



Universidad
Complutense
Madrid



Universidad
Rey Juan Carlos



POLITÉCNICA

EVALUACIÓN DEL ESTADO ACTUAL DEL RÍO LARRAUN (NORTE DE ESPAÑA) Y POSIBLES MEDIDAS DE MEJORA DE HÁBITATS PARA FAUNA PISCÍCOLA

Máster Universitario en Restauración de Ecosistemas

Presentado por:

D^a ANA ALCÁZAR LLINARES

Director:

Dr. RAFAEL MIRANDA FERREIRO

Tutor académico:

Dra. MARÍA DOLORES JIMÉNEZ ESCOBAR

En Madrid, a 23 de septiembre de 2019.

ÍNDICE

RESUMEN	8
PALABRAS CLAVE	8
ABSTRACT	9
KEYWORDS	9
1.1.-PROBLEMÁTICA DE LOS ECOSISTEMAS FLUVIALES	10
1.2.-EL RÍO LARRAUN	10
1.3.-HISTORIA DE LA PROBLEMÁTICA DEL RÍO LARRAUN	11
1.4.-OBJETIVOS DEL TRABAJO FIN DE MÁSTER	14
2.-MATERIALES Y MÉTODOS	15
3.-RESULTADOS	18
3.1.-EVOLUCIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DEL CAUCE	18
3.2.-EVOLUCIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA	20
3.3.-EVOLUCIÓN DE LA FAUNA PISCÍCOLA	22
4.-DISCUSIÓN	33
5.-CONCLUSIONES	39
6.-AGRADECIMIENTOS	40
7.-REFERENCIAS	41
8.- ANEXOS	45

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de localización del tramo en estudio. En la parte izquierda se localiza el río Larraun en la Península Ibérica (Comunidad Foral de Navarra) mientras que en la parte derecha se localizan los puntos de muestreo en el río Larraun con dos estrellas amarillas (Urritza y Latasa). El río figura en color azul mientras que la autovía A-15 figura en color rojo. (Fuente: elaboración propia mediante QGIS 3.4.2 Madeira).....	11
Figura 2 Mapa de uso de suelo del tramo fluvial del río Larraun desde Urritza hasta Latasa. En verde se muestran las zonas forestales, en amarillo las zonas destinadas a agricultura y en rojo las zonas artificiales. (Fuente: elaboración propia mediante QGIS 3.4.2 Madeira con información extraída del Centro Nacional de Información geográfica)	12
Figura 3. Caudal (m ³ /s) del río Larraun a su paso por Irurtzun durante los años 2012/2013. (Fuente: elaboración propia a partir de los datos de la SAIH CHE).....	19
Figura 4. Caudal (m ³ /s) del río Larraun a su paso por Irurtzun durante los años 2017/2018. (Fuente: elaboración propia a partir de los datos de la SAIH CHE).....	19
Figura 5. Caudal (m ³ /s) del río Larraun a su paso por Irurtzun durante los años 2018/2019. (Fuente: elaboración propia a partir de los datos de la SAIH CHE).....	20
Figura 6. Fotografía de <i>G. lozanoi</i>	22
Figura 7. Fotografía de <i>L. graellsii</i>	22
Figura 8. Fotografía de <i>P. miegii</i>	23
Figura 9. Fotografía de <i>P. bigerri</i>	23
Figura 10. Fotografía de <i>B. quignardi</i>	23
Figura 11. Fotografía de <i>S. trutta</i>	23
Figura 12. Población de <i>B. quignardi</i> durante el año 2019, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Latasa. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g)/hora (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal) (Fuente: Elaboración propia).....	24

Figura 13. Población de *G. lozanoi* durante el año 2013, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Latasa. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g)/hora (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal) (Fuente: Elaboración propia)..... 25

Figura 14. Población de *G. lozanoi* durante el año 2018, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Latasa. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g)/hora (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal) (Fuente: Elaboración propia)..... 25

Figura 15. Población de *G. lozanoi* durante el año 2019, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Latasa. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g)/hora (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal) (Fuente: Elaboración propia)..... 25

Figura 16. Población de *L. graellsii* durante el año 2013, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Latasa. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g)/hora (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal) (Fuente: Elaboración propia)..... 26

Figura 17. Población de *L. graellsii* durante el año 2018, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Latasa. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g)/hora (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal) (Fuente: Elaboración propia)..... 26

Figura 18. Población de *L. graellsii* durante el año 2019, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Latasa. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g)/hora (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal) (Fuente: Elaboración propia)..... 27

Figura 19. Población de *P. miegii* durante el año 2013, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Latasa. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g)/hora (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal) (Fuente: Elaboración propia)..... 27

- Figura 20. Población de *P. miegii* durante el año 2019, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Latasa. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g)/hora (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal) (Fuente: Elaboración propia)..... 28
- Figura 21. Población de *P. bigerri* durante el año 2013, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Latasa. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g)/hora (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal) (Fuente: Elaboración propia)..... 28
- Figura 22. Población de *P. bigerri* durante el año 2018, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Latasa. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g)/hora (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal) (Fuente: Elaboración propia)..... 29
- Figura 23. Población de *P. bigerri* durante el año 2019, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Latasa. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g)/hora (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal) (Fuente: Elaboración propia)..... 29
- Figura 24. Población de *P. miegii* durante el año 2018, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Urritza. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g)/hora (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal) (Fuente: Elaboración propia)..... 30
- Figura 25. Población de *P. miegii* durante el año 2019, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Urritza. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g)/hora (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal). (Fuente: Elaboración propia)..... 30
- Figura 26. Población de *S. tutta* durante el año 2013, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Latasa. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g)/hora (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal) (Fuente: Elaboración propia)..... 31

Figura 27. Población de *S. trutta* durante el año 2018, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Latasa. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g)/hora (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal) (Fuente: Elaboración propia)..... 31

Figura 28. Población de *S. trutta* durante el año 2018, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Urritza. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g)/hora (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal) (Fuente: Elaboración propia)..... 32

Figura 29. Población de *S. trutta* durante el año 2018, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Urritza. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g)/hora (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal) (Fuente: Elaboración propia)..... 32

Figura 30. Ejemplo de la ubicación de los bolos de piedra dentro del cauce del río como medida paliativa para la mejora de hábitats para la fauna piscícola. (Fuente: García de Jalón, 2019b)..... 36

Figura 31. Fotografía de la disposición de los bolos de piedra en el río Najerilla, La Rioja. (Fuente: Sanz-Ronda et al., 2012) 37

Figura 32. Fotografía de la disposición de los bolos de piedra en el río Águeda, Castilla y León. (Fuente: Más Castilla y León, 2019) 37

Figura 33. Esquema de la disposición de árboles muertos en las orillas del río. (Fuente: García de Jalón, 2019b)..... 38

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Caracterización del tramo del río Larraun a su paso por Latasa. Se muestran los datos de cada medida. Para el tipo de sustrato se ha realizado una valoración en función de la presencia de cada tipo de sustrato: (-)ausente, (+) escasa, (++) abundante y (+++) muy abundante. (Fuente: elaboración propia).....	18
Tabla 2. Descripción de las distintas clases de calidad en función de los valores del IBMWP y del Estado Ecológico obtenido donde el valor de referencia para el IBMWP es de 240. (Fuente: Gallardo – Mayenco & Shaw, 2008; RD 817/2015; Gobierno de Navarra, 2017).....	21
Tabla 3. Índices bióticos IBMWP y IASPT junto con el estado ecológico y la clase que le corresponde a cada uno en los diferentes estudios realizados. Se ha resaltado en color azul el estado ecológico “Muy bueno” y clase I, mientras que el color verde indica el estado ecológico “Bueno” y clase II. (Fuente: Beriain, 2019)	21

Resumen

El río Larraun (Norte de España) es un río de montaña húmeda calcárea, nace en Aitzarraeta y desemboca en el río Arakil, presenta 21km de longitud y su cuenca tiene una superficie de 221km². Se ha realizado la evaluación de las características geomorfológicas, de la calidad del agua y de la fauna piscícola en dos puntos del río Larraun: Urritza y Latasa. A lo largo de la historia, este río ha sufrido numerosas afecciones negativas de origen antrópico, tales como: dragados, canalizaciones, construcción de cortas, homogeneización de las riberas y eliminación de la vegetación de las mismas. Destacan la canalización de algunos tramos del río debido a la construcción de la Autovía A-15 en 1991 y el aporte de numerosas sustancias procedentes de la agricultura, de la ganadería y actividades industriales. Probablemente como consecuencia de ello se han modificado las características geomorfológicas del cauce del río, han variado las características físico – químicas de sus aguas y se han desestructurado las poblaciones de fauna piscícola que habitaban el mismo. El río ha demostrado tener una gran capacidad de regeneración, aunque resulta no ser suficiente para que se puedan estabilizar las poblaciones de especies de fauna piscícola. Puesto que la restauración de los diferentes tramos del río mediante, la destrucción de las cortas que lo contienen, resulta inviable se han propuesto diferentes medidas para la rehabilitación de estos tramos. Se ha propuesto la mejora del hábitat para la fauna piscícola mediante la disposición de piedras, pedruscos y madera muerta de manera aleatoria dentro del cauce del río, estas podrían mejorar el ambiente reproduciendo zonas adecuadas para el descanso, refugio y freza.

Palabras clave

Alteración del río, hábitat fluvial, ictiofauna, rehabilitación de ecosistemas.

Abstract

The Larraun River (Northern Spain) is a limestone wet mountain river, It born in Aitzarraeta and flows into the Arakil River, It has 21km length and its basin has an area of 221km². It has been done the evaluation of the geomorphological characteristics, the quality of the water and the fish fauna in two points of the Larraun river: Urritza and Latasa. Throughout history, this river has presented numerous negative conditions of anthropic origin, such as: dredging, canalization, construction of cuts, homogenization of the riverbanks and elimination of the riverbank vegetation. I have to highlight the canalization of some sections of the river because of the construction of the A-15 Highway in 1991 and the filtering of lots of substances from agriculture, livestock and industrial activities. Probably as a consequence of this, the geomorphological characteristics of the riverbed have been modified, the physicochemical characteristics of the water have changed and the populations of fish fauna that inhabited it have been unstructured. The river has proven to have a great capacity for regeneration, although it is not enough for populations of species of fish fauna to stabilize. Actually the restoration of the different sections of the river by destroying the cuts that contain it is unfeasible, so that different techniques have been proposed for the rehabilitation of these sections. It has been proposed to improve the habitat for fish fauna by randomly disposing stones, rocks and decayed wood within the riverbed, these could improve the environment by reproducing areas suitable for rest, shelter and spawning.

Keywords

Stream habitat, ecosystem rehabilitation, ichthyofauna, river alteration.

1.-INTRODUCCIÓN

1.1.-Problemática de los ecosistemas fluviales

Los ecosistemas fluviales son uno de los ecosistemas que han sufrido mayor cantidad de impactos debido a las actividades humanas, actividades tales como la construcción de carreteras, canalización de ríos, dragados y la degradación de las riberas (Cos, 2011). Además, se han producido numerosos vertidos de origen industrial, agrícola y ganadero sobre las aguas del río. Estas modificaciones tienen efectos muy significativos en la flora y fauna que habitan este tipo de ecosistemas.

Debido a la falta de reconocimiento de los valores ambientales de los ríos, a la especulación por el espacio que ocupa el mismo y a la explotación excesiva de los recursos fluviales dentro del dominio público hidráulico, durante largo tiempo se consideró al río como un canal de agua, cuyas únicas funciones se referían a la recepción y el transporte de vertidos o el desagüe rápido de avenidas. Además, el río ocupa un espacio de gran valor a la hora de proponer campos de cultivo, zonas ganaderas, núcleos de población o construir vías de comunicación. Debido a ello, en gran parte de los casos, se procede con la canalización del curso fluvial, conllevando un aumento del riesgo hidrológico y la necesidad de mejora de obras de defensa de los márgenes, destacando la gran obra de ingeniería necesaria para la propia canalización del río. Lo que nos lleva a la degradación total del ecosistema fluvial pudiendo llegar incluso a la desaparición de algunos arroyos y pequeños cursos fluviales (Oscoz et al., 2005; García de Jalón, 2019).

A lo largo de la historia no se han tenido en cuenta las funciones del río como sistema biológico. Por ello, cuando se ha pretendido restaurar un curso de agua únicamente se ha intentado recuperar la estructura del mismo y no su función. Afortunadamente, hoy en día esta situación parece haber cambiado gracias al creciente interés en los estudios de recuperación de ríos (Oscoz et al., 2005; García de Jalón, 2019a).

