QBR a rius temporals, tenint en compte que és un dels índexs més aplicats per l'estudi de l'estat ecològic ([Prunier et al., 2017](#); [Álvarez Cabria et al., 2008](#)), pot ser indicador de la manca de seguiment d'aquest tipus de rius perquè no es consideren masses d'aigua segons els criteris de la DMA.

La revisió dels índexs i protocols no va aportar gaires variables interessants per l'adaptació a rius temporals. La gran majoria de protocols van ser ideats per rius amb un règim hidrològic estable i permanent (sobretot els més antics, dels anys vuitanta), i gran part d'ells compartien les mateixes variables a tenir en compte per l'avaluació de l'estat del riu. Pocs d'ells sí que tenien en compte el règim hidrològic irregular i feien algun tipus de modificació al respecte en les puntuacions, com és el cas de [Kleynhans et al., 2008](#). Per tant, l'experiència d'experts en el camp va ser el criteri per decidir quines variables de les recollides serien interessants per incorporar-les a la nova adaptació.

## **Caracterització del gradient de pressions antròpiques**

Els resultats de la PCA van mostrar que les variables de pressió antròpica amb major pes eren el percentatge d'ús agrícola de les terrasses fluvials, d'ús natural i la concentració de nitrats a l'aigua. Aquestes tres variables estaven correlacionades, com s'ha mostrat als resultats. La conductivitat i nitrats també tenien una correlació positiva amb l'ús agrícola i negativa amb l'ús natural.

La presència d'ús agrícola a les terrasses fluvials implica la reducció (o inclús desaparició) de l'ecosistema natural adjacent i del propi bosc de ribera. Això és degut a que els agricultors intenten obtenir el màxim espai possible per cultivar. Per exemple, en el cas de les basses TRP29 i TRP34, on l'ús agrícola representava el 93,02% i el

94,86 respectivament, els cultius arribaven fins a la riba. A la TRP29 la vegetació quedava limitada a créixer dins la riba, on predominen els helòfits. En altres casos es va observar com la vegetació de ribera quedava limitada a uns 10 - 15 m entre la riba i els camps de cultiu més propers. La pèrdua d'amplada del bosc de ribera comporta impactes negatius en la biodiversitat, ja que funciona com un refugi i corredor per la fauna, en els processos de formació del canal del riu i en les seves funcions d'amortidor dels efectes d'estressors externs (Corbacho et al., 2003; González del Tánago et al., 2021). Per tant, l'ús del sòl antròpic a les terrasses fluvials era un dels principals factors que influeixen els valors del QBR.

Les correlacions lleugerament positives entre la conductivitat, la concentració de nitrats, nitrits i l'ús agrícola evidenciaven les conseqüències de l'ús de fertilitzants, principalment nitrogenats, als camps de cultiu. L'escorrentia superficial transporta des dels camps fins als cursos d'aigua més propers els nutrients alliberats pels fertilitzants. D'aquesta manera augmenten la seva concentració de nitrats (i altres compostos de nitrogen) (Badia, 2000; Kirchmann et al., 2002). L'augment de la conductivitat també és un indicador de la major concentració de nutrients a l'aigua, la majoria dels quals són d'origen antròpic (Ballantine et al., 2013; Meynendonckx et al., 2006), com també a una major salinitat associada a l'agricultura (Thorslund et al., 2021).

La distància a l'EDAR més propera i la concentració d'oxigen eren les variables que un principi eren indicatives d'una menor pressió antròpica. S'esperaven concentracions d'oxigen més elevades en zones menys impactades (Daniel et al., 2002), però no s'ha vist aquesta tendència. Podria ser degut al fet que les concentracions d'oxigen depenen de molts factors i processos tant físics, com biològics i antròpics (Nakova et al., 2009). També s'esperava un menor impacte de les aigües dels cursos més allunyats de les EDAR, ja que els seus efluent augmenten la concentració de nutrients i compostos orgànics principalment (Aristi et al., 2015), però tampoc s'ha vist una tendència clara. Això podia ser degut a la metodologia emprada per calcular la distància a l'EDAR més propera, perquè no necessàriament la més propera havia d'alliberar les aigües depurades a l'afluent on es feia el punt de mostreig.

## **Aplicació del QBR**

La variable de pressió antròpica (PC1) no explicava la variabilitat del valor total de QBR, tot i que es va observar certa tendència a valors més elevats de QBR amb valors més baixos de PC1. Això significava que la variabilitat podia ser deguda a altres factors que no es van tenir en compte. També s'apreciava que la dispersió entre els

punts era elevada i que basses amb un baix impacte antròpic van obtenir valors baixos de QBR (< 50 punts). Els casos on tant la pressió antròpica com el valor del QBR eren molt baixos podien ser deguts al fet que l'índex QBR, ideat per rius permanents, era massa exigent per rius temporals. Tal com suggerien altres autors com [Suárez et al., 2002](#), els rius temporals no poden mantenir una vegetació en la mateixa densitat i diversitat. Per exemple, els casos de la bassa TRP11, TRP22 o TRP89 on hi ha un baix impacte antròpic (valors negatius de PC1), que es troben envoltades per l'ecosistema natural i estan allunyades de zones poblades, tenen un QBR valorat com de «qualitat dolenta».

Un dels possibles factors més determinants, i que no s'ha pogut valorar segons el gradient de pressions però sí s'ha puntuat, podria ser el substrat ([Aguiar et al., 2005](#)). Un substrat dur (per exemple, de roca mare) impedeix que arrelhi la vegetació, però manté durant més temps l'aigua a la bassa, al contrari que un substrat amb sòl permeable ([Bonada et al., 2007](#)). Un substrat pedregós, tot i que sí permet el creixement d'algunes plantes, facilita que l'aigua s'escoli més ràpidament i desapareixi l'aigua superficial. En casos similars als punts de mostreig esmentats, la vegetació de ribera predominant eren els helòfits. Aquests arrelen als sediments que s'acumulen a les basses poc profundes i on gaudeixen d'una bona il·luminació ([Manolaki & Papastergiadou, 2013](#)). Conjuntament amb el substrat, un altre factor que podria ser especialment rellevant seria el règim hidrològic. La falta de regularitat d'un flux continu d'aigua i de la permanència de l'aigua en superfície impedeix que la vegetació de ribera es desenvolupi per la indisponibilitat d'aigua ([Suárez et al., 2002](#); [Rodríguez-Téllez et al., 2012](#)).

Analitzant per separat cada bloc del QBR, sí que es va veure resposta dels blocs 1 i 3 al gradient de pressions antròpiques definit. Això podia ser degut al fet que les variables que també han respost millor al gradient de pressions van ser la connectivitat amb l'ecosistema adjacent (al bloc 1) i la presència de deixalles (al bloc 3). Tot i això, no es va acabar de veure un patró clar que relacionés un major impacte antròpic amb un menor valor del QBR.

