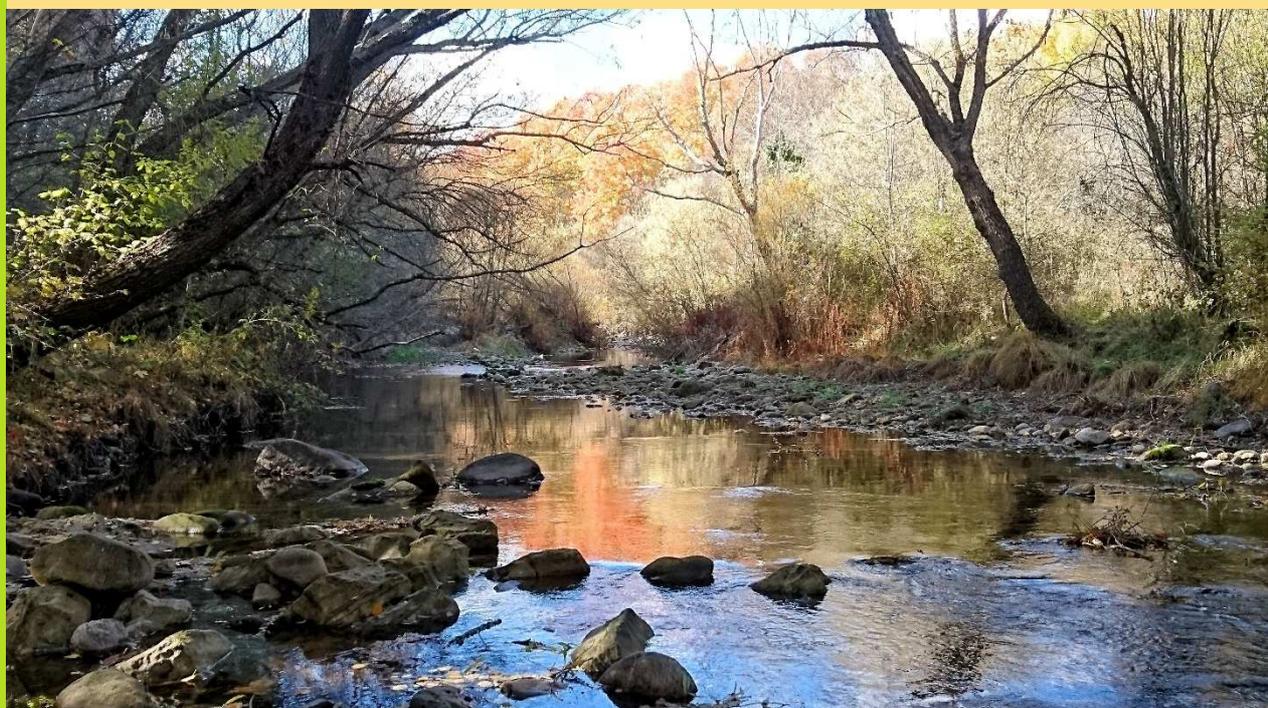


Rangos de las clases de calidad ecológica aplicables a los cursos fluviales del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama



Ángel Rubio Romero e Ignacio Granados
Centro de Investigación, Seguimiento y Evaluación Sierra de Guadarrama

Rangos de las clases de calidad ecológica aplicables a los cursos fluviales del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama

6 de junio de 2019

Autores: Ángel Rubio Romero e Ignacio Granados
Centro de Investigación, Seguimiento y Evaluación Sierra de Guadarrama

RESUMEN

El Plan Director de Parques Nacionales especifica que el seguimiento del estado ecológico debe realizarse de acuerdo a los parámetros de la Directiva Marco del Agua (DMA). El objetivo de informe es evaluar si los índices bióticos utilizados habitualmente por la DMA son adecuados para evaluar el estado ecológico del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama. Se ha evaluado la variabilidad espacial y temporal de los índices biológicos (IBMWP, IASPT y EPT) en cuencas de pequeño tamaño (el 40% menores de 10 km²), basado en los datos de 26 estaciones de muestreo durante un periodo de 13 años. Se ha determinado cuales son las principales características que determinan la variabilidad de las estaciones de muestreo (Análisis de Componentes Principales). Posteriormente se ha evaluado la respuesta de los índices biológicos respecto a las características de las subcuencas y la intensidad de los impactos (Análisis de Redundancia Canónica). Los principales resultados indican que los índices biológicos están influenciados por la altitud, la temporalidad, la existencia de vegetación de fondo de valle y la ganadería, además de otros factores e impactos menos relevantes. Además, la altitud resulta un factor limitante en cuanto a la diversidad de macroinvertebrados fluviales en las estaciones más elevadas. De este modo, los índices bióticos responden tanto a las características de la subcuenca como a los posibles impactos presentes en ellas. No obstante, los límites entre clases de calidad del IBMWP establecidos por la legislación para el tipo de ríos de montaña mediterránea silíceo (R-T11) son poco sensibles en lo que se refiere a áreas de montaña relativamente bien conservadas, por lo que se proponen unos umbrales más restrictivos y mejor adaptados para poder detectar los impactos en las subcuencas fluviales del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama.