1.2.-El río Larraun

El río Larraun (Figura 1) se localiza en el Norte de España dentro de la cuenca del Ebro, nace en el lugar de Aitzarraeta, en uno de los manantiales de la vertiente septentrional de la sierra de Aralar, al pie de un acantilado de calizas arrecifales del Cretácico inferior. Este río, también llamado en sus primeros kilómetros río Larraun-Ercilla, transcurre por un pequeño valle de praderas y arbolado disperso (Oscoz, 2003) y desemboca en el río Arakil, cerca de Irurtzun (EKOLUR, 2018). Se trata de un río corto, de 21km de longitud cuya cuenca tiene una superficie de 221km². Discurre en su mayor parte por un substrato calizo. Su pendiente media es de 1,0%. Además, basándose en la morfología y composición de la fauna piscícola, el río puede dividirse en una zona superior (12km de longitud y pendiente media 1,4%) y otra inferior (9km de longitud y pendiente 0,5%). Una descripción más detallada del río Larraun puede encontrarse en la Tesis Doctoral “Estudio del río Larraun (Navarra): calidad de sus aguas y análisis de la comunidad piscícola” realizada por Javier Oscoz Escudero en 2003.

El río Larraun suele presentar aguas ligeramente alcalinas con buenas concentraciones de oxígeno. La vegetación de ribera, en general se compone de robles (*Quercus robur*), sauces (*Salix spp.*), alisos (*Alnus glutinosa*) y arces (*Acer monpessulanum*) (Oscoz, et al., 2000).

En cuanto a la fauna vertebrada que es posible encontrar en este río, y dejando al margen la ictiofauna que será estudiada más adelante, destacan: sapo común (*Bufo bufo*), sapo partero (*Alytes obstetricans*), tritón palmeado (*Lissotriton helveticus*), culebra viperina (*Natrix maura*), mirlo acuático (*Cinclus cinclus*), lavandera cascadeña (*Motacilla cinerea*), garza real (*Ardea cinerea*), garceta común (*Egretta garzetta*), ánade real (*Anas platyrhynchos*), polla de agua (*Gallinula chloropus*), cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*), focha común (*Fulica atra*), rascón (*Rallus aquaticus*), andarríos chico (*Actitis hypoleucos*) y martín pescador (*Alcedo atthis*) (Oscoz, 2003).

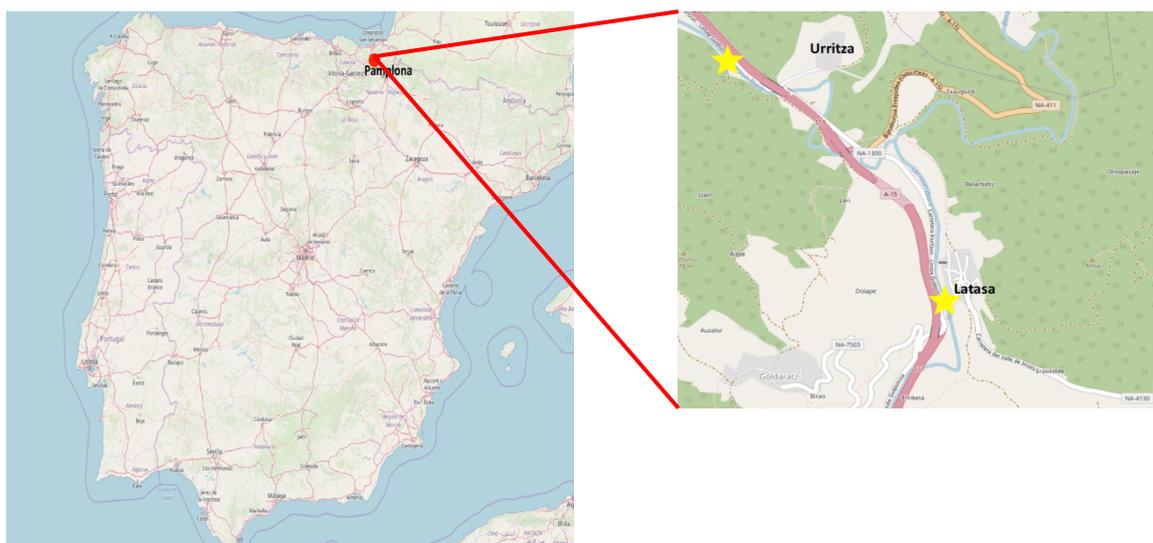


Figura 1. Mapa de localización del tramo en estudio. En la parte izquierda se localiza el río Larraun en la Península Ibérica (Comunidad Foral de Navarra) mientras que en la parte derecha se localizan los puntos de muestreo en el río Larraun con dos estrellas amarillas (Urritza y Latasa). El río figura en color azul mientras que la autovía A-15 figura en color rojo. (Fuente: elaboración propia mediante QGIS 3.4.2 Madeira)

1.3.-Historia de la problemática del río Larraun

En el año 1991 comenzaron las obras de construcción de una nueva autovía, la Autovía de Navarra A-15 (Figura 1) lo que provocó algunas alteraciones en diferentes puntos de los tramos medio y bajo del río Larraun que causaron numerosos efectos ambientales negativos que recoge Andreu Cos en su Tesis Fin de Máster titulada “Seguimiento a largo plazo de los impactos producidos por la canalización de un tramo del río Larraun (Norte de España)” (Cos, 2011).

Más tarde, en 1996, un año después de la finalización de las obras, se realizó el primer estudio del estado de la fauna piscícola y de la calidad ecológica de las aguas del río en cuestión. De esta manera se determinó que la densidad de peces en algunos tramos afectados era sensiblemente menor que en otros puntos. Así mismo, se detectó un descenso de la presencia de peces mayores de 150mm de longitud total. La menor disponibilidad de refugios, así como la falta de vegetación de ribera y las alteraciones en el sustrato podían

(marcados en diferentes tonos de amarillo) destinadas tanto a zona de secano como a terrenos principalmente agrícolas combinados con vegetación natural y seminatural.

En el valle del río Larraun existe una importante actividad ganadera, contabilizándose 154 instalaciones de ganado bovino, 96 de ovino, 38 de porcino, 10 de caprino y 54 instalaciones avícolas. La industria se localiza en Lekunberri (parte superior del río) e Irurtzun (parte inferior). Ambas localidades disponen de depuradoras de aguas residuales (Oscos et al., 2004). Lekunberri contaba con una Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) cuyo efluente se vertía aguas arriba de un embalse que derivaba agua hacia una estación hidroeléctrica localizada dos kilómetros aguas abajo de la EDAR, cerca de la localidad de Muguero. Durante 1998 la EDAR de Lekunberri no funcionó correctamente, por lo que el agua del embalse de la central hidroeléctrica de Muguero recibió una elevada carga de nutrientes, teniendo por ello una baja calidad biológica. Debido a esto, el efluente que la central hidroeléctrica de Muguero vertió al río provocó la disminución de la calidad del agua causando el aumento de la concentración de nitrito e ion amonio en los tramos aguas debajo de la EDAR (Oscos et al., 2006).

Todo residuo agrícola, independientemente del tipo de agricultura, se considera como contaminación de fuentes no localizadas, la característica principal de esta fuente es que su comportamiento depende de las condiciones hidrológicas, no es fácil su medición ni control directamente, por lo tanto, son difíciles de regular. Los residuos generados se desplazan por la superficie terrestre o se infiltran en el suelo, arrastrados por la lluvia y el deshielo de la nieve. Estas sustancias alcanzan agua subterránea, humedales, ríos, lagos y finalmente llegan al mar transportadas por el río, en forma de sedimento y carga química (GIDAHATARI, 2013). Los contaminantes más habituales procedentes de la agricultura son los nutrientes (nitrógeno, fósforo), fertilizantes, pesticidas, metales, patógenos, sedimentos, demanda biológica de oxígeno y elementos trazas.

La contaminación por fertilizantes produce eutrofización del medio causando que el agua consiga olor y sabor, conduce a un excesivo crecimiento de algunas algas, generando ambientes anóxicos y suprimiendo el desarrollo de otras algas u otras especies acuáticas. En el caso del uso de estiércol como fertilizante, el agua superficial resulta altamente contaminada por patógenos, metales, fósforo y nitrógeno. Uno de los principales contaminantes es el nitrato derivado de los compuestos nitrogenados utilizados como fertilizantes. Cuando este se infiltra y alcanza el agua subterránea produce un aumento en la concentración de nitratos que son peligrosos para la salud pública (GIDAHATARI, 2013).

En el año 2008 GURELUR alertó a las autoridades sobre las graves repercusiones que se originarían en el río Larraun si el Departamento de Medio Ambiente permitía a la empresa Agrozumos duplicar su producción. La disparatada cantidad de aguas residuales que vertería esta empresa, junto con las que originarían las urbanizaciones previstas en Lekunberri, ocasionarían afecciones ambientales que rozarían el delito e hipotecarían el desarrollo sostenible de los pueblos del valle, motivo por el cual el Ayuntamiento de Larraun llevó este tema a los tribunales. Los problemas asociados a los vertidos de aguas residuales en la zona no tienen nada que ver con su tratamiento en las depuradoras, que funcionan correctamente. El

problema radica en que el río Larraun no lleva el suficiente caudal para asumir las aguas procedentes de las depuradoras, que aunque salen aparentemente limpias tras su tratamiento, el río necesita suficiente caudal para recuperarlas ambientalmente. Como no hay suficiente agua en el río Larraun por la sobreexplotación que sufre, este río sufre importantes e ilegales afecciones ambientales (GURELUR, 2008).

En el año 2011 una regata que desemboca en el río Larraun, a la altura de Latasa, recibió 30.000 litros de purines procedentes de una explotación de Oscoz. El Diario de Navarra afirma que “Guardias forestales de la demarcación recogieron barbos, madrillas y truchas muertas para su análisis”. Este vertido se produjo al romperse un tubo de descarga, donde los purines comenzaron a desbordar hasta acabar en la regata. No obstante, afirma que los niveles de oxígeno de los medidores de el departamento de Medio Ambiente no llegaron a descender (Diario de Navarra, 2011)

Por tanto, nos encontramos un escenario donde la geomorfología del río ha sido alterada debido a la construcción de la autovía, a la vez que pueden estar viéndose afectadas las características físico – químicas del agua por otras causas, variando la calidad ecológica de la misma.

1.4.-Objetivos del Trabajo Fin de Máster

Con el presente Trabajo Fin de Máster se persigue realizar un diagnóstico del estado actual del río Larraun y plantear posibles soluciones de restauración fluvial donde fuera necesario. Para ello, es preciso descomponer el objetivo principal en varios objetivos complementarios:

1. Estudiar la evolución del río Larraun a lo largo de la historia y así, analizar las afecciones negativas que ha sufrido. Para ello se recopilarán tanto trabajos de investigación, como datos físicos y biológicos del tramo fluvial en estudio.
2. Realizar un diagnóstico de la situación actual del río Larraun, evaluando la variación o desarrollo de las características físicas y físico – químicas del cauce, la calidad del agua que fluye por el mismo y el estado de las poblaciones de las diferentes especies piscícolas que habitan el río.
3. Evaluar la viabilidad de realizar un proyecto de rehabilitación en los tramos más afectados.
4. Proponer medidas de mejora de hábitats para la fauna piscícola en los tramos afectados con el fin de mejorar el estado de la fauna piscícola en los mismos.

2.-MATERIALES Y MÉTODOS

El área objeto de estudio se encuentra en la zona media del río Larraun. Se han seleccionado dos estaciones de muestreo: una aguas arriba (Urritza, UTM 30T 593818, 4758990) y otra aguas abajo (Latasa, UTM 30T 596176, 4756160).

Ha habido una primera fase de recopilación de bibliografía histórica sobre el río Larraun, su problemática y desarrollo. Bibliografía que en mayor parte ha sido proporcionada por la Universidad de Navarra ya que se han utilizado numerosos trabajos realizados por tal institución, ya sean Tesis Doctorales, Trabajos fin de Grado o Trabajos fin de Máster. También se ha buscado información mediante bases de datos especializadas tales como Google Académico o Web of Science, buscando a través de palabras clave tales como: “fish”, “communities”, “impact”, “geomorfology” y “river restoration”.

Paralelamente se han realizado tareas de campo como la inspección visual del estado del ecosistema y análisis de su fauna piscícola. Esta información fue registrada en las hojas de campo proporcionadas para tal efecto.

Para poder alcanzar el objetivo principal del presente Trabajo fin de Máster es necesario evaluar la situación en la que se encuentra actualmente el río Larraun. Para ello, se ha valorado el estado del mismo analizando tres aspectos importantes de un río: (1) las características físicas y geomorfológicas del cauce y las características físico – químicas del agua, (2) la calidad de las aguas, mediante la valoración de los índices IBMWP e IASPT; y (3) el estado de la fauna piscícola, mediante la valoración del resultado de los diferentes muestreos.