Les variables que van respondre millor al gradient de pressió antròpica han sigut la connectivitat, la presència de deixalles, la presència de rastres d'hiperfreqüentació i els usos de les terrasses fluvials. Era evident que la connectivitat de la vegetació de ribera amb l'ecosistema forestal adjacent estava molt lligada als usos de les terrasses fluvials. A més, eren les que tenien més relació amb les variables de pressió antròpica

amb major pes a la PC1 (el percentatge d'ús agrícola i natural de les terrasses). Un ús antròpic del sòl implica reduir, en major o menor mesura, aquesta connectivitat. Cal tenir en compte que l'impacte no serà el mateix si les terrasses són ocupades per cultius (segons l'extensió dels camps i la intensitat de l'activitat agrícola) com si és un ús urbà o industrial. En general, la majoria de les basses estaven envoltades per un ús predominantment natural i només a algunes predominava l'agrícola. La presència d'ús construït (que reuneix l'ús urbà i industrial) va ser pràcticament nul. Han sigut les basses més properes a poblacions les que tenien les terrasses fluvials ocupades per més camps de cultiu. La reducció de la connectivitat té conseqüències negatives per la vegetació de ribera, ja que es perd l'intercanvi d'energia i matèria (sediments, nutrients, propàguls d'espècies vegetals...) que permet el seu manteniment al llarg del temps afavorint la seva resiliència (Fonseca et al., 2021; Wohl, 2017).

El cas de les deixalles i la hiperfreqüentació, ambdues es van trobar a escasses basses (a 2 i 4 basses, respectivament) i totes elles estaven envoltades majoritàriament per camps de cultius. Per tant, estaven relacionades amb la proximitat de zones poblades, on és més probable que s'aboquin deixalles, o bé que arribin arrossegades per vent i aigua fins als rius, i que es trobin petjades d'animals i humans. A la majoria de basses envoltades per zones naturals, on l'impacte i freqüentació humana és més escassa aquest tipus de pertorbacions no es donen.

A part de les 4 variables esmentades anteriorment, les següents variables més rellevants eren la presència de linealitat dels arbres de ribera i la presència d'espècies al·lòctones. La linealitat, que fa referència a les plantacions d'arbres on els peus queden ordenats en fileres, es va localitzar només a 2 basses (TRP38 i TRP43), ambdues estaven envoltades de camps de cultiu. Tot i que sigui positiva la presència d'arbres a la ribera perquè ofereixen cobertura, tal com explica Munné et al, 2003, les plantacions impliquen una reducció de la naturalitat del bosc de ribera. A més de l'alteració que representa la posterior tala d'aquests arbres per la seva explotació. Es va localitzar la presència d'espècies al·lòctones a 11 basses, de les quals a la majoria dels casos la bassa estava envoltada per cultius o era propera a zones urbanes. La proximitat a poblacions, l'alteració moderada i severa d'aquests ecosistemes i les condicions de sequera (que donen peu a la formació de les basses) són els principals factors que afavoreixen l'entrada d'espècies al·lòctones a aquests ambients (Schnitzler et al., 2007; Lake et al., 2017). La principal espècie al·lòctona identificada ha sigut *Arundo donax* (d'origen asiàtic), formant comunitats que es barrejaven entre les de *Phragmites australis*, l'espècie europea, o bé les substituïa completament. *Arundo*

*donax* és una espècie nitròfila que és abundant en zones amb una àmplia disponibilitat de nutrients, com es dona en cursos fluvials propers a zones agrícoles (Corbacho et al., 2003).

La resta de variables que van ser testades no han tingut respost al gradient de pressions definit i han perdut importància variables que eren les principals al QBR original com la cobertura vegetal, la cobertura d'arbres i el nombre d'espècies d'arbres. Sembla que, com s'ha esmentat abans, altres factors que no es van incloure en aquest estudi podien ser els causants de les diferències en el valor final del QBR. Entre ells, el tipus de substrat, que s'havia proposat la seva incorporació, però no s'ha inclòs en els tests perquè no depèn de la pressió antròpica, i el règim hidrològic. El substrat determina part de la durada al llarg del temps de l'aigua de la bassa, ja que si el substrat és permeable permetrà la infiltració i la succió de l'aigua per part de la vegetació de ribera (Camporeale et al., 2013). Pel que fa al règim hidrològic, si tracten de rius temporals els quals gran part de l'any no transporten aigua superficial (com són els torrents), la vegetació de ribera serà molt més escassa, predominantment de l'estrat arbustiu, i de distribució esparsa (Suárez et al., 2002; Rodríguez-Téllez et al., 2012).

Per acabar, cal esmentar que algunes de les variables es van proposar no han pogut ser valorades perquè no s'han identificat en cap bassa, com és el cas de la «presència de tubs de regadiu o drenatge» o la «presència d'elements antròpics». En el cas de la «naturalitat de la bassa», només dues s'han considerat d'origen antròpic (TRP24 i la TRP30) i no s'han mostrat diferències significatives amb la resta. És possible que les basses d'origen antròpic es trobin en zones més urbanitzades, on es dona més habitualment la canalització parcial o total de rius, entre altres estructures sòlides. Les basses mostrejades, com s'ha explicat abans, es localitzaven en zones naturals o agrícoles i les principals estructures sòlides identificades eren ponts. Tot i així, es va decidir incloure la «presència de tubs de regadiu» i la «naturalitat de la bassa» al considerar-se variables especialment rellevants per l'avaluació de l'estat de les basses en futurs casos d'estudi, encara que a les basses mostrejades en aquest projecte no tinguessin gran importància.



## 5. Conclusions

---

L'aplicació del QBR des de la seva publicació ha sigut àmplia, amb més de 300 publicacions arreu del món, principalment d'origen espanyol i d'Amèrica llatina. Diverses adaptacions han demostrat la versatilitat i utilitat de l'índex, però pocs estudis l'han aplicat o adaptat a rius temporals, d'igual forma que la resta de protocols i índexs que s'han estudiat.

Les basses desconnectades estudiades presentaven generalment un bon estat de la vegetació de ribera aplicant el QBR original, però no s'ha pogut establir una relació clara entre valor del QBR i nivell de pertorbació de la bassa segons el gradient de pressions definit. Només dues de les variables proposades (els «usos del sòl a les terrasses fluvials» i la «presència de rastres d'hiperfreqüentació») han respost al gradient i s'han inclòs a l'adaptació, però la resta de modificacions s'han fet basant-se en la bibliografia consultada. Per tant, l'adaptació proposada modifica lleugerament els valors originals per tal de reduir l'exigència a aquells rius amb menor capacitat de mantenir la vegetació de ribera. Es considera necessari fer més estudis al respecte per tal d'identificar altres factors que siguin determinants pel desenvolupament de la vegetació a rius temporals que permeti o bé millorar l'adaptació del QBR per a les basses desconnectades, o bé el desenvolupament d'un nou índex que permeti valorar millor l'impacte antròpic en aquests rius.