Tabla de contenidos

1. INTRODUCCIÓN	4
2. MATERIAL Y MÉTODOS	5
2.1. Área de estudio	5
2.2. Índices biológicos fluviales	9
2.3. Caracterización de las cuencas e impactos	9
2.4. Análisis estadísticos.....	10
3. RESULTADOS	10
3.1. Índices biológicos	10
3.1.1. Alto Lozoya	10
3.1.2. Otras cuencas de la Sierra de Guadarrama	15
3.2. Cuencas fluviales y relación con los índices biológicos.....	17
4. DISCUSIÓN.....	21
4.1. Estado Ecológico de los cursos fluviales del PNSG.....	21
4.2. Factores que influyen en los índices biológicos	21
4.3. Aplicación de las clases de calidad al PNSG	23
5. BIBLIOGRAFÍA.....	26

1. INTRODUCCIÓN

En los últimos años la aplicación de la Directiva Marco del Agua (DMA) ha permitido estandarizar una serie de metodologías para la caracterización y seguimiento del estado ecológico en ecosistemas fluviales (Prat & Munné, 2014). Estas metodologías descansan en gran medida en el cálculo de una serie de índices que se calculan a partir de diferentes comunidades biológicas. En el caso de los ecosistemas fluviales, las comunidades biológicas de macroinvertebrados fluviales son las más ampliamente utilizadas en la evaluación del estado ecológico (Alba-Tercedor et al., 2002; MAGRAMA, 2013, 2015; Prat & Munné, 2014). En España, el índice IBMWP (Alba-Tercedor et al., 2002) es uno de los más utilizados y ha demostrado ser adecuado para determinar el estado ecológico de los ríos (Munné & Prat, 2009; Couto-Mendoza et al., 2015). En este sentido, las Confederaciones Hidrográficas han diseñado amplias redes de control y seguimiento, en función de las condiciones de referencia establecidas en la planificación hidrológica para cada ecotipo fluvial (Pujante et al., 2016).

Sin embargo, la aplicación a una escala espacio-temporal tan amplia ha obviado los pequeños cursos fluviales de menor entidad. Este tipo de cuencas es precisamente las que aparecen habitualmente en los espacios protegidos de montaña, en los que el uso de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores puede ser de gran utilidad para la gestión y conservación. Así, se han empleado los macroinvertebrados para evaluar el estado ecológico de sus ríos tanto en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (Valladolid et al., 2015) como en el Parque Nacional de Picos de Europa (Barquín et al., 2015). En el de Sierra Nevada se ha estudiado el grupo de los tricópteros en relación al cambio climático (Zamora-Muñoz et al., 2011; Sáinz Bariáin, 2014).

Lo que no está tan claro es que los límites desarrollados para la evaluación de toda la red hidrográfica española sean adecuados para evaluar este tipo de cuencas de pequeño tamaño situadas en espacios protegidos de montaña. Ya se ha señalado (Valladolid et al., 2010) la necesidad de realizar estudios con mayor detalle sobre calidad de agua a nivel de pequeñas cuencas, frente a los estudios que abarcan el nivel de gran cuenca hidrográfica. Por otro lado, existen trabajos puntuales en cuencas pequeñas cuestionando la idoneidad de los índices establecidos (Ruiz-García & Ferreras-Romero, 2015), o se han propuesto unas estaciones de referencia específicas para un ámbito concreto (Bordallo López & Casado Sancho, 2012).