Mediante la inspección visual del estado del ecosistema se recolectaron los datos necesarios para realizar la caracterización física del tramo fluvial. Los datos fueron medidos en 4 tramos diferentes a lo largo del perfil longitudinal, y en cada uno de esos cuatro tramos, se tomaron 3 medidas del perfil transversal (1/4, 1/2 y 3/4 de la sección del río). De esta manera se recogieron datos tales como la anchura máxima del cauce (m), la anchura media del cauce (m), profundidad media del río (cm), tipo de substrato: placas de piedra, roca, guijarros, gravas y arenas; temperatura (°C), oxígeno disuelto (% y ppm), conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$), pH y dominancia de sombra.

Además se han recogido datos procedentes de la Confederación Hidrográfica del Ebro, tales como los caudales diarios en m^3/s del río Larraun. Estos datos han sido volcados en Microsoft Excel con el fin de observar patrones y anomalías en los mismos.

Para realizar el estudio de la calidad del agua del río Larraun se han recogido los datos proporcionados por la Universidad de Navarra y divulgados en el Trabajo de Fin de Grado de Pablo Beriain Telleira, titulado “Poblaciones piscícolas y macroinvertebrados en una localidad del río Larraun: descripción y análisis a largo plazo” donde se emplearon índices de calidad de agua como el IBMWP e IASPT.

El índice IBMWP (*Iberian Biological Monitoring Working Party*) es una modificación para la península Ibérica de Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega (1988) del *Biological Monitoring Working Party* score system elaborado originalmente para el Reino Unido. El valor del índice se obtiene por la suma de la puntuación correspondiente a cada familia de macroinvertebrados que habita en el tramo objeto de estudio, pero tiene la ventaja de que solo requiere la identificación a nivel de familia (Gallardo – Mayenco & Shaw, 2008).

Por su parte, El índice IASPT (*Iberian Average Score Per Taxon*) es una modificación del ASPT (también para el Reino Unido) elaborado por los mismos autores del IBMWP. Se calcula dividiendo el valor del IBMWP por el número de familias de macroinvertebrados presentes en la muestra. Su valor indica el valor medio de las familias contenidas en la muestra. Tampoco precisa de datos cuantitativos.

El concepto de Estado Ecológico es introducido por el texto normativo de la Directiva marco del agua, y surge como elemento clave de medida para el análisis de la calidad de los sistemas acuáticos, donde se integra una visión de su estado de salud (Munné & Prat, 2004). Hay que establecer primero una tipología de los sistemas fluviales; se entiende que no se puede medir de igual manera el Estado Ecológico, ni exigir los mismos estados de referencia, por ejemplo, a las aguas de los ríos de montaña que a los de los tramos fluviales más bajos, y también se tendrá que decidir qué elementos de los sistemas se deben utilizar, y de qué modo, para la medida concreta del Estado Ecológico (Munné & Prat, 2004).

Por otro lado, para la recolección de los peces se ha utilizado un aparato de pesca eléctrica portátil Hans Grassl modelo IG200/2 (de baterías, 600 voltios con corriente continua o pulsante). La pesca se ha realizado durante periodos de 30 minutos dirigiéndonos aguas arriba del río, en contra de la corriente. Los peces capturados fueron anestesiados con 2-fenoxietanol, para facilitar su manejo y evitar el estrés provocado por el mismo. Posteriormente todos los ejemplares fueron identificados y se midió su longitud (LT, en mm). Una vez recuperados de la anestesia, se devolvieron todos los ejemplares al río.

Tras el trabajo de campo realizado, se prosiguió con la estimación de las densidades por unidad de esfuerzo (CPUE, Zamora et al. 2009), respecto al tiempo invertido en la captura, es decir, biomasa por hora y número de ejemplares por hora, utilizando las siguientes ecuaciones:

$$\text{Biomasa por hora} = \frac{\text{Biomasa de cada talla}}{\text{Tiempo de pesca}/60}$$

$$\text{Número de ejemplares por hora} = \frac{\text{Nº de capturas}}{\text{Tiempo de pesca}/60}$$

Con el resultado obtenido se han realizado diferentes gráficas temporales del año 2013, 2018 y 2019 (años en los que se ha realizado la pesca en las estaciones de muestreo) gracias a los datos históricos aportados por la Universidad de Navarra. Con estos datos se ha evaluado la presencia de cada especie piscícola, así como la abundancia según el tamaño de los ejemplares encontrados en los dos tramos de estudio actualmente. De esta manera se han comparado los datos obtenidos en el mismo lugar en años anteriores (datos que han sido analizados por Andreu Cos en su Tesis Fin de Máster anteriormente mencionada).

Se ha analizado la distribución de las tallas de las especies más comunes a lo largo del tiempo, parámetro que puede usarse como indicador ecológico (Benejam et al. 2018). Este trabajo se ha realizado mediante Microsoft Excel, volcando todos los datos brutos de la pesca en una hoja de cálculo, donde se han podido manejar y llegar al resultado expuesto en el siguiente apartado. Se han analizado los datos de los años 2013, 2018 y 2019 puesto que son los más recientes y se han expuesto en el presente trabajo los datos más relevantes para cada especie.

Finalmente, una vez obtenido el resultado del análisis de todos los datos anteriores se ha evaluado la situación actual del tramo fluvial en estudio y se ha procedido con la propuesta de mejoras de hábitat fluviales para la fauna piscícola del río Larraun. Esto se ha realizado extrapolando diferentes medidas ya estudiadas y analizadas en otros ríos similares al de estudio que han resultado ser exitosas.

3.-RESULTADOS

3.1.-Evolución de las características físicas del cauce

En primer lugar, se ha procedido con la caracterización física del cauce de tramo objeto de estudio del río Larraun a su paso por Latasa (Tabla 1). De esta manera ha sido posible estudiar la evolución de la estructura física del río durante estos años.

Tabla 1. Caracterización del tramo del río Larraun a su paso por Latasa. Se muestran los datos de cada medida. Para el tipo de sustrato se ha realizado una valoración en función de la presencia de cada tipo de sustrato: (-)ausente, (+) escasa, (++) abundante y (+++) muy abundante.
(Fuente: elaboración propia)

Latasa	2013	2018	2019
Anchura media del río (m)	11,94	15,25	17,60
Anchura máxima del río (m)	18,7	24	20,1
Profundidad media del río (cm)	38,7	37,8	42,4
Tipo de sustrato			
Placas de piedra	++	-	-
Rocas	++	-	+
Guijarros	+	+++	+++
Gravas	+	++	+
Arena	-	-	-
Temperatura (°C)	19,25	17,3	12,2
Oxígeno disuelto (%)	122,5	106	117,1
Oxígeno disuelto (ppm)	9,005	10,34	11,37
Conductividad (µS)	510	468	382
Dominancia de sombra	NO	NO	NO

En cuanto a la evolución de las características físicas del tramo fluvial, concretamente en la zona de Latasa, la anchura media del río parece que ha ido aumentando a lo largo de los años, mientras que la anchura máxima ha ido variando a lo largo de los años pero sin una tendencia clara. En cuanto a la profundidad media del río, a pesar de que en estos últimos años haya parecido constante, en estudios anteriores (Cost, 2011) aparece muy por encima de los valores medios actuales, por lo que se podría afirmar que la profundidad media del río parece haber disminuido. Además, el tipo de sustrato del lecho ha ido modificándose hasta dominar los guijarros junto con las rocas y gravas, estas últimas en menor medida. La temperatura ha seguido sin variación, dentro de los valores naturales; La conductividad ha disminuido desde 2013 hasta el presente año y continua sin haber dominancia de sombra en el tramo fluvial. Es probable que las variaciones de los parámetros anteriores se deban a diferencias entre los puntos de muestreo de cada año. También pueden deberse a la variación de los caudales circulantes por el río Larraun a lo largo de los años.

Se ha realizado el estudio de los caudales diarios del río Larraun durante el periodo desde el año 2013 hasta el año 2019 cuyos resultados se muestran en las figuras 3, 4 y 5, para los años 2013, 2018 y 2019 respectivamente.

En general los tres años hubo crecidas en épocas invernales las cuales podrían haber afectado a las frezas de algunas especies como la trucha. Por su parte, en 2013 y 2019 también se han producido crecidas significativas en época primaveral (mayo-junio), lo cual podría afectar a las frezas del resto de especies piscícolas que habitan el río cuyo periodo de freza coincide con estas crecidas o un poco más adelante. En general 2013 fue un año con mayor número de crecidas puntuales bastante significativas. En 2018 las crecidas primaverales fueron de bastante menor magnitud, por lo que se trató de un año más suave para la fauna piscícola, siendo la avenida más destacable en el mes de abril.

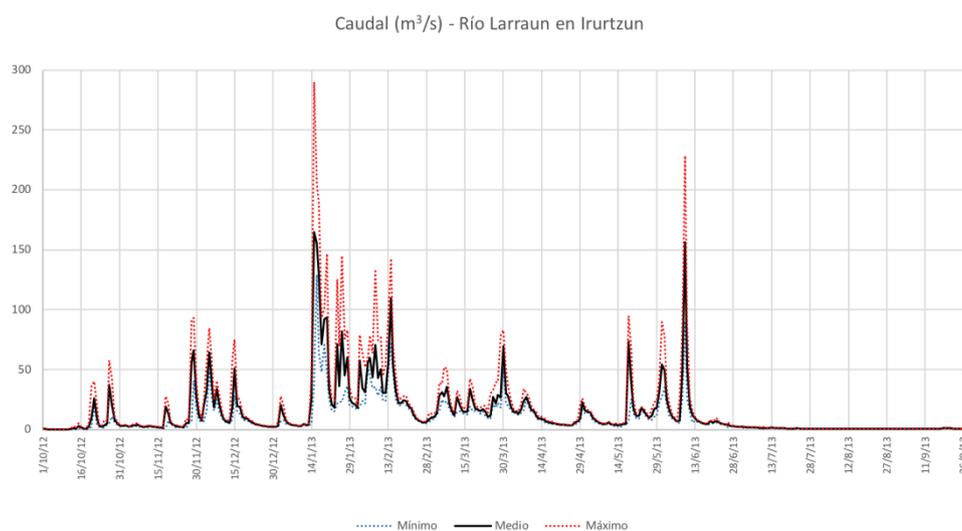


Figura 3. Caudal (m^3/s) del río Larraun a su paso por Irurtzun durante los años 2012/2013. (Fuente: elaboración propia a partir de los datos de la SAIH CHE)

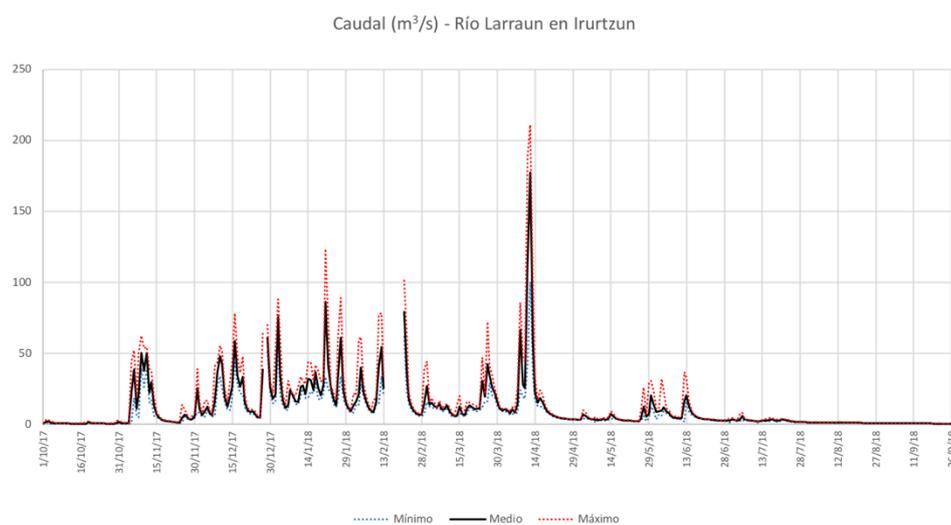


Figura 4. Caudal (m^3/s) del río Larraun a su paso por Irurtzun durante los años 2017/2018. (Fuente: elaboración propia a partir de los datos de la SAIH CHE)

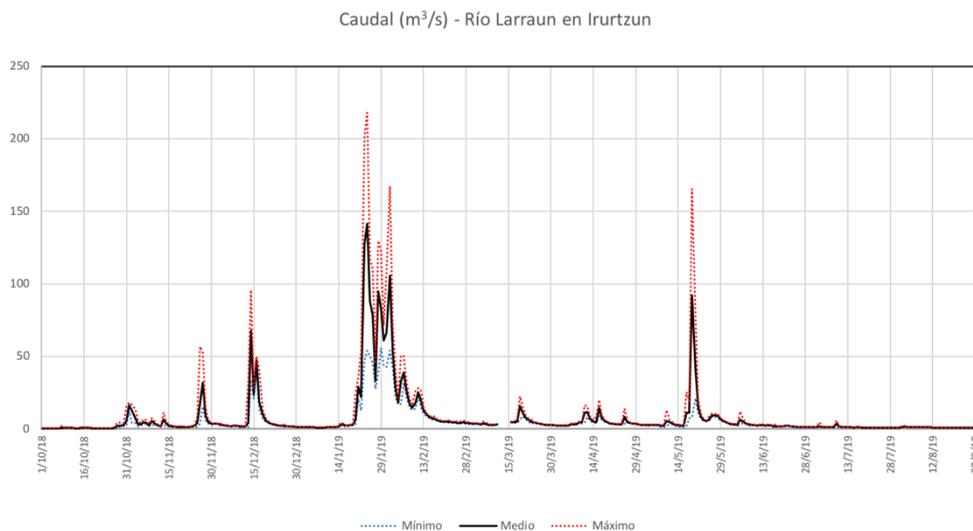


Figura 5. Caudal (m^3/s) del río Larraun a su paso por Irurtzun durante los años 2018/2019. (Fuente: elaboración propia a partir de los datos de la SAIH CHE)

3.2.-Evolución de la calidad del agua

La Directiva Marco del Agua (DIRECTIVA 2000/60/CE) exalta la importancia de los indicadores biológicos como herramienta clave para evaluar el estado ecológico de las aguas superficiales. Además, según el Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental, para clasificar el estado ecológico de las masas de agua superficial será necesario utilizar unos indicadores ambientales cuyos valores den como resultado la clasificación de la calidad de las aguas en una serie de rangos que serán diferentes según el ecotipo concreto, como es el caso del IBMWP (Iberian BioMonitoring Working Party score system).