## 6. Referències

---

Acock, A. C. (2005). Working with missing values. *Journal of Marriage and the Family*, 67(4), 1012-1028. <https://doi.org/10.1111/j.1741-3737.2005.00191.x>

Acosta Rivas, C. R., Ríos Touma, B. P., Rieradevall i Sant, M., & Prat i Fornells, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas de Ecuador y Perú. *Limnetica*, 28(1), 35-64. <http://diposit.ub.edu/dspace/handle/2445/32877>

Agència Catalana de l'Aigua (ACA). (2021). *Estacions depuradores d'aigua residual*. Agència Catalana de l'Aigua. <https://aca.gencat.cat/ca/laigua/infraestructures/estacions-depuradores-daigua-residual/index.html>

Aguiar, F. C., & Ferreira, M. T. (2005). Human-disturbed landscapes: effects on composition and integrity of riparian woody vegetation in the Tagus River basin, Portugal. *Environmental Conservation*, 32(1), 30-41. <https://doi.org/10.1017/s0376892905001992>

Álvarez Cabria, M., Ortiz, J. B., & Recio, M. (2008). El ecosistema fluvial en el alto Ebro. Estado de conservación de la comunidad de macroinvertebrados y del bosque de ribera como reflejo

de los usos de la cuenca. *Locustella: Anuario de la Naturaleza de Cantabria*, 5, 88-95. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=3705208>

Anna, A., Yorgos, C., Konstantinos, P., & Maria, L. (2009). Do intermittent and ephemeral Mediterranean rivers belong to the same river type? *Aquatic Ecology*, 43(2), 465-476. <https://doi.org/10.1007/s10452-008-9176-9>

Aristi, I., Schiller, D., Arroita, M., Barceló, D., Ponsatí, L., García-Galán, M. J., Sabater, S., Elosegi, A., & Acuña, V. (2015). Mixed effects of effluents from a wastewater treatment plant on river ecosystem metabolism: subsidy or stress? *Freshwater Biology*, 60(7), 1398-1410. <https://doi.org/10.1111/fwb.12576>

Badia, D. (2000). Potential Nitrification Rates of Semiarid Cropland Soils from the Central Ebro Valley, Spain. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 14(3), 281-292. [doi:10.1080/089030600406680](https://doi.org/10.1080/089030600406680)

Ballantine, D. J., & Davies-Colley, R. J. (2014). Water quality trends in New Zealand rivers: 1989-2009. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(3), 1939-1950. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3508-5>

Basílico, G. O., De Cabo, L., & Faggi, A. (2015). Adaptación de índices de calidad de agua y de riberas para la evaluación ambiental en dos arroyos de la llanura Pampeana. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 17(2), 119-134.

Bonada, N., Rieradevall, M., & Prat, N. (2007). Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. *Hydrobiologia*, 589(1), 91-106. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0723-5>

Borg Galea, A., Sadler, J. P., Hannah, D. M., Datry, T., & Dugdale, S. J. (2019). Mediterranean intermittent rivers and ephemeral streams: Challenges in monitoring complexity. *Ecohydrology: Ecosystems, Land and Water Process Interactions, Ecohydrogeomorphology*, 12(8). <https://doi.org/10.1002/eco.2149>

Bruno, D., Hermoso, V., Sánchez-Montoya, M. M., Belmar, O., Gutiérrez-Cánovas, C., & Cañedo-Argüelles, M. (2022). Ecological relevance of nonperennial rivers for the conservation of terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*. <https://doi.org/10.1111/cobi.13982>

Castro-López, D., Guerra-Cobián, V., & Prat, N. (2019). The role of riparian vegetation in the evaluation of ecosystem health: The case of semiarid conditions in Northern Mexico: The riparian forest quality in arid rivers from the north of Mexico. *River Research and Applications*, 35(1), 48-59. <https://doi.org/10.1002/rra.3383>

Chambers, J. M., Freeny, A and Heiberger, R. M. (1992) Analysis of variance; designed experiments. *Chapter 5 of Statistical Models* in S eds J. M. Chambers and T. J. Hastie, Wadsworth & Brooks/Cole.

Camporeale, C., Perucca, E., Ridolfi, L., & Gurnell, A. M. (2013). Modeling the interactions between river morphodynamics and riparian vegetation: River morphodynamics and riparian zone. *Reviews of Geophysics (Washington, D.C.: 1985)*, 51(3), 379-414. <https://doi.org/10.1002/rog.20014>

Colwell, S. R., & Hix, D. M. (2008). Adaptation of the QBR index for use in riparian forests of central Ohio. En: Jacobs, Douglass F.; Michler, Charles H., eds. 2008. Proceedings, 16th Central Hardwood Forest Conference; 2008 April 8-9; West Lafayette, IN. Gen. Tech. Rep.

NRS-P-24. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station: 331-340., 24. <https://www.fs.usda.gov/treearch/pubs/14038>

Comissió Europea (CE), 2000. Directiva 2000/60/EC del Parlament Europeu i del Consell, de 23 October 2000, pel qual s'estableix un marc comunitari d'actuació en l'àmbit de la política d'aigües. Oficina per Publicacions Oficials de la Comunitat Europea, Luxemburg. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32000L0060>. Consultat 10/06/22

Corbacho, C., Sánchez, J. M., & Costillo, E. (2003). Patterns of structural complexity and human disturbance of riparian vegetation in agricultural landscapes of a Mediterranean area. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 95(2-3), 495-507. [https://doi.org/10.1016/s0167-8809\(02\)00218-9](https://doi.org/10.1016/s0167-8809(02)00218-9)

Daniel, M. H. B., Montebelo, A. A., Bernardes, M. C., Ometto, J. P. H. B., Camargo, P. B. de, Krusche, A. V., Ballester, M. V., Victoria, R. L., & Martinelli, L. A. (2002). Effects of Urban Sewage on Dissolved Oxygen, Dissolved Inorganic and Organic Carbon, and Electrical Conductivity of Small Streams along a Gradient of Urbanization in the Piracicaba River Basin. *Water, air, and soil pollution*, 136(1/4), 189-206. <https://doi.org/10.1023/a:1015287708170>

Datry, T., Bonada, N., & Boulton, A. J. (2017a). General Introduction. A *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams*, 1–20. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803835-2.00001-2>

Datry, T., Singer, G., Sauquet, E., Jorda-Capdevila, D., Von Schiller, D., Stubbington, R., Magand, C., Pařil, P., Miliša, M., Acuña, V., Alves, M. H., Augéard, B., Brunke, M., Cid, N., Csabai, Z., England, J., Froeblich, J., Koundouri, P., Lamouroux, N., ... Zoppini, A. (2017b). Science and management of intermittent rivers and ephemeral streams (SMIRES). *Research Ideas and Outcomes*, 3, 23p. <https://doi.org/10.3897/rio.3.e21774>

Freshwater, Ecology, Hydrology & Management (FEHM) lab Research Group. (2020). TRivers-P. *TRivers-P*. <https://www.ub.edu/fem/index.php/ca/inici-triversp>

Fernández, D., Barquín, J., Álvarez-Cabria, M., & Peñas, F. J. (2012). Quantifying the performance of automated GIS-based geomorphological approaches for riparian zone delineation using digital elevation models. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(10), 3851-3862. <https://doi.org/10.5194/hess-16-3851-2012>

Fonseca, A., Ugille, J.-P., Michez, A., Rodríguez-González, P. M., Duarte, G., Ferreira, M. T., & Fernandes, M. R. (2021). Assessing the connectivity of riparian forests across a gradient of human disturbance: The potential of Copernicus "Riparian Zones" in two hydroregions. *Forests*, 12(6), 674. <https://doi.org/10.3390/f12060674>

García-Roger, E. M., del Mar Sánchez-Montoya, M., Gómez, R., Suárez, M. L., Vidal-Abarca, M. R., Latron, J., Rieradevall, M., & Prat, N. (2011). Do seasonal changes in habitat features influence aquatic macroinvertebrate assemblages in perennial versus temporary Mediterranean streams? *Aquatic Sciences*, 73(4), 567-579. <https://doi.org/10.1007/s00027-011-0218-3>

Generalitat de Catalunya. (2019). Usos i cobertes del sòl. Departament de Territori i Sostenibilitat. [https://territori.gencat.cat/ca/01\\_departament/12\\_cartografia\\_i\\_toponimia/bases\\_cartografiques/medi\\_ambient\\_i\\_sostenibilitat/usos-del-sol/](https://territori.gencat.cat/ca/01_departament/12_cartografia_i_toponimia/bases_cartografiques/medi_ambient_i_sostenibilitat/usos-del-sol/)

González del Tánago, M., & García de Jalón, D. (2011). Riparian Quality Index (RQI): A methodology for characterising and assessing the environmental conditions of riparian zones. *Limnetica*, 30(2), 235-254. doi: 10.23818/limn.30.18

González Del Tánago, M., Martínez-Fernández, V., Aguiar, F. C., Bertoldi, W., Dufour, S., García de Jalón, D., Garófano-Gómez, V., Mandzukovski, D., & Rodríguez-González, P. M. (2021).

- Improving river hydromorphological assessment through better integration of riparian vegetation: Scientific evidence and guidelines. *Journal of Environmental Management*, 292(112730). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112730>
- Healey, M., Raine, A., Parsons, L., and Cook, N. (2012) *River Condition Index in New South Wales: Method development and application*. NSW Office of Water, Sydney. [https://water.dpie.nsw.gov.au/\\_\\_data/assets/pdf\\_file/0011/456905/River-Condition-Index-in-NSW.pdf](https://water.dpie.nsw.gov.au/__data/assets/pdf_file/0011/456905/River-Condition-Index-in-NSW.pdf)
- Hughes, S. J., Santos, J., Ferreira, T., & Mendes, A. (2010). Evaluating the response of biological assemblages as potential indicators for restoration measures in an intermittent Mediterranean river. *Environmental Management*, 46(2), 285-301. <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9521-3>
- Kirchmann, H., Johnston, A. E. J., & Bergström, L. F. (2002). Possibilities for Reducing Nitrate Leaching from Agricultural Land. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 31(5), 404–408. doi:10.1579/0044-7447-31.5.404
- Kleynhans, C.J., Louw, M.D., Graham, M. (2008). Module G: EcoClassification and EcoStatus determination in River EcoClassification: Index of Habitat Integrity (Section 1, Technical manual) Joint Water Research Commission and Department of Water Affairs and Forestry report. WRC Report No. TT 377-08. [https://www.dws.gov.za/iwqs/rhp/eco/EcoStatus/ModuleG\\_IHI/IHI\\_manual\\_technical.pdf](https://www.dws.gov.za/iwqs/rhp/eco/EcoStatus/ModuleG_IHI/IHI_manual_technical.pdf)
- Kutschker, A., Brand, C., & Miserendino, M. L. (2009). Evaluación de la calidad de los bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra. *Ecología Austral*, 019(01), 019-034. [https://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/collection/ecologiaaustral/document/ecologiaaustral\\_v019\\_n01\\_p019](https://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/collection/ecologiaaustral/document/ecologiaaustral_v019_n01_p019)
- Lake, P. S., Bond, N., & Reich, P. (2017). Restoration ecology of intermittent rivers and ephemeral streams. En *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams* (pp. 509-533). Elsevier.
- Legendre, P. and Legendre, L. (2012) *Numerical Ecology*. 3rd English ed. Elsevier.
- Maine Department of Environmental Protection. (2009). *Stream survey manual. Volume I and II (and Appendices)*. Maine Stream Team Program of the Maine Department of Environmental Protection. [https://www1.maine.gov/dep/water/monitoring/rivers\\_and\\_streams/vrmp/stream-survey-manual/index.html](https://www1.maine.gov/dep/water/monitoring/rivers_and_streams/vrmp/stream-survey-manual/index.html)
- Manolaki, P., & Papastergiadou, E. (2013). The impact of environmental factors on the distribution pattern of aquatic macrophytes in a middle-sized Mediterranean stream. *Aquatic Botany*, 104, 34-46. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2012.09.009>
- Martínez Mera, K. C. (2018). Caracterización de la calidad ecológica del bosque de ribera de los ríos Teone, Atacames, Súa y Estero Sálma, Provincia Esmeraldas, Ecuador. Pontificia Universidad Católica de Ecuador. <https://repositorio.pucese.edu.ec/handle/123456789/1606>
- Meynendonckx, J., Heuvelmans, G., Muys, B., & Feyen, J. (2006). Effects of watershed and riparian zone characteristics on nutrient concentrations in the River Scheldt Basin. *Hydrology and Earth System Sciences*, 10(6), 913-922. <https://doi.org/10.5194/hess-10-913-2006>
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (2019). *Protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos*. <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/aguas-superficiales/programas-seguimiento/Protocolos-caracterizacion-y-calculo-metricas-en-hidromorfologia.aspx>