En la península Ibérica, como en la mayor parte del mundo, es mayoritario el uso de los macroinvertebrados como indicadores biológicos debido a la importante serie de ventajas que presentan con respecto a otros organismos (Bonada et al., 2006). Hay un gran número de diferentes métodos para la evaluación biológica de la calidad de las aguas basados en los macroinvertebrados, siendo el índice IBMWP el más extendido en la península Ibérica, de manera que desde hace años es el recomendado por la Asociación Ibérica de Limnología para su utilización en los ríos ibéricos. Además, es uno de los oficialmente utilizados por el ministerio de acuerdo al RD 817/2015 anteriormente mencionado (Gallardo – Mayenco & Shaw, 2008).

Una vez calculado el valor del índice, se puede conocer la situación del tramo estudiado según los rangos de valores que se muestran en la tabla 3, los cuales corresponden al ecotipo 126 “Ríos de Montaña húmeda calcárea”, al cual pertenece el río Larraun.

Tabla 2. Descripción de las distintas clases de calidad en función de los valores del IBMWP y del Estado Ecológico obtenido donde el valor de referencia para el IBMWP es de 240. (Fuente: Gallardo – Mayenco & Shaw, 2008; RD 817/2015; Gobierno de Navarra, 2017)

IBMWP	Límite	Clase	Descripción
>179	Muy bueno	Clase I	Desde aguas muy limpias a aguas no alteradas de modo sensible y que tipifican aguas con una buena calidad del agua. Se representa en color azul.
109-179	Bueno	Clase II	aguas con signos de contaminación y una calidad del agua aceptable. Se representa en verde.
64-108	Moderado	Clase III	aguas contaminadas y una calidad del agua dudosa. Se representa en amarillo.
27-63	Deficiente	Clase IV	aguas muy contaminadas y calidad del agua crítica. Se representa en naranja.
<27	Malo	Clase V	aguas fuertemente contaminadas y calidad del agua muy crítica. Se representa en rojo.

Otro indicador a tener en cuenta es el IASPT (Iberian Average Score Per Taxon) que constituye un complemento del IBMWP y aporta información sobre el tipo de comunidad dominante en el tramo en estudio (Gallardo – Mayenco & Shaw, 2008).

De esta manera, mediante el cálculo de ambos índices para las aguas del río Larraun se ha evaluado el Estado Ecológico del mismo como se muestra en la tabla 4.

Tabla 3. Índices bióticos IBMWP y IASPT junto con el estado ecológico y la clase que le corresponde a cada uno en los diferentes estudios realizados. Se ha resaltado en color azul el estado ecológico “Muy bueno” y clase I, mientras que el color verde indica el estado ecológico “Bueno” y clase II. (Fuente: Beriain, 2019)

Fecha	IBMWP	IASPT	Estado ecológico	Clase
06/06/1996	154	5,13	Bueno	II
19/08/ 1996	181	4,89	Muy bueno	I
31/10/1996	159	4,97	Bueno	II
06/03/1997	171	5,52	Bueno	II
30/05/1997	152	4,90	Bueno	II
21/08/1997	160	5,15	Bueno	II
29/10/1997	169	5,28	Bueno	II
21/06/2011	182	4,92	Muy bueno	I
01/08/2013	139	5,56	Bueno	II
16/10/2018	121	6,05	Bueno	II

Según el resultado mostrado en la Tabla 4, la clasificación del estado ecológico del agua del río Larraun es de “Bueno” o “Muy bueno” lo que significa que, generalmente se trata de aguas con un Estado Ecológico al menos “bueno”, lo cual le permite cumplir las exigencias de la Directiva Marco del Agua (DMA).

A pesar de que el río Larraun puede presentar algunas afecciones negativas (los valores del IASPT no son especialmente altos en todos los muestreos y no siempre se alcanza el Estado Ecológico “Muy Bueno”) estas no parecen ser tan graves como para provocar un gran deterioro de las aguas. Otra posibilidad es que el río mantenga su capacidad de autodepuración y amortiguación de algunos de los vertidos que puedan existir.

Probablemente la causa de no alcanzar el Estado Ecológico “Muy bueno” de debe a los posibles vertidos procedentes de los campos de ganadería extensiva y cultivos de alrededor de la cuenca del río Larraun en esta zona. Otra posible causa de este fenómeno, son los diferentes vertidos de distintos orígenes de aguas procedentes de EDAR con un mal funcionamiento o aguas procedentes de núcleos industriales, como se ha explicado anteriormente. No obstante, el deterioro no parece ser tan grave o la capacidad de autodepuración del río es adecuada para absorber los posibles vertidos a lo largo del recorrido, de manera que estos alcanzan niveles de Estado Ecológico acordes con lo que exige la DMA existente.

3.3.-Evolución de la fauna piscícola

Por lo que respecta a la fauna piscícola, han sido halladas 6 especies distintas de peces, 4 de ellas endémicas de la Península Ibérica territorio donde se sitúa la cuenca del río Ebro, a la que pertenece el río Larraun: *Gobio lozanoi* (Doadrio y Madeira, 2004) comúnmente conocido como gobio de río; *Luciobarbus graellsii* (Steindachner, 1866) comúnmente conocido como barbo de Graells; *Parachondrostoma miegii* (Steindachner, 1866) comúnmente conocida como Madrilla o Loina; *Phoxinus bigerri* (Kottelat, 2007), comúnmente conocida como chipa o piscardo y considerada antiguamente como foxino común, *Phoxinus phoxinus* (Linnaeus, 1758), hasta que se la consideró una especie endémica de la Península Ibérica. Se muestran fotografías de ejemplares de las especies anteriores en las figuras 6, 7, 8 y 9.



Figura 6. Fotografía de *G. lozanoi*.
(Fuente: Miranda, 2014)



Figura 7. Fotografía de *L. graellsii*.
(Fuente: Miranda, 2014)



Figura 8. Fotografía de *P. miegii*.
(Fuente: Miranda, 2014)



Figura 9. Fotografía de *P. bigerri*.
(Fuente: Miranda, 2014)



Figura 10. Fotografía de *B. quignardi*.
(Fuente: Miranda, 2014)



Figura 11. Fotografía de *S. trutta*.
(Fuente: Elaboración propia)

También se han encontrado dos especies autóctonas: *Barbatula quignardi* (Linnaeus, 1758) comúnmente conocida como locha de río o lobo de río, la cual era considerada como locha de río común, *Barbatula barbatula* (Linnaeus, 1758) pero en la actualidad se distingue esta especie como la locha de río pirenaica, distribuida por las cuencas ibéricas del Ebro, Bidasoa y Nervión. La otra especie nativa que se habita este tramo fluvial es *Salmo trutta* (Linnaeus, 1758), generalmente conocida como trucha común, la cual habita la mayor parte de los ríos de la Península Ibérica. Se muestran fotografías de ejemplares de las especies en las figuras 10 y 11.

Todas las especies anteriores se encuentran catalogadas como “Preocupación menor” dentro de la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), a excepción de *S. trutta* puesto que según el Libro Rojo Español las poblaciones ibéricas de esta especie deben considerarse en estado “Vulnerable” ya que a pesar de que tengan una amplia distribución, es posible considerar que las poblaciones están seriamente amenazadas actualmente (Oscos et al. 2018; Salvador, 2017; Leunda et al., 2017).

En cuanto a la valoración de la fauna piscícola, Andreu Cos Bonet en su Tesis fin de Máster afirma que *B. quignardi* desaparece de las zonas de Urritza y Latasa en el año 1998, para no volver a ser localizado en muestreos posteriores hasta los años 2010 y 2011 donde se localizan varios ejemplares en Latasa (Cos, 2011), aquí mismo vuelve a desaparecer durante los años 2013 y 2018 hasta que se localizan varios

ejemplares adultos en 2019 como muestra la figura 12. Durante el transcurso de los años sigue sin ser avistado en la zona de Urritza.

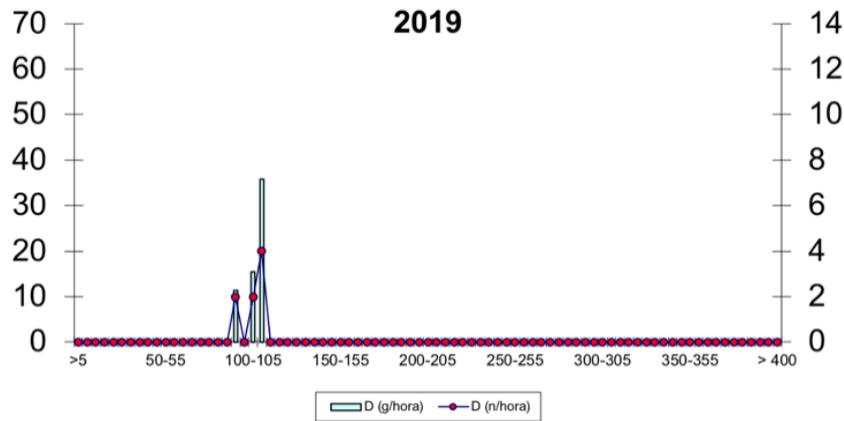


Figura 12. Población de *B. quignardi* durante el año 2019, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Latasa. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g/hora) (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal) (Fuente: Elaboración propia)

En cuanto a *G. lozanoi* no estaba presente en este tramo del río durante el estudio realizado entre 1996 y 1998 ni en Latasa ni en Urritza (aunque si estaba presente en la parte baja y en un tramo concreto varios kilómetros aguas arriba). El primer ejemplar en el tramo que estudias se detectó aisladamente en el canalizado de Urritza en 2005 (Oscoz, 2003). Más tarde, en el año 2010 se detecta una población estable y relativamente numerosa de estos individuos en Latasa que permanece durante el año 2011 (Cos, 2011). Esto probablemente sea el resultado de la expansión de gobios en la cuenca del Ebro según se defiende en estudios anteriores (Leunda et al., 2009). Actualmente la presente especie goza de poblaciones estables con un buen número de ejemplares tanto de alevines como de adultos en la zona de Latasa, mientras que en Urritza sigue sin ser vista. No obstante, esta especie ha sido avistada en tramos del río aguas arriba del punto de Urritza.