- Miramón Tarter, M. (2018). Effects of flow intermittence on fish fauna in Mediterranean-climate rivers. Universitat de Barcelona. [https://www.ub.edu/fem/docs/treballs/TFM\\_Marc\\_Marimon.pdf](https://www.ub.edu/fem/docs/treballs/TFM_Marc_Marimon.pdf)
- Munné, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N., & Rieradevall, M. (2003). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index: Ecological Quality of Riparian Habitat. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 13(2), 147-163. <https://doi.org/10.1002/aqc.529>
- Murphy, M., & Toland, M. (2014). *River hydromorphology assessment technique (RHAT) Training manual - version 2*. NIEA. <https://doi.org/10.13140/2.1.1877.1201>
- Nakova, E., Linnebank, F. E., Bredeweg, B., Salles, P., & Uzunov, Y. (2009). The river Mesta case study: A qualitative model of dissolved oxygen in aquatic ecosystems. *Ecological Informatics*, 4(5-6), 339-357. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2009.09.015>
- Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R.B., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., ... Weedon, J. (2022). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-2. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- O'Sullivan, M., Ó hUallacháin, D., Antunes, P. O., Jennings, E., & Kelly-Quinn, M. (2019). The impacts of cattle access points on deposited sediment levels in headwater streams in Ireland: Cattle access mediated stream sediment responses. *River Research and Applications*, 35(2), 146-158. <https://doi.org/10.1002/rra.3382>
- Pastor, A. V., Tzoraki, O., Bruno, D., Kaletová, T., Mendoza-Lera, C., Alamanos, A., Brummer, M., Datry, T., De Girolamo, A. M., Jakubínský, J., Logar, I., Loures, L., Ilhéu, M., Koundouri, P., Nunes, J. P., Quintas-Soriano, C., Sykes, T., Truchy, A., Tsani, S., & Jorda-Capdevila, D. (2022). Rethinking ecosystem service indicators for their application to intermittent rivers. *Ecological Indicators*, 137(108693). <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108693>
- Prunier, F., Romero, O. G., Garrido, F. B., Grao, A. H., & Castro, A. (2017). Coleópteros acuáticos de las cuencas hidrográficas del río Genal y del río Grande (Málaga). *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural: RSGHN*, 11, 57-70. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7325468>
- Puth, M.-T., Neuhäuser, M., & Ruxton, G. D. (2015). Effective use of Spearman's and Kendall's correlation coefficients for association between two measured traits. *Animal Behaviour*, 102, 77-84. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2015.01.010>
- QGIS.org, 2022. QGIS Geographic Information System. QGIS Association. <http://www.qgis.org>
- Quintana Fortuny, R., Estradé Niubó, S., Franquesa i Balcells, A., & Carreras Martí, D. (2011). Ecological quality of riparian habitat assessment by means of QBR index (Munné et al., 2003) in ephemeral streams of Menorca (western Mediterranean, Spain). *II Jornades de Botànica a Menorca*, 42-43.
- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rodríguez-Téllez, E., Domínguez-Calleros, P. A., Pompa-García, M., Quiroz-Arratia, J. A., & Pérez López, M. E. (2012). Calidad del bosque de ribera del río El Tunal, Durango, México; mediante la aplicación del índice QBR. *Gayana. Botánica*, 69(1), 147-151. <https://doi.org/10.4067/s0717-66432012000100014>
- Royston, P. (1995). Remark AS R94: A remark on Algorithm AS 181: The W test for normality. *Applied Statistics*, 44, 547-551. doi: 10.2307/2986146.

Schnitzler, A., Hale, B. W., & Alsum, E. M. (2007). Examining native and exotic species diversity in European riparian forests. *Biological Conservation*, 138(1-2), 146-156. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.04.010>

Sirombra, M. G., & Mesa, L. M. (2012). A method for assessing the ecological quality of riparian forests in subtropical Andean streams: QBRy index. *Ecological Indicators*, 20, 324-331. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.02.021>

Stella, J. C., Rodríguez-González, P. M., Dufour, S., & Bendix, J. (2013). Riparian vegetation research in Mediterranean-climate regions: common patterns, ecological processes, and considerations for management. *Hydrobiologia*, 719(1), 291-315. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1304-9>

Stranko, S., Boward, D., Kilian, J., Becker, A., Ashton, M., Schenk, A., Gauza, R., Roseberry-Lincoln, A., Kazyak, P. (2010). *Maryland biological stream survey, round three field sampling manual. Revised version.* Maryland Department of Natural Resources. [https://dnr.maryland.gov/streams/Publications/ea-07-01b\\_fieldRevMay2007.pdf](https://dnr.maryland.gov/streams/Publications/ea-07-01b_fieldRevMay2007.pdf)

Stubbington, R., Paillex, A., England, J., Barthès, A., Bouchez, A., Rimet, F., Sánchez-Montoya, M. M., Westwood, C. G., & Datry, T. (2019). A comparison of biotic groups as dry-phase indicators of ecological quality in intermittent rivers and ephemeral streams. *Ecological Indicators*, 97, 165-174. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.061>

Suárez, M. L., Vidal-Abarca, M. R., Sánchez-Montoya, M. M., Alba-Tercedor, J., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Jáimez-Cuéllar, P., Munné, A., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Salinas, M. J., Toro, M., & Vivas, S. (2002). Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad: el uso del índice QBR. *Limnetica*, 21(2), 135-148. <https://doi.org/10.23818/limn.21.22>

Thorslund, J., Bierkens, M. F. P., Oude Essink, G. H. P., Sutanudjaja, E. H., & van Vliet, M. T. H. (2021). Common irrigation drivers of freshwater salinisation in river basins worldwide. *Nature Communications*, 12(1), 4232. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-24281-8>

US Department of Agriculture. (2009). *Stream Visual assessment protocol version 2, vol. Subpart B—conservation planning.* USDA Natural Resources Conservation Service. [https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE\\_DOCUMENTS/stelprdb1043252.pdf](https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1043252.pdf)

Wilding, N. A., White, J. C., Chadd, R. P., House, A., & Wood, P. J. (2018). The influence of flow permanence and drying pattern on macroinvertebrate biomonitoring tools used in the assessment of riverine ecosystems. *Ecological Indicators*, 85, 548-555. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.10.059>

Wohl, E. (2017). Connectivity in rivers. *Progress in Physical Geography*, 41(3), 345-362. <https://doi.org/10.1177/0309133317714972>

Yandell, B. S. (1997). *Practical Data Analysis for Designed Experiments.* Chapman & Hall.

### **Material suplementari**

Enllaç 1. Taula resum de les 324 publicacions que han aplicat l'índex QBR. <https://docs.google.com/spreadsheets/d/1ZwitWCQzHqZ591eAMi0jEhNwVXY1LyIKXo9Dm13ULH8/edit?usp=sharing>

Enllaç 2. Taula resum de les 87 publicacions corresponents a índexs i protocols d'avaluació de rius. [https://docs.google.com/spreadsheets/d/19p7NAliA77mW3vTch6Dfv0\\_cx5uUGG93B-86DwaV4Mg/edit?usp=sharing](https://docs.google.com/spreadsheets/d/19p7NAliA77mW3vTch6Dfv0_cx5uUGG93B-86DwaV4Mg/edit?usp=sharing)

## Annex 1

**Taula A1.** Els treballs que han aplicat l'índex QBR a rius temporals (intermitents o efímers).

Continent	País	Aplicació	Modificació	Referència
Europa	Espanya	Establir la qualitat ecològica de rius mediterranis (temporals i no temporals) de tota la Península Ibèrica i illes Balears mitjançant el QBR.	No	Suárez et al., 2002
Europa	Grècia	Estudiar si els rius mediterranis efímers i intermitents són el mateix tipus o hi ha diferències en la tipus d'hàbitat i altres paràmetres. Estudi en el nord-oest de Grècia (riu Evros).	No	Anna et al., 2009
Europa	Espanya	Estudi de les variacions en les comunitats de macroinvertebrats en rius permanents i en rius temporals a la costa est de la Península Ibèrica (Múrcia i Catalunya). El QBR s'usa com una variable ambiental per a caracteritzar l'ecosistema fluvial.	No	García-Roger et al., 2011
Europa	Espanya	Avaluar la qualitat de la vegetació de ribera de rius efímers a Menorca mitjançant el QBR amb l'objectiu de millorar la seva conservació.	Sí. Considerar els dics de pedra seca com a permeables, per tant no són barreres per a la connectivitat lateral del riu.	Quintana Fortuny et al., 2011
Amèrica Central	Mèxic	Avaluar la qualitat del bosc de ribera mitjançant el QBR, des d'un punt de vista estructural i funcional, en un tram de 21 km del riu El Tunal a Durango.	No	Rodríguez-Téllez et al., 2012
Europa	Espanya	Estudi de l'impacte de la intermitència del cabal en les comunitats de peixos de rius mediterranis. S'aplica el QBR per definir la qualitat de l'hàbitat de ribera.	No	Miramón Tarter, 2018

## Annex 2

---

Taula A2. Les 10 adaptacions de l'índex QBR més importants.

Nom de l'índex	Tipologia de riu	Modificacions	Referència
QBR	Rius d'Ohio	<p><b>Bloc 2:</b> en la puntuació de 5 punts, la cobertura d'arbustos ha de ser de 10-24% i arbres &lt;50%. +5 si la concentració d'helòfits o arbustos és del 25 – 49%. &lt;50% de la distribució dels arbustos en la segona categoria d'aquesta secció.</p> <p><b>Bloc 3:</b> el nombre d'espècies arbòries i d'arbustos a considerar és major. Es retira l'estructura en galeria.</p> <p><b>Bloc 4:</b> es valora per cada ribera del riu i s'afegeixen nous ítems.</p> <p><b>Illes en el riu:</b> la primera opció quan mesuren igual o més de 5 m.</p> <p><b>Substrat dur:</b> canvi en els % perquè no hi hagi solapament com en el bloc 2.</p>	Colwell & Hix, 2008
QBR-And	Rius alt-andins d'Ecuador i Perú	<p>S'estableixen <b>tres tipus de de formacions vegetals</b>, i a cadascuna se li aplica cada bloc de diferent manera.</p> <ul style="list-style-type: none"><li>• Tipus 1 (formacions rocoses): només s'aplica el bloc 4.</li><li>• Tipus 2 (erms i <i>punas</i>): s'afegeix l'efecte de les cremes en el bloc 1, s'exclou en bloc 2 i es modifiquen les espècies a tenir en compte en el bloc 3 (vegetació secundària en lloc d'exòtiques).</li><li>• Tipus 3 (bosc i arbustos): es modifica el bloc 3 i només es calcula el percentatge de coberta d'espècies autòctones i introduïdes.</li></ul>	Acosta et al., 2009



QBRp i QBR-MR	Rius andino-patagònics d'Argentina. QBRp per la Patagònia i QBR-MR de <i>Mountain River</i>	<p><b>Bloc 3:</b> canvis en el nombre d'espècies.</p> <p><b>Bloc 4:</b> desglossament de l'ítem de "modificació de les terrasses" i eliminació de les penalitzacions.</p> <p>Nous rangs de qualitat de ribera.</p>	Kutschker et al., 2009
QBRy	Riu andins subtropicals de l'Argentina. El bioma Yungas, un bioma andí subtropical dels 400 als 3000 msnm.	<p><b>Bloc 2:</b> es consideren els arbustos i les lianes, més característiques dels rius de muntanya.</p> <p><b>Bloc 3:</b> només es calcula el percentatge d'espècies exòtiques i autòctones sense tenir en compte ni el número ni el tipus geomorfològic.</p> <p><b>Bloc 4:</b> es diferencia si els impactes afectaven una o a les dues riberes. Es van afegir noves seccions sobre impacte antropogènic i altres penalitzacions.</p>	Sirombra & Mesa, 2012
QBR-P y QBR-B	Conques de la regió austral de l'Equador, concretament conca del riu Paute. QBR-P pels <i>páramos</i> i QBR-B pels boscos montans i alt-andins	<p>Es divideix les puntuacions en dues columnes per a cada riba.</p> <p><b>Bloc 2:</b> només es té en compte el recobriment dels arbres i el dels arbustos com una bonificació. Bonificació la presència d'epífites.</p> <p><b>Bloc 3:</b> no té en compte la geomorfologia de la ribera. Simplificat a només calcular el % d'espècies introduïdes respecte el total. Afegeix penalitzacions com a presència de cultius o activitat ramadera, construccions, senderes, vies asfaltades o altres activitats (dragatges o mineria).</p> <p><b>Bloc 4:</b> afegeix penalitzacions com a abocaments (en diferent grau), derivacions del flux, escombraries permanents o puntuals, bugaderies informals de roba.</p>	Acosta et al., 2014

QBR	Riu interandí tropical de Colòmbia (boscos secundaris)	<p><b>Bloc 1:</b> es consideren els boscos secundaris, els rostolls alts i baixos i la <i>guadua</i>.</p> <p><b>Bloc 3:</b> no es té en compte la geomorfologia (considerada apart). Es valora el grau de cobertura vegetal del bosc secundari i dels rostolls, i no el nombre d'espècies potencial.</p> <p><b>Bloc 4:</b> es realitza la valoració de l'índex per a cadascuna dels marges per separat.</p>	Posada & Arroyave, 2015
ICRP	Rierols de les planes pampeanes	<p>Modificació a partir del QBRp (Kutschker et al., 2009).</p> <p><b>Bloc 1:</b> modificació de les puntuacions per un màxim de 33 punts.</p> <p><b>Bloc 2:</b> es valora el percentatge de cobertura de les herbes palustres. Puntuació màxima del bloc de 33 punts.</p> <p><b>Bloc 3:</b> només es valora el predomini d'espècies exòtiques i autòctones. Com a bonificacions es conserva la presència d'una franja longitudinal i si hi ha arbres nadius. Segons el percentatge de superfície que ocupin espècies d'arbres exòtiques es penalitza. Màxima puntuació del bloc de 34 punts.</p> <p><b>Geomorfologia:</b> es valora la permeabilitat del sòl, el pendent, els usos del sòl adjacents i la presència d'afluents.</p>	Basilico et al., 2015