Como se muestra en las figuras 13, 14 y 15, las poblaciones de *G. lozanoi* parecen ir estabilizándose presentando numerosos ejemplares de diferentes tallas en el tramo del río Larraun a su paso por Latasa

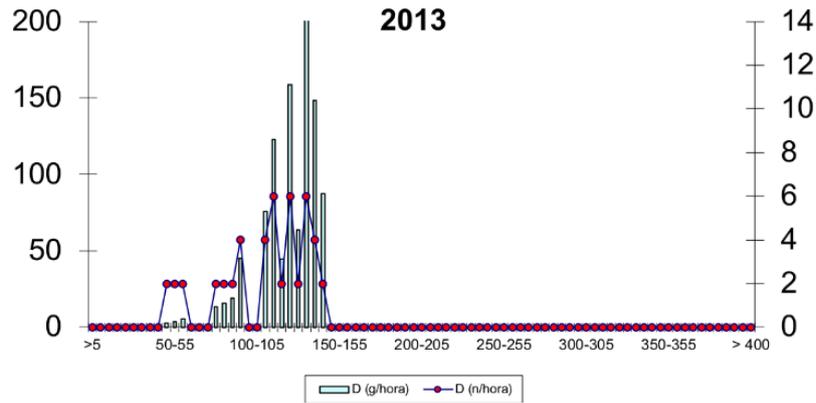


Figura 13. Población de *G. lozanoi* durante el año 2013, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Latasa. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g/hora) (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal) (Fuente: Elaboración propia)

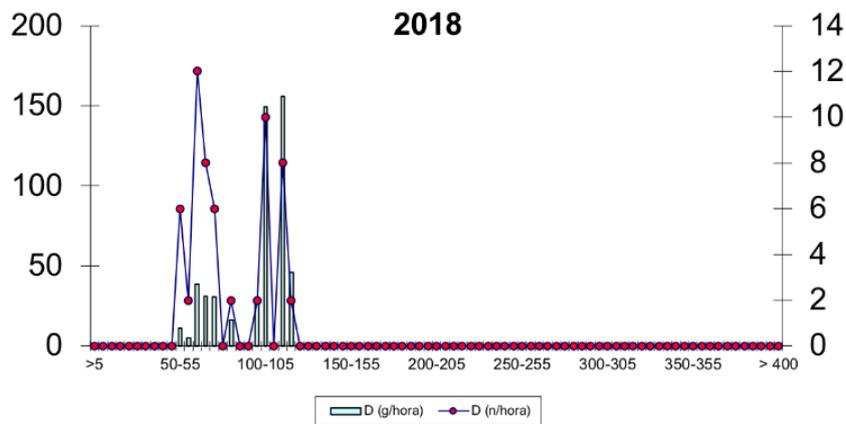


Figura 14. Población de *G. lozanoi* durante el año 2018, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Latasa. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g/hora) (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal) (Fuente: Elaboración propia)

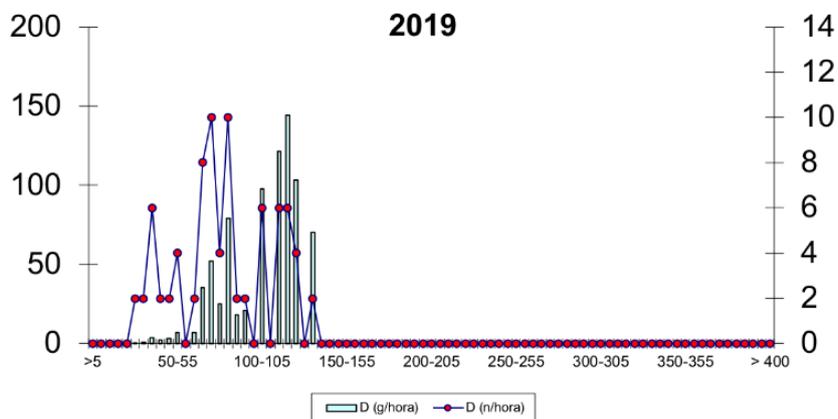


Figura 15. Población de *G. lozanoi* durante el año 2019, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Latasa. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g/hora) (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal) (Fuente: Elaboración propia)

Por su parte, *L. graellsii* en Latasa, no arroja buenos valores en los últimos muestreos realizados y, aunque también se han encontrado barbos de tamaños considerables, si los comparamos con los muestreos de los años 1996 y 1997 (Cos, 2011) parece que ha disminuido drásticamente la presencia de barbos de menor tamaño así como el número de capturas realizadas (Cos, 2011). En la zona de Urritza la presencia de esta especie es esporádica, encontrándose uno o dos individuos adultos y tan solo unos pocos ejemplares alevines.

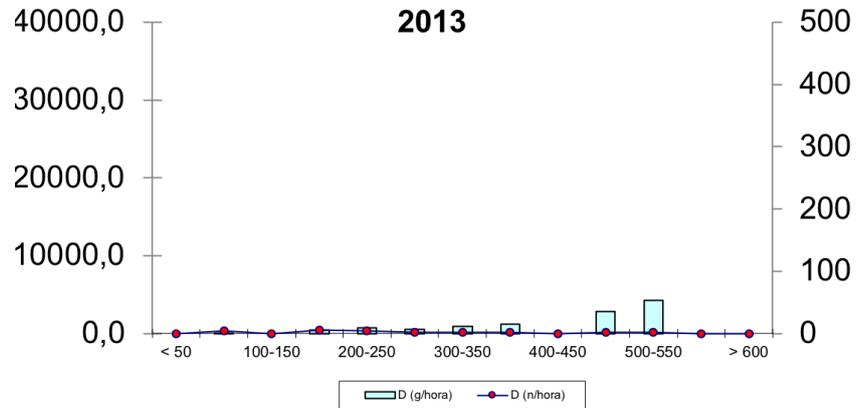


Figura 16. Población de *L. graellsii* durante el año 2013, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Latasa. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g)/hora (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal)
(Fuente: Elaboración propia)

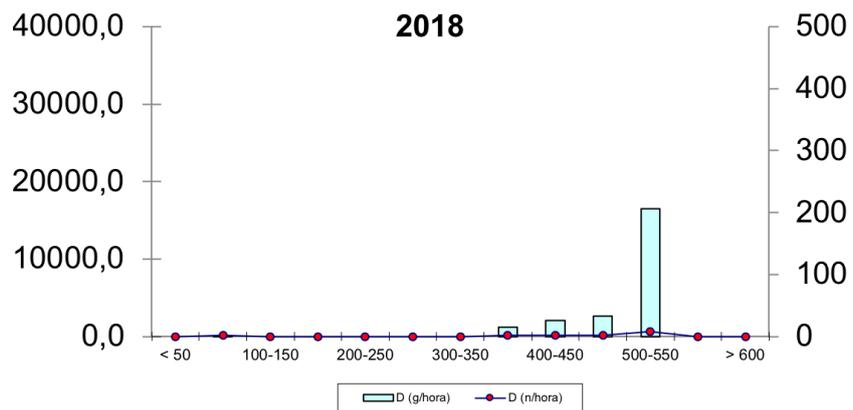


Figura 17. Población de *L. graellsii* durante el año 2018, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Latasa. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g)/hora (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal)
(Fuente: Elaboración propia)

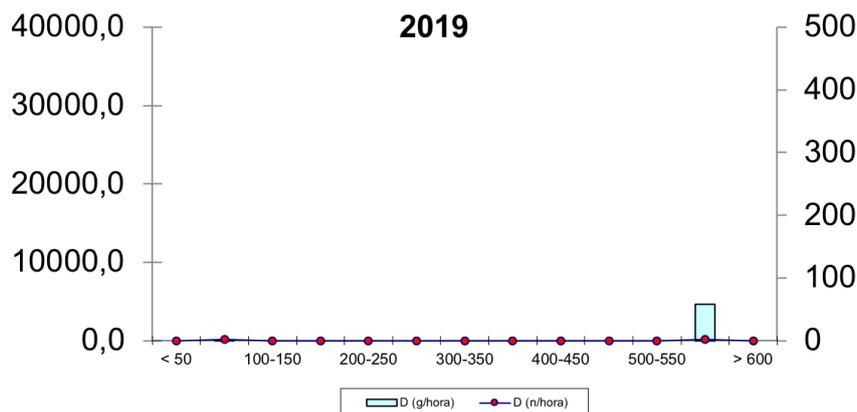


Figura 18. Población de *L. graellsii* durante el año 2019, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Latasa. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g)/hora (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal) (Fuente: Elaboración propia)

Como se puede observar en las figuras 19 y 20, durante los años 2013 – 2018 en la estación de muestreo de Latasa, se han encontrado más adultos de esta especie que alevines. Hasta llegar al año 2019 (figura 21) donde no se ha capturado ningún ejemplar de menos de 550mm. Es decir, se han encontrado varios ejemplares adultos mientras que los estadios juveniles parecen haber desaparecido. En cuanto al punto de muestreo ubicado en Urritza, no se encontró ningún ejemplar de esta especie.

En referencia a *P. miegii* en Latasa, aún albergaba en 2011 una población que, por el momento, parece mantenerse estable, aunque muy inferior a la que había sido hallada en los muestreos de los años 1996 y 1997 (Cos, 2011). Todo parece indicar que esta especie se encuentra en un grave retroceso puesto que en 2013 (figura) se encontraron varios ejemplares juveniles. Más adelante, en 2018 ya no se encontró ningún ejemplar. Mientras que, en el presente año (figura) se han encontrado muy pocos individuos de tamaño medio. No se han encontrado ejemplares de esta especie en la estación de muestreo de Urritza.

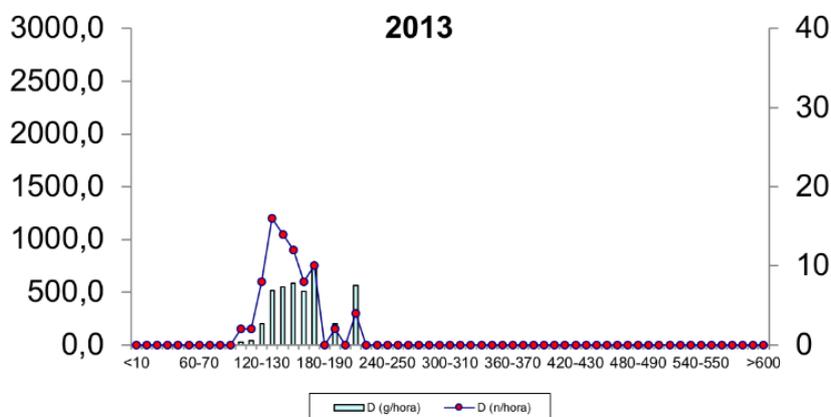


Figura 19. Población de *P. miegii* durante el año 2013, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Latasa. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g)/hora (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal) (Fuente: Elaboración propia)

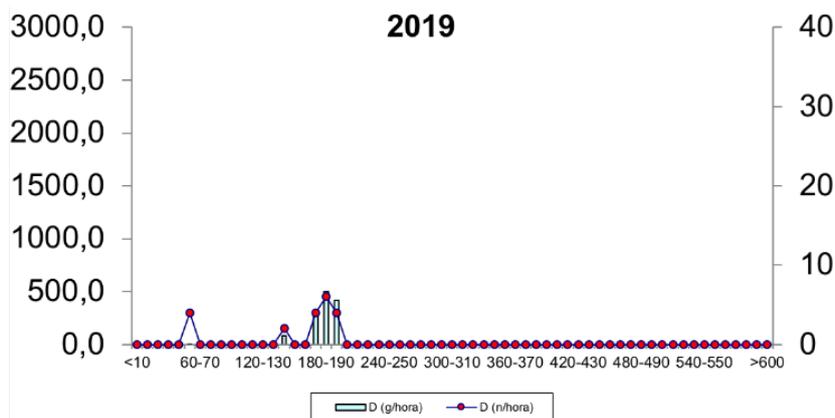


Figura 20. Población de *P. miegii* durante el año 2019, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Latasa. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g/hora) (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal)
(Fuente: Elaboración propia)

En el caso de *P. bigerri*, tanto en la zona de Latasa como en Urritza, esta especie no parece gozar de buena salud puesto que sus poblaciones parecen estar en un descenso continuo. Ello podría estar indicando que en este punto, donde se ha visto que hay vertidos de materia orgánica, esta especie se ven especialmente afectada (Cos, 2011). Este escenario continua aún en 2019 en Urritza, mientras que en Latasa podemos ser optimistas con el resultado, ya que en el último muestreo se han visto numerosos ejemplares y gran variedad de tallas. Atendiendo a su evolución desde 2013 es posible percibir el crecimiento de la población.