QBR	Rius de la zona de les Esmeraldas d'Ecuador	<p>Adaptació del QBR-And (Acosta et al., 2009) i QBR-B (Acosta et al., 2014).</p> <p><b>Bloc 2:</b> segons com es va definir per Acosta, et al., 2014, però considerant com un els dos marges.</p> <p><b>Bloc 3:</b> es van mantenir els aspectes considerats per Acosta et al., 2009 i es van addicionar aspectes com la presència de cultius, pasturatges o activitat ramadera en la zona de ribera, presència de construccions en la zona de ribera com a cases, indústries, etc. i altres activitats que modifiquin les riberes com ara <i>camaroneras</i>, entre altres, considerats per Acosta et al., 2014.</p> <p><b>Bloc 4:</b> es van mantenir els aspectes considerats per Acosta et al., 2009 i es van addicionar aspectes considerats per Acosta et al., 2014 com la presència de bugaderies informals de roba.</p>	Martínez Mera et al., 2018
QBR-RNMX	Rius semi-àrids del nord-est de Mèxic	<p><b>Bloc 1:</b> percentatges modificats perquè en aquestes zones hi ha menys densitat de vegetació per la aridesa i salinitat.</p> <p><b>Bloc 2:</b> «cobertura arbòria menor al 50% i arbustiva entre 10 i 25» es va canviar a «cobertura menys del 25% i una altra cobertura arbustiva entre 10 – 25%».</p> <p><b>Bloc 3:</b> reducció de 3 a 2 tipus geomorfològics: de capçalera o tram mitjà. Es va retirar el següent element: “continuitat de la comunitat al llarg del riu entre un 75% i un 50% de la zona de ribera”.</p> <p><b>Bloc 4:</b> es va afegir la puntuació negativa de trobar deixalles en el llit i trobar deixalles permanents difícils de retirar.</p>	Castro-López et al., 2019

---

RHI	Rius d'Irlanda	<p>Adaptació al paisatge irlandès dominat per l'agricultura.</p> <p><b>Bloc1:</b> canvi en les puntuacions de la cobertura com Sirombra &amp; Mesa, 2012.</p> <p><b>Bloc 4:</b> es va retirar l'apartat referent a les alteracions del canal, que ja es cobrien per altres índexs.</p> <p>En total, el RHI arriba a 80 punts.</p>	O'Sullivan et al., 2019
-----	----------------	---	-------------------------

---

## Annex 3

**Taula A3.** Dades de les variables de pressions antròpiques. Els valors marcats amb \* són els valors substituïts per la mitjana de la variables corresponent.

Id	Sòl construït (%)	Sòl agrícola (%)	Sòl natural (%)	Distància a l'EDAR més propera (m)	Conductivitat	pH	Oxigen (mg/L)	Fosfats (mg/L)	Nitrits (mg/L)	Nitrats (mg/L)	Amoni (mg/L)	COT (mg/L)
TRP01	0,005	0,000	0,995	1526,217	366	8,46	10,86	0,113	0,011	1,30	0,15	20,7
TRP02	0,000	0,000	1,000	1574,549	453	8,15	9,48	0,062	0,010	0,49	0,10	20,3
TRP03	0,166	0,016	0,818	1994,794	671	7,55	9,51	0,014	0,007	<0,1	<0,1	3,9
TRP04	0,000	0,046	0,954	1876,928	827	9,1	12,47	0,093	0,013	2,00	<0,1	59,1
TRP05	0,000	0,000	1,000	1495,319	1226	7,62	0,58	0,211	0,012	0,49	0,20	51,3
TRP08	0,027	0,000	0,973	2856,094	1461	8,07	6,92	0,023	0,013	1,30	<0,1	1,3
TRP09	0,010	0,146	0,844	2428,122	401,2	7,73	1,53	0,049	0,016	0,30	0,14	12,3
TRP10	0,028	0,200	0,772	2016,062	421,5	7,3	0,43	0,297	0,030	<0,1	0,36	18,7
TRP11	0,000	0,000	1,000	3377,965	551	7,96	9,29	0,037	0,007	0,40	<0,1	11,1
TRP12	0,000	0,000	1,000	4314,697	410,8	9,31	10,79	0,020*	0,068*	3,17*	0,40*	13,3*
TRP13	0,127	0,487	0,387	3171,439	1359	7,99	3,84	0,020*	0,068*	3,17*	0,40*	13,3*
TRP16	0,039	0,069	0,892	6631,974	758	8,35	1,19	0,034	0,006	0,10	<0,1	12,6
TRP21	0,027	0,042	0,931	4009,537	478	8,06	2,22	0,048	0,009	0,49	5,06	40,2
TRP22	0,000	0,000	1,000	5275,700	334	9,42	11,64	0,089	0,017	0,49	<0,1	19,1
TRP24	0,000	0,279	0,721	3393,568	841	7,47	13,07	0,509	0,027	<0,1	0,14	21,5
TRP25	0,006	0,600	0,395	1198,119	972	8,11	1,67	1,784	0,033	0,90	3,11	17,2
TRP27	0,040	0,439	0,522	4871,669	962	7,77	4,22	0,191	0,041	0,40	0,11	12,5
TRP29	0,070	0,930	0,000	1425,013	1015	8,27	6,45	0,019	0,006	1,40	<0,1	4,7
TRP30	0,016	0,590	0,394	972,819	965	8,31	5,2	0,082	0,013	1,90	<0,1	2,8
TRP31	0,000	0,575	0,425	1464,320	660	8,33	12,69	0,117	0,016	0,10	<0,1	6,3
TRP33	0,000	0,000	1,000	1196,482	1067	7,63	3,08	0,027	<0,005	0,20	<0,1	7,9
TRP34	0,000	0,949	0,051	707,981	2031	7,56	4,62	0,296	0,716	62,80	0,37	14,7
TRP35	0,150	0,277	0,574	1732,815	2325	7,92	2,47	1,113	1,556	15,90	2,01	18,1
TRP37	0,000	0,436	0,564	5702,206	981,05*	8,11*	6,04*	0,066	0,026	15,10	<0,1	7,7
TRP38	0,080	0,378	0,542	5156,228	981,05*	8,11*	6,04*	0,053	0,015	0,50	<0,1	8,2
TRP39	0,040	0,011	0,949	3878,239	1844	8,66	6,04*	0,209	0,032	0,40	<0,1	17,6