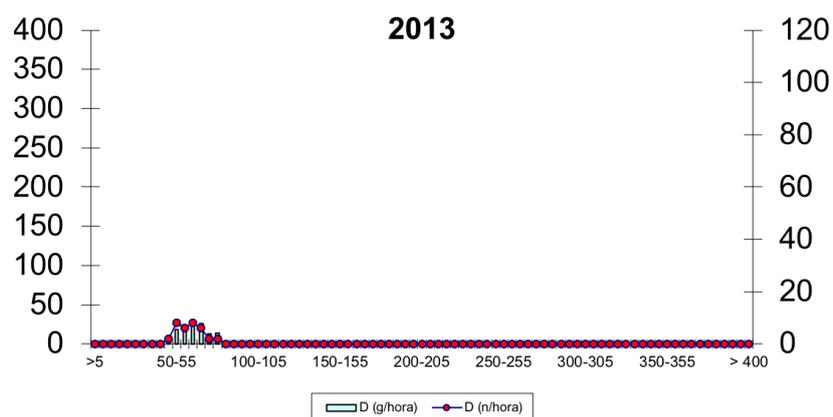


Figura 21. Población de *P. bigerri* durante el año 2013, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Latasa. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g/hora) (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal)
(Fuente: Elaboración propia)

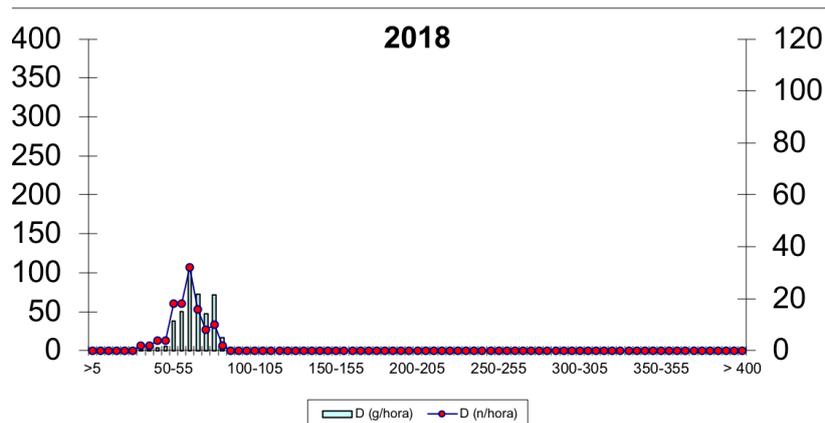


Figura 22. Población de *P. bigerri* durante el año 2018, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Latasa. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g)/hora (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal)
(Fuente: Elaboración propia)

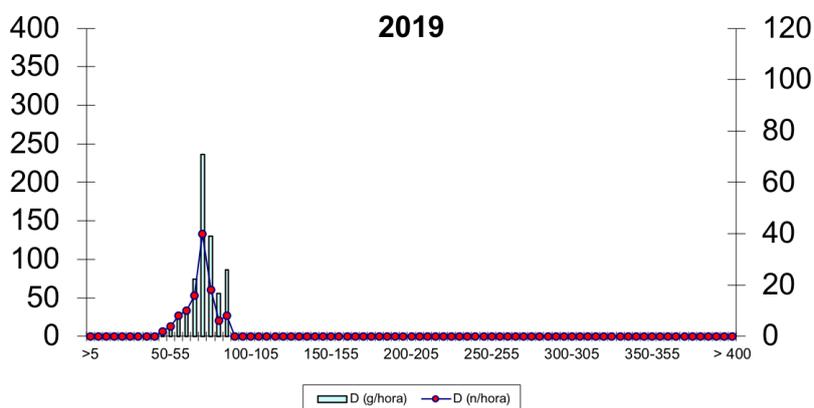


Figura 23. Población de *P. bigerri* durante el año 2019, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Latasa. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g)/hora (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal)
(Fuente: Elaboración propia)

Por su parte, en la zona de Urritza se han encontrado uno o dos ejemplares máximo en cada muestreo, a lo largo de los años. Lo que parece indicar el retroceso de *P. bigerri* en este tramo fluvial. Como se muestra en la figura N, en 2018 sólo se encontraron 2 ejemplares de juveniles de esta especie. Mientras que en 2019 los datos no son mucho más optimistas habiéndose pescado unos tan solo unos pocos juveniles.

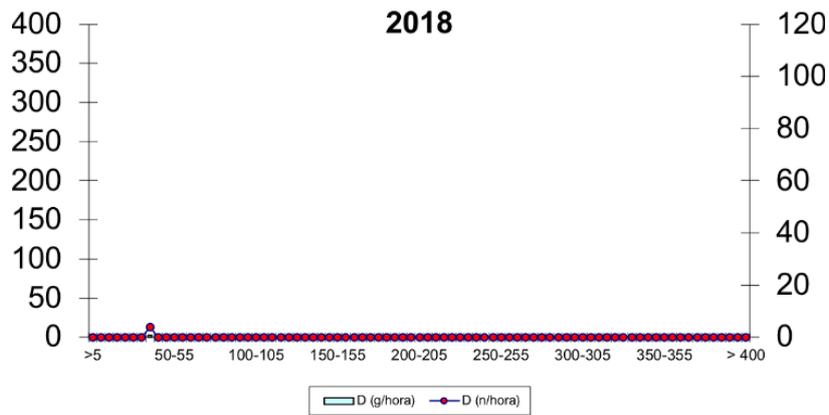


Figura 24. Población de *P. miegii* durante el año 2018, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Urritza. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g)/hora (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal)
(Fuente: Elaboración propia)

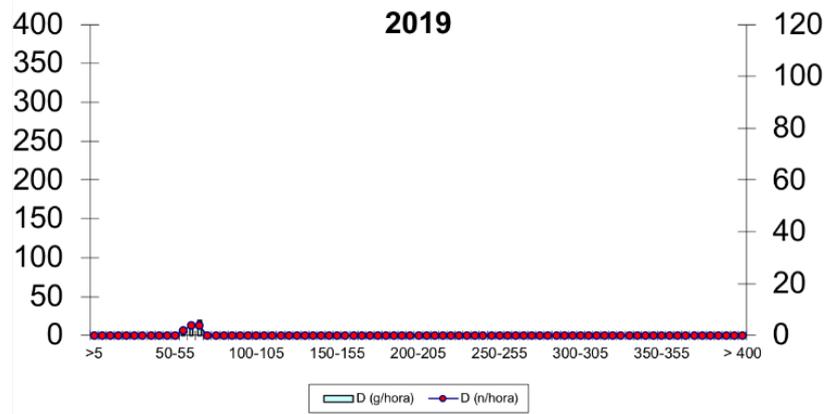


Figura 25. Población de *P. miegii* durante el año 2019, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Urritza. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g)/hora (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal).
(Fuente: Elaboración propia)

Por último, *S. trutta* desde 1997 mantiene su población estable en Latasa, mientras que en Urritza ha estado en proceso de expansión (Cos, 2011). En 2011 se observó un descenso importante de sus poblaciones en Latasa (Cos, 2011), descenso que se ha ido pronunciando durante los años 2013 y 2018 hasta no encontrar ningún ejemplar en 2019.

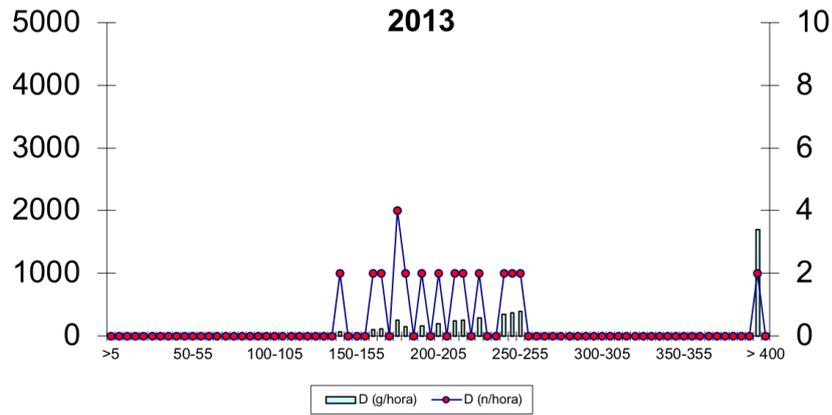


Figura 26. Población de *S. tutta* durante el año 2013, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Latasa. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g/hora) (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal) (Fuente: Elaboración propia)

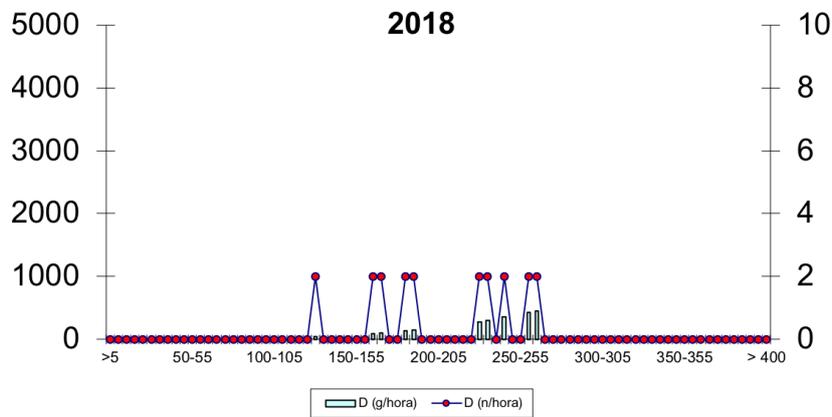


Figura 27. Población de *S. trutta* durante el año 2018, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Latasa. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g/hora) (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal) (Fuente: Elaboración propia)

Por otro lado, en la zona de Urritza, a pesar de no haber capturado ningún ejemplar en 2013, se han encontrado numerosos ejemplares durante los muestreos realizados en 2018 y 2019. Como se muestra en la figura .

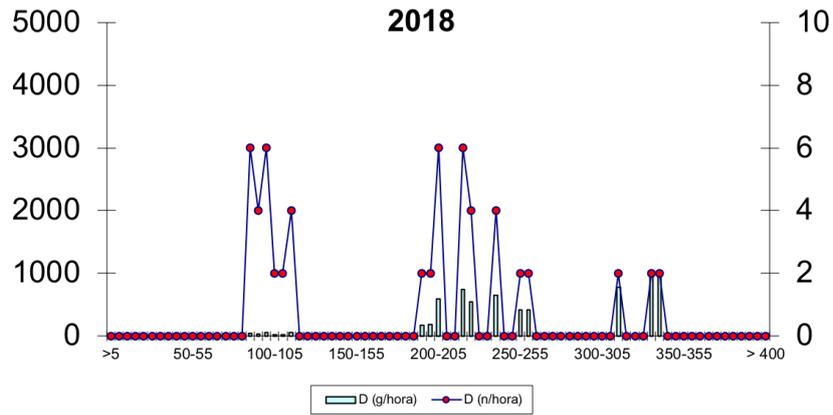


Figura 28. Población de *S. trutta* durante el año 2018, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Urritza. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g)/hora (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal)
(Fuente: Elaboración propia)

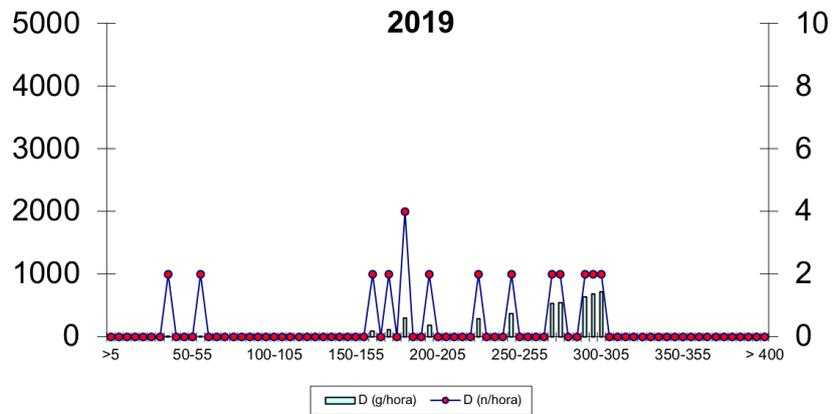


Figura 29. Población de *S. trutta* durante el año 2018, en la temporada de verano, en la estación de muestreo de Urritza. En este gráfico se enfrenta la biomasa (g)/hora (eje vertical izquierdo) y el número de ejemplares/hora (eje vertical derecho) con la talla (mm) del ejemplar (eje horizontal)
(Fuente: Elaboración propia)

4.-DISCUSIÓN

Andreu Cos Bonet defiende en su Tesis fin de Máster que se ha producido una regeneración natural en los tramos afectados por las obras de la Autovía A-15 de Navarra en el río Larraun, producto de la sucesión natural. El río Larraun parece demostrar una gran capacidad para regenerarse por si mismo sin ningún tipo de ayuda externa. Su proceso natural ha ido paliando poco a poco todas las afecciones negativas que ha ido sufriendo, por lo que actualmente su salud y aspecto parecen notablemente mejores que al comienzo de las obras de la Autovía en 1991 (Cos, 2011).

Aparentemente, se podría decir que el río ha ido recuperando algunas de las funciones ecológicas que perdió con la canalización del mismo. La calidad del agua, según el índice IBMWP, es buena, además la comunidad de vegetales ha ido en aumento y el bosque de ribera ha ido colonizando poco a poco las orillas del río (Cos, 2011). En cuanto a las características físicas no han variado significativamente en el transcurso de los años desde 1996 (año del comienzo de las obras) hasta 2019 (el presente año). A excepción de pequeñas modificaciones propias de ecosistemas vivos, la mayoría de parámetros se han mantenido estables, el lecho ha preservado su composición predominando siempre las gravas y guijarros.

De esta manera, la situación actual es que a pesar de que haya ocurrido una auto regeneración del río rápida y efectiva, algunas de las especies piscícolas presentes en el mismo parecen sufrir un grave retroceso, a excepción de *G. lozanoi*, aunque se cree que la estabilidad de sus poblaciones puede ser causada por diferentes sueltas de ejemplares en la cuenca del río Ebro (Cos, 2011).

En el caso de *B. quignardi*, este comportamiento puede ser explicado debido a que en, primera instancia esta especie es altamente sensible a las transformaciones de los lechos de los ríos en los que vive (Miranda et al., 2014), transformaciones que se produjeron con la canalización del río Larraun. La vegetación acuática es muy escasa (Oscos, 2003) y a la hora de realizar su reproducción las hembras de esta especie seleccionan ambientes con abundante vegetación sumergida donde la hembra pueda depositar sus huevos (Miranda et al., 2014). Además, presenta su reproducción en los meses de Abril – Junio (Miranda et al., 2014) si echamos la vista atrás observaremos que en Junio de 2013 y Abril de 2018 hubo dos crecidas en el río considerables lo que podría haber afectado a la freza de esos años.

Por su parte, *G. lozanoi* parece tener poblaciones estables en el río Larraun. No obstante, no se ha encontrado ningún ejemplar de esta especie en los muestreos realizados en la estación de muestreo de Urritza. Su desaparición en este tramo concreto puede estar debida a que las condiciones del hábitat del mismo no son las adecuadas para la supervivencia de esta especie en concreto.

El resultado de las poblaciones de *L. graellsii* en el río Larraun puede estar provocado por la realización de la pesca en épocas de freza o la coincidencia de la misma con la migración de los individuos ya que el periodo de reproducción de esta especie es desde mayo a junio (Salvador, 2017) periodo coincidente con las fechas de los muestreos realizados.

Por otro lado, la desaparición de *P. miegii* en Latasa durante el año 2018, así como el bajo número de adultos presentes, podría estar debida a la coincidencia de la pesca con la migración de los ejemplares adultos hacia zonas más tranquilas y de poca profundidad con el fin de reproducirse (Miranda et al, 2014). También habría que tener en cuenta la dificultad que presenta esta especie a la hora de realizar el muestreo al desplazarse en cardúmenes, ya que si no llega a hacer efecto la corriente de pesca en el mismo los ejemplares podrán escapar.

Aparentemente *P. bigerri* parece gozar de buena salud hoy día. Mientras que, una vez más, nos encontramos que el tramo fluvial perteneciente a Urritza no es un lugar adecuado para la supervivencia de esta especie.

Otra especie que muestra buenos resultados en Latasa es *S. trutta* ya que se advierte la presencia de numerosos ejemplares de distintas tallas. No obstante, en el presente año no se ha capturado ningún ejemplar, probablemente debido a que el tramo es una zona de transición de salmonícola a ciprinícola lo que puede explicar que en momentos puntuales no se halle ningún ejemplar de trucha común (Oscos, 2003).

Así pues, el escenario idílico para una posible restauración del río Larraun sería la demolición de las barreras de defensa realizadas en sus orillas a la hora de canalizar el río para poder construir la autovía A-15, lo que conllevaría la destrucción de la misma y por lo tanto, el libre comportamiento del río. Es la principal práctica de restauración fluvial para un tramo fluvial de llanura. Esta aporta al río libertad para que se pueda desarrollar de forma natural la geomorfología de su cauce y la anchura adecuada para su corredor ribereño. Es una auténtica medida de restauración, ya que permite al río recuperarse él solo de los impactos que haya sufrido mediante el desarrollo de sus procesos hidro-geomorfológicos dentro de un territorio libre de suficiente anchura. Incluso un río regulado o con numerosas presiones aguas arriba puede alcanzar elevadas cotas de naturalidad y resiliencia dentro de este espacio fluvial (Ollero, 2015). Esto combinado con la libertad fluvial y la no actuación post-crecida podría llevar a la recuperación total del río.

No obstante, esta idea resultaría inviable, tanto en el ámbito económico como en el social, debido a la imposibilidad de derribar las motas de contención de las orillas del río al existir la autovía y una carretera comarcal paralela a un lado del río y campos de cultivo al otro.

Según la revista “Páginas de Información Ambiental” de la Universidad de La Rioja, la fauna piscícola necesita lugares apropiados para llevar a cabo la reproducción, áreas que sean capaces de proporcionarles alimento, zonas de refugio, un caudal adecuado y unos mínimos estándares de calidad de agua. Estos cinco elementos son los que hacen que un tramo fluvial sea el hábitat idóneo para las especies piscícolas o que, por el contrario, resulte incapaz de albergar poblaciones estables de peces. Cuando se realiza cualquier obra que impide al río desarrollarse, frecuentemente se dificulta o impide el acceso a zonas de reproducción o alimento idóneas, lo que puede provocar el aislamiento de las poblaciones incluso la desaparición de la especie aguas arriba. La freza, o reproducción de especies como *S. trutta*, se puede ver alterada de modo muy significativo si los lugares apropiados para la puesta son escasos o se encuentran en malas condiciones.

La construcción y mejora de frezaderos es por tanto clave como medida de mejora del hábitat (Páginas de Información Ambiental, 2012).

Por lo tanto, el objetivo prioritario en este momento podría ser la creación de tramos fluviales heterogéneos y variados, con diversidad de formas y condiciones. Un río que contenga microhábitats diversos (pozas, remansos, rápidos, refugios...) y zonas apropiadas para la reproducción, esto puede hacer que todo el ciclo vital de especies se desarrolle en tan sólo unos centenares de metros (Páginas de Información Ambiental, 2012).

Ante este escenario cabría la posibilidad de realizar técnicas para la rehabilitación del ecosistema fluvial mediante actuaciones de mejora de hábitats para la fauna piscícola del río Larraun. Se persigue el objetivo de mejorar las zonas de refugio, habilitar zonas de descanso y reestablecer las zonas de desove. Las mejores técnicas de mejora de hábitat fluviales, en este caso, serían técnicas de carácter paliativo: encueves que favorezcan el refugio mediante bolos y troncos; y técnicas de revegetación para intentar crear más zonas de sombra en las orillas del río a su paso por Latasa (Páginas de Información Ambiental, 2012).

Por lo tanto, es necesario tratar de crear estos hábitats específicos sin deteriorar el funcionamiento fluvial del río, y en la medida de lo posible, aprovechando los recursos que podemos encontrar en el mismo. Estos hábitats se establecerán dentro del espacio fluvial del río, en el cauce del mismo. El empleo de madera muerta, detritos leñosos o el uso de piedras es muy útil en muchos casos para lograr la construcción de estas nuevas áreas, se pueden emplear técnicas de bioingeniería muy sencillas con materiales del río o del bosque adyacente (Ollero, 2015). Esta medida soluciona los daños ambientales que han ido sufriendo los ríos en las últimas décadas que pueden haber provocado, entre otras consecuencias, la desaparición de especies o la reducción drástica de sus poblaciones, a escala local o de cuenca (Ollero, 2015) como podría ser el caso del río Larraun.

Los estudios de seguimiento demuestran en muchos casos el éxito de las actuaciones, recuperándose las poblaciones e incrementándose la biodiversidad. La mejora en las comunidades biológicas repercute positivamente en todo el sistema fluvial. Esta técnica se combina y complementa muy bien con otras, es fácil de aplicar y tiene bajo coste. Además, muchas técnicas pueden ser llevadas a cabo por voluntarios. Introducir estas medidas en el programa de rehabilitación del río supone con muy poco esfuerzo y coste adicional beneficios para la fauna muy relevantes y visibles. Es una buena práctica además enormemente didáctica y muy útil en la componente de divulgación y educación ambiental (Ollero, 2015).

Las zonas de refugio se definen como las áreas del río que ofrecen protección a los peces frente a los efectos de las fuertes corrientes de agua y de los depredadores. Esta protección la proporcionan la cobertura de la vegetación acuática, grandes piedras, oquedades de orillas o la profundidad y turbulencia de la columna de agua. En función del tamaño y del estadio de vida en que se encuentre el pez, las características que debe tener un refugio para resultar adecuado varían mucho (Sanz & Martínez, 1997).

La colocación de bloques de piedra individuales o agrupados es uno de los tratamientos más simples, económicos y más comúnmente aplicados en la mejora del hábitat acuático en ríos de cualquier tamaño. Con la colocación de este tipo de refugios se pretende proveer cobertura a los peces, proporcionar hábitat adicional de cría y mejorar la relación rápidos-lentos (Sanz & Martínez, 1997; González & García, 2013).

La misión principal del bloque de piedra consiste en frenar la velocidad de la corriente cerca del lecho del río, formándose tras éste una pequeña poza en la que el pez espera, con un mínimo gasto energético, el paso de alimento arrastrado por el agua (González & García, 2013). De esta manera, la finalidad de la incorporación de las piedras es la creación de pozas que sirvan de refugio por detrás y por debajo de las rocas y también para crear zonas de alimentación en los partes laterales y al frente de las mismas. Al ser las piedras de considerable tamaño, detrás de cada una de ellas, se produce un gran obstáculo lo cual crea un flujo con una gama diversa de velocidades y profundidades. Este efecto provoca una modificación local de la granulometría del lecho en torno de las piedras incorporadas, generándose frezaderos donde especies piscícolas como la trucha puede desovar (González & García, 2013).

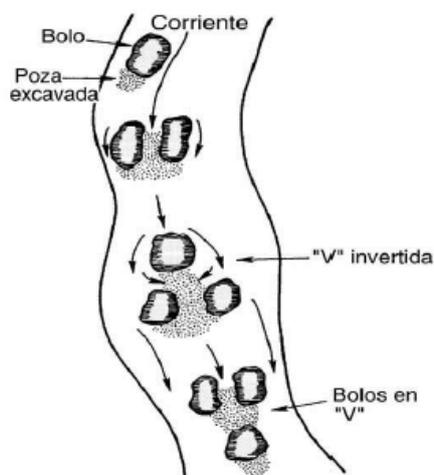


Figura 30. Ejemplo de la ubicación de los bolos de piedra dentro del cauce del río como medida paliativa para la mejora de hábitats para la fauna piscícola.
(Fuente: García de Jalón, 2019b)

Los bloques pueden ser colocados al azar o de manera selectiva, agrupados o individuales, dependiendo de la anchura del cauce y del modelo natural de disposición de las grandes piedras en el río (Sanz & Martínez, 1997). En la figura 30, se muestra un ejemplo de como ubicar los bolos de piedra dentro del cauce del río. La ubicación de las piedras debe realizarse durante el periodo de caudal mínimo, para asegurar la correcta colocación del refugio y facilitar el movimiento del equipo pesado sobre el río. El tamaño del pedrusco depende de la anchura del tramo, de las características de la corriente y de la estabilidad del lecho, así como de la maquinaria disponible para el proyecto. La roca utilizada, siempre que sea posible, ha de ser concordante con la geología del lugar, cuanto más dura sea mejor. La colocación cerca de orillas debe hacerse con cuidado para evitar erosiones. Para evitar riesgos en el lecho del río, la maquinaria pesada debe utilizar neumáticos de goma (Wesche, 1995).

En las figuras 31 y 32 se muestran dos ejemplos fotográficos del resultado final de la disposición de los bolos de piedra.



Figura 31. Fotografía de la disposición de los bolos de piedra en el río Najerilla, La Rioja.
(Fuente: Sanz-Ronda et al., 2012)



Figura 32. Fotografía de la disposición de los bolos de piedra en el río Águeda, Castilla y León.
(Fuente: Más Castilla y León, 2019)

Otra medida a tener en cuenta es la creación de refugio en las orillas mediante árboles muertos tal y como se muestra en la figura 33. No se pueden construir nuevos encueves para la fauna piscícola debido a la existencia de las motas de contención del río, por lo que esta será una buena práctica para aumentar la heterogeneidad de las orillas.

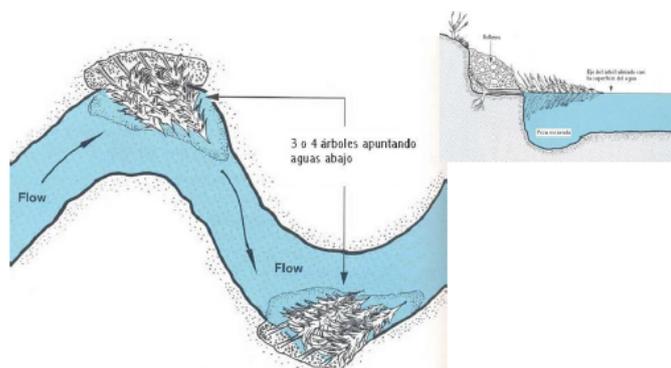


Figura 33. Esquema de la disposición de árboles muertos en las orillas del río.
(Fuente: García de Jalón, 2019b)

Po último, es muy importante que se continúe con el seguimiento y monitorización del río Larraun con el fin de poder evaluar y estudiar su evolución. El seguimiento en sí mismo es una práctica de gestión adaptativa, puesto que permite un proceso de aprendizaje permanente conforme se actúa, así como ir variando métodos, adaptándonos en continuo para lograr un resultado natural, sostenible y resiliente. El seguimiento debe ser llevado a cabo por personas formadas en estas temáticas específicas y se basa fundamentalmente en el monitoreo de indicadores y en la aplicación de índices de diagnóstico (Ollero, 2015).