TRP43	0,365	0,415	0,220	1653,046	884	7,19	0,6	0,519	0,081	16,50	0,13	4,3
TRP44	0,007	0,182	0,811	4029,140	1131	7,39	1,25	0,216	0,017	0,30	0,25	12,3
TRP46	0,000	0,000	1,000	1308,170	431,3	7,84	0,85	0,046	0,005	0,40	<0,1	3,8
TRP48	0,172	0,254	0,575	4076,171	908	7,4	3,95	0,033	0,068	2,20	<0,1	3,3
TRP50	0,007	0,015	0,978	1802,016	407,9	8,03	3,38	0,061	0,017	0,20	0,14	7,5
TRP51	0,000	0,000	1,000	3120,382	3300	8,17	7,24	0,385	0,031	0,30	0,90	10,3
TRP54	0,000	0,000	1,000	3557,153	405,3	8,14	4,49	0,041	0,013	0,20	<0,1	7,1
TRP55	0,000	0,000	1,000	631,346	224,5	9,45	12,63	0,073	0,012	0,20	<0,1	9,9
TRP58	0,000	0,000	1,000	6505,806	635	8,24	6,27	<0,013	0,008	0,60	<0,1	5,7
TRP59	0,220	0,039	0,741	5409,373	604	8,44	7,16	0,019	0,005	0,30	0,14	4,6
TRP60	0,000	0,334	0,666	3589,620	981,05*	8,11*	6,04*	0,041	0,014	0,20	0,30	3,6
TRP61	0,017	0,661	0,322	3784,113	1310	8,62	5,31	0,104	0,265	8,40	0,18	6,4
TRP62	0,000	0,026	0,974	3802,348	431,8	8,54	17,2	0,056	0,006	0,20	<0,1	5,4
TRP63	0,085	0,642	0,273	2993,350	769	7,64	1,71	0,191	0,026	0,60	<0,1	4,6
TRP64	0,042	0,270	0,688	3176,836	866	8,21	7,76	0,071	0,016	0,40	<0,1	7,4
TRP65	0,004	0,501	0,494	2985,350	1459	7,09	0,53	0,133	0,009	0,40	<0,1	5,5
TRP68	0,000	0,096	0,904	6895,671	587	7,63	8,79	0,408	0,045	0,20	4,58	16,4
TRP69	0,000	0,000	1,000	7827,961	6100	8,11*	3,15	0,033	0,007	0,20	<0,1	51,4
TRP71	0,000	0,366	0,634	4722,917	2158	7,89	2,98	1,986	0,171	15,50	<0,1	20,9
TRP72	0,000	0,000	1,000	6059,153	226,5	7,85	7,84	0,052	0,009	<0,1	<0,1	3,6
TRP73	0,000	0,088	0,912	7202,834	345	10,1	15,33	0,108	0,017	<0,1	<0,1	14,0
TRP74	0,000	0,000	1,000	5669,553	681	8,38	8,08	<0,013	<0,005	0,10	<0,1	1,4
TRP77	0,000	0,000	1,000	2387,221	582	7,62	4,02	0,050	0,010	<0,1	0,19	17,1
TRP78	0,000	0,000	1,000	2320,063	534	8,88	6,24	0,039	0,006	0,70	<0,1	20,4
TRP85	0,000	0,166	0,834	5496,089	655	7,8	0,67	<0,013	0,005	0,20	<0,1	4,6
TRP86	0,001	0,142	0,857	5055,885	510	7,49	6,33	0,045	0,014	<0,1	0,29	17,9
TRP87	0,000	0,247	0,753	3275,205	847	8,86	8,79	<0,013	0,016	8,70	<0,1	2,2
TRP89	0,000	0,276	0,724	1948,551	642	7,61	5,05	0,033	0,005	0,90	<0,1	8,7

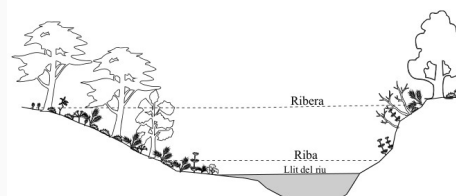
## Annex 4

### Índex de Qualitat del Bosc de Ribera per basses desconnectades. Full de camp

Estació:

Observador:

Data:



#### GRAU DE COBERTURA RIPÀRIA

Puntuació		
25	> 50 % cobertura vegetal de la ribera	
10	25 - 50 % cobertura vegetal de la ribera	
5	10 - 25 % cobertura vegetal de la ribera	
0	< 10 % cobertura vegetal de la ribera	
+ 10	si la connectivitat entre el bosc de ribera i l'ecosistema forestal adjacent és total	
+ 5	si és superior al 50%	
- 5	si és entre el 25 i 50%	
- 10	si és inferior al 25%	

#### ESTRUCTURA DE LA COBERTURA

Puntuació		
25	cobertura d'arbres superior al 50 %	
10	cobertura d'arbres entre el 25 i 50 % o cobertura d'arbres al 25 % i en la resta de cobertura els arbusts entre el 25 - 50%	
5	cobertura d'arbres inferior al 25 % i la resta de cobertura amb arbusts entre 10 i 25 %	
0	sense arbres i arbusts per sota el 10 %	
+10	si a la riba la concentració d'helòfits o arbusts és superior al 50 %	
+5	si a la riba la concentració d'helòfits o arbusts és entre 25 i 50 %	
+5	si els arbres tenen un sotabosc arbustiu	
-5	si existeix una distribució regular (linealitat) en els peus dels arbres i el sotabosc és > 50 %	
-10	si existeix una distribució regular (linealitat) en els peus dels arbres i el sotabosc és < 50 %	

#### QUALITAT DE LA COBERTURA RIPÀRIA

Puntuació			Tipus 1	Tipus 2	Tipus 3
25			≥ 1	≥ 2	≥ 3
10	nombre d'espècies diferents d'arbres autòctons		0	1	2
5			0	0	1
0	sense arbres		0	0	0





+ 10	si la comunitat forma una franja longitudinal continua adjacent al canal fluvial en més del 75% de la longitud del tram			
+ 5	si la forma entre el 50 i el 75% de la longitud del tram			
+ 5	si les diferents espècies es disposen en bandes paral·leles al riu			
+ 5	si el nombre diferent d'espècies d'arbust i helòfits és	> 2	> 3	> 4
- 5	si existeixen estructures construïdes per l'home			
- 10	si existeixen deixalles abocades			
- 5	si existeix alguna sp. introduïda (al·lòctona)** aïllada			
- 10	si existeixen spp. al·lòctones** formant comunitats			

### GRAU DE NATURALITAT DE LA RIBA

Puntuació	
25	el canal del riu no ha estat modificat
10	modificacions de les terrasses adjacents a la llera del riu amb reducció del canal
5	signes d'alteració i estructures rígides intermitents que modifiquen el canal del riu
0	riu canalitzat en la totalitat del tram
- 10	si existeix alguna estructura sòlida dins el llit del riu
- 10	si existeix alguna presa o altra infraestructura transversal en el llit del riu
+ 5	bassa d'origen natural
- 5	bassa d'origen antròpic per presència d'estructures sòlides
- 5	ús predominantment natural de les terrasses fluvials
- 5	ús predominantment agrícola
- 10	ús predominantment urbà o industrial
- 5	presència de rastres d'hiperfreqüentació al voltant de la bassa
- 10	presència de tubs de regadiu o drenatge

**PUNTUACIÓ FINAL**

## Annex 5

---

Figura A5.1 i A5.2 corresponen a la bassa TRP22, la Figura A5.3 a la TRP89 i la Figura A5.4 a la TRP11.