Por lo tanto se anima a seguir con los muestreos anuales que realiza la Universidad de Navarra, tanto de fauna piscícola como del macrobentos y de las propiedades físico – químicas.

La respuesta del río a las modificaciones y ajustes que supone el proceso de restauración, sean cuales sean las buenas prácticas aplicadas, no se puede predecir con certeza. Hay que seguir un modelo de verificación de hipótesis conforme al enfoque de “aprendizaje por la práctica” que caracteriza la gestión adaptativa (Ollero, 2015). Así, el proceso de rehabilitación se implementa como un conjunto de experimentos deliberados y los resultados se monitorean, documentan y utilizan para guiar nuevas posibles medidas. Las estrategias de mejora de hábitat para la fauna se pondrán a prueba mediante un proceso científica y estadísticamente riguroso que permite evaluar su eficacia a través del monitoreo.

5.-CONCLUSIONES

El río Larraun ha sufrido numerosas afecciones negativas a lo largo de la historia que han repercutido negativamente sobre la calidad de sus aguas, la estructura física y geomorfológica de su cauce y sobre las poblaciones de fauna piscícola. La construcción de la autovía A-15 supuso un gran impacto para el río Larraun debido a la canalización del mismo lo que provocó la variación de sus características físicas y geomorfológicas. Además, se han producido vertidos, tanto permanentes como puntuales, de origen ganadero, agrario e industrial que han afectado a la calidad del agua.

El río Larraun ha demostrado tener una gran capacidad de regeneración desde que se realizaron las obras de construcción de la autovía A-15 hasta ahora. Además, sus aguas presentan actualmente una calidad cuyo Estado Ecológico es de al menos “Bueno”, por lo que cumple lo establecido en la Directiva Marco del Agua, y parecería indicar que el deterioro producido por vertidos de diferentes orígenes no sea tan grave o bien que el río tenga una alta capacidad de autodepuración.

A pesar de la gran capacidad de regeneración demostrada algunas de las especies de fauna piscícola parecen presentan poblaciones poco estables, lo que parece estar causado por los daños antrópicos provocados a lo largo de la historia, sumando la variabilidad de caudales anómala puntual en el tramo estudiado.

Resultaría inviable económica y socialmente la demolición de las barreras de contención del río y dotarle de libertad al mismo como medida de restauración fluvial. No obstante, es conveniente realizar medidas de rehabilitación como técnicas de mejora de hábitats para la fauna piscícola en los tramos estudiados del río Larraun, con el fin de afianzar las poblaciones existentes y ayudarles a expandirse.

La colocación de piedras pedruscos y madera muerta de manera aleatoria dentro del cauce del río podría resultar beneficiosa para el desarrollo de la ictiofauna al reproducir zonas de descanso, refugio y desove.

6.-AGRADECIMIENTOS

Gracias a Rafael Miranda Ferreiro por su dirección y ayuda en mi Trabajo Fin de Máster. Así como a todo el departamento de Biología Ambiental de la Universidad de Navarra: Imanol Miqueleiz Legaz, Amaia Angulo Rodeles y Tommaso Cancellario. Especialmente agradecer a Javier Oscoz Escudero su colaboración, ya que ha ayudado a que este trabajo salga a delante gracias a sus correcciones, ideas y consejos.

A María Dolores Jiménez Escobar por su tutorización, ayuda y ánimos en la última etapa de la realización del trabajo y especialmente a la Universidad Complutense de Madrid, así como a la Universidad de Alcalá de Henares, Universidad Politécnica de Madrid y Universidad Rey Juan Carlos por darme la oportunidad de cursar este fantástico master y ayudarme durante la realización del trabajo.

Mis más sinceros agradecimientos a Mar Torralva Forero, docente de la Universidad de Murcia por apoyarme y ayudarme en mi idea de continuar con el estudio de hábitats fluviales así como por inculcarme el amor hacia los ecosistemas acuáticos. También he de agradecerle su ayuda incondicional a José Manuel Zamora Marín.

Por último, y no menos importante, quería agradecerle a mi familia el darme la oportunidad de formarme fuera de la Región de Murcia y a mis amigos por su apoyo constante durante la realización del trabajo.

7.-REFERENCIAS

- Beriain Telleira, P. 2019. *Poblaciones piscícolas y macroinvertebrados en una localidad del río Larraun: descripción y análisis a largo plazo*. Trabajo de Fin de Grado, Universidad de Navarra, Pamplona, Comunidad Foral del Navarra, España.
- Bonada, N., Narcís, P., Resh, V.H. & Statzner, B. 2008. *Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches*. Ecologie des Hydrosystèmes Fluviaux, Université Lyon, Francia.
- Centro Nacional de Información Geográfica. 2018. Información geográfica de referencia: Corine land cover. Recuperado de: <http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/buscadorCatalogo.do?codFamilia=SIOSE> .
- Cos, A. 2011. *Seguimiento a largo plazo de los impactos producidos por la canalización de un tramo del río Larraun (Norte de España)*. Trabajo de investigación en Máster en Biodiversidad, paisajes y gestión sostenible. Universidad de Navarra. Comunidad Foral de Navarra. España.
- Diario de Navarra. 8 de abril de 2011. Vertidos 30.000 litros de purines a un afluente del río Larraun. Recuperado de: https://www.diariodenavarra.es/noticias/navarra/zona_norte_occidental/vertidos_000_litros_purines_afluente_del_rio_larraun.html .
- Directiva 2000/60/CE del parlamento europeo y del consejo de 23 de octubre de 2000. Diario oficial de las Comunidades Europeas. Núm. 327, de 22 de diciembre de 2000 pp. 1 a 73.
- EKOLUR Asesoría Ambiental. 2018. *Estudio de determinación de índices bióticos en 88 puntos de los ríos de Navarra*. Recuperado de: <http://www.ekolur.com/proyectos/ndices-bioticos-de-la-red-hidrografica-de-navarra>.
- Gallardo – Mayenco, A. & Shaw, E. 2008. *Calidad del agua en el arroyo del Guadalquítón y otros cauces de San Roque: aplicaciones de los índices IBMWP e IASPT*. Instituto de Estudios Campogibraltareños, España.
- García de Jalón, D. 2019a. *Restauración de ríos y riberas: la restauración ecológica, tipos de intervenciones, seguimiento y valoración* [Material del aula]. Máster en restauración de ecosistemas. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Universidad Politécnica de Madrid, Comunidad de Madrid, España.

García de Jalón, D. 2019b. *Restauración de ríos y riberas: técnicas de restauración y rehabilitación fluvial* [Material del aula]. Máster en restauración de ecosistemas. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Universidad Politécnica de Madrid, Comunidad de Madrid, España.

GIDAHATARI Gestión sostenible del agua. 2013. *Impactos de la agricultura en el recurso hídrico*. Lima, Perú. Recuperado de: <http://gidahatari.com/ih-es/impactos-agricultura-recurso-hidrico> el 26 de agosto de 2019.

Gobierno de Navarra. 2017. *Estado ecológico de masas de agua superficial*. Departamento de desarrollo rural, medio ambiente y administración local. Sección de planificación estratégica y control en economía circular. Servicio de economía circular y agua. Recuperado de: <http://www.navarra.es/NR/rdonlyres/FCE3322A-D8DB-4571-8985-57A8DB4CB79E/409817/MEMORIADELESTADOECOLOGICODELAREDEDECALIDADDEAGUAS SU.pdf>.

González Dávila, R. & García Díaz, R. 2013. *Mejora del hábitat truchero del río Noguera de Tort (la Vall de Boí, Lleida)*. Revista Montes. N115; pp. 62-63.

GURELUR – Fondo Navarra para la Protección del Medio Natural. 2008. *Gurelur ha presentado un recurso de alzada ante el departamento de medio ambiente en contra de la ampliación de la empresa agrozumos en Lekunberri*. Recuperado de: <http://www.gurelur.org/p/es/blog/gurelur-ha-presentado-un-recurso-de-alzada-ante-el-departamento-de-medio-ambiente-en-contra-de-la-ampliacion-de-la-empresa-agrozumos-de-lekunberri.php>.

Leunda, P. M., B. Elvira, F. Ribeiro, R. Miranda, J. Oscoz, M. J. Alves & M. J. Collares-Pereira. 2009. *International standardization of common names for Iberian endemic freshwater fishes*. Limnetica, 28, 189–202.

Leunda, P. M., Miranda, R., Oscoz, J. 2017. Piscardo – *Phoxinus phoxinus*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Sanz, J. J., Oliva Paterna, F. J. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Recuperado de: <http://www.vertebradosibericos.org/>.

Más Castilla y León. 2019. *¡Larga vida a los ciprínidos! El proyecto Life Cipriber evalúa el estado de las poblaciones de estos peces y pone en marcha actuaciones que preserven la biodiversidad*. Recuperado de: <https://www.mascastillayleon.com/castilla-y-leon/naturaleza/larga-vida-a-los-ciprinidos/>.

Miranda, R., Baquero, E., Oscoz, J., Larraz, M., Vedia, I. & Tobes, I. 2014. *Fauna acuática de los ríos de Pamplona*. Departamento de biología ambiental, Facultad de Ciencias, Universidad de Navarra. Comunidad Foral de Navarra. España.

Munné A. & Prat N. 2004. *La diagnosis y mejora de los ecosistemas fluviales mediante la directiva marco del agua*. Universidad de Barcelona, España.

Ollero Ojeda, A. 2015. *Guía metodológica sobre buenas prácticas en la restauración fluvial, manual para gestores*. Recuperado de: http://contratoderiomatarranya.org/documentos/guia-restauracion-fluvial_web.pdf el 16/09/2019.

Oscoz, J. 2003. *Estudio del río Larraun (Navarra): calidad de sus aguas y análisis de la comunidad piscícola*. Tesis doctoral. Universidad de Navarra, España..

Oscoz, J., Campos, F. & Escala, M.C. 2004. Calidad biológica de las aguas del río Larraun (Navarra) (1996 – 1997). *Ecología*, Nº18, pp. 11-20.

Oscoz, J., Campos, F. & Escala, M.C. 2006. Variación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas. *Limnetica*, Nº25, pp. 683-692.

Oscoz, J., Escala, M.C. & Campos, F. 2000. *La alimentación de la trucha común (Salmo trutta L., 1758) en un río de Navarra (N. España)*. Departamento de zoología y ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Navarra. Comunidad Foral de Navarra. España.

Oscoz, J., Leunda, P.M., Miranda, R., García-Fresca, C., Campos, F. & Escala, M.C. 2005. *River channelization effects on fish population structure in the Larraun River (Northern Spain)*. *Hydrobiologia* 543: 191-198.

Oscoz, J., Rodeles, A., Miqueleiz, I., Escribano, N., Larraz, M., Baquero, E. & Miranda, R. 2018. *Fauna acuática de la cuenca del Bidasoa*. Departamento de biología ambiental, Facultad de Ciencias, Universidad de Navarra. Comunidad Foral de Navarra. España.

Páginas de Información Ambiental. 2012. *Ríos acogedores*, ISSN 1577-7960, [Nº. 38, 2012](#), págs. 20-23.

Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. Boletín oficial del estado. Num. 219, pp. 80582 a 80677.

Salvador, A. (2017). Barbo de Graells – *Luciobarbus graellsii*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Sanz, J. J., García-Berthou, E. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Recuperado de: <http://www.vertebradosibericos.org/> .

Sanz Ronda, F.J. & Martínez de Azagra, A. 1997. *Mejora del hábitat fluvial mediante el empleo de refugios artificiales*. Unidad docente de hidráulica e hidrología, Escuela Técnica Superior de ingenierías agrarias, Palencia.

Sanz-Ronda, F.J., Martínez, A., Bravo, F.J., García, A., Navarro, J., Ruíz, J., Fuentes, J.F. & Ramos, N. 2012. *Soluciones técnicas para la mejora de la conectividad fluvial*. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes de Palencia, Universidad de Valladolid, España.

Sistema Automático de Información Hidrológica de la Cuenca Hidrográfica del Ebro. 2019. Río Larraun en Irutzun. Recuperado de: <http://www.saihebro.com/saihebro/index.php?url=/datos/ficha/estacion:A322> .
Wesche, T.A. 1995. *Stream channel modifications and reclamation structures to enhance fish habitat*. University of Wyoming, United States of America.

8.- ANEXOS