La Sierra de Guadarrama se caracteriza por albergar cientos de kilómetros de cursos fluviales, mayoritariamente arroyos de escasa entidad (generalmente órdenes 1 y 2). De los 32 ecotipos caracterizados oficialmente, se han cartografiado dos en la Sierra de Guadarrama: ríos de montaña mediterránea silíceo (R- T11), que son los predominantes (Toro et al., 2009a), y ríos de alta montaña (R-T27) en su vertiente norte (Toro et al., 2009b). En el ámbito de la Comunidad de Madrid los únicos cursos fluviales que pudieran ser incluidos como estaciones de referencia por su estado de conservación se encuentran en la Sierra de Guadarrama (Bordallo López & Casado Sancho, 2012). Sin embargo, también algunos de ellos están sometidos a presiones por

el uso público, debido principalmente a la proximidad de la gran extensión urbana de Madrid, así como el efecto llamada del turismo hacia los espacios protegidos. Además, la ganadería extensiva que se practica en la Sierra de Guadarrama en ocasiones genera alteraciones de la vegetación de ribera y produce contaminación orgánica difusa. Los aprovechamientos forestales en ciertos ámbitos favorecen las especies madereras frente al bosque de ribera (Rubio-Romero & Granados, 2013). No obstante, en términos generales los espacios protegidos de la Sierra de Guadarrama han contribuido a la conservación de los ecosistemas fluviales (Casado et al., 2011).

El objetivo de este trabajo ha sido 1) evaluar la variabilidad espacial y temporal de los índices biológicos en cuencas de pequeño tamaño situadas en alta montaña mediterránea; 2) valorar si los índices biológicos de uso general tienen la suficiente sensibilidad para detectar impactos más o menos difusos en este tipo de cuencas; 3) determinar si la clasificación del estado ecológico establecida para el ecotipo R-T11 es de utilidad en el sistema de seguimiento del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama; y 4) proponer unos umbrales específicos para la determinación del estado ecológico de los cursos fluviales de este espacio protegido.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

La Sierra de Guadarrama constituye una de las alineaciones montañosas del Sistema Central Español. La vegetación predominante de la Sierra, de acuerdo con un gradiente altitudinal, está constituida por pastos de montaña y matorrales de altura (piornales y enebrales), así como pinares de *Pinus sylvestris* (1200-2000 m s.n.m.) y, en menor proporción, melojares de *Quercus pyrenaica* (1000-1200 m s.n.m.) y otras formaciones arbóreas. Son frecuentes, además, los afloramientos rocosos. El clima del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama se puede asociar a un clima mediterráneo muy frío y verano templado, con una temperatura media del mes más frío de -0.7°C y de 16.4°C del mes más cálido, en enero y julio respectivamente (Observatorio AEMET Puerto de Navacerrada, 1890 m s.n.m.). La precipitación media anual es de 1325 mm, con una acusada mediterraneidad. La geología predominante está constituida por un sustrato hercínico ácido, dominado por ortogneis glandular, granitos y granodioritas, apareciendo en menor proporción en los fondos de valle depósitos aluviales cuaternarios y rocas sedimentarias (margas, calizas y dolomías).

Cerca de 340 km² se declararon parque nacional en 2013, el 64% en la Comunidad de Madrid y el 36% en la Comunidad de Castilla y León. El parque nacional incluye 337 km de cursos de agua, agrupados en las cuencas de los ríos Lozoya, Manzanares y Guadarrama (Comunidad de Madrid); y Eresma, Pirón, Moros y Cega (Castilla y León). Los ríos son de cabecera de alta montaña, caracterizados por un régimen pluvionival. El seguimiento de los ecosistemas fluviales en la parte madrileña de la Sierra de Guadarrama se inició en 2005, con el objetivo de evaluar el estado ecológico de los arroyos del Parque Natural de Peñalara y su Zona Periférica de

Protección (Rubio-Romero & Granados, 2013). Para ello se seleccionaron 15 estaciones de muestreo (tramos de 100 m) en el Alto Lozoya. En 2014, tras la inclusión del Parque Natural en el Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama (en adelante PNSG), se amplió el seguimiento a otros 11 puntos de la Sierra de Guadarrama (fundamentalmente cuencas del Manzanares y Guadarrama en la Comunidad de Madrid, Figura 1 y Tabla 1). De las 26 estaciones, 10 (38,5%) drenan superficies menores de 10 km². La actual red de seguimiento está destinada a identificar posibles impactos en el parque nacional y proporcionar un indicador del estado de conservación de los principales ríos y arroyos. El código de cada estación de muestreo está formado por una cadena alfanumérica de 3 letras (topónimo del curso fluvial) y 4 números (altitud media del tramo muestreado).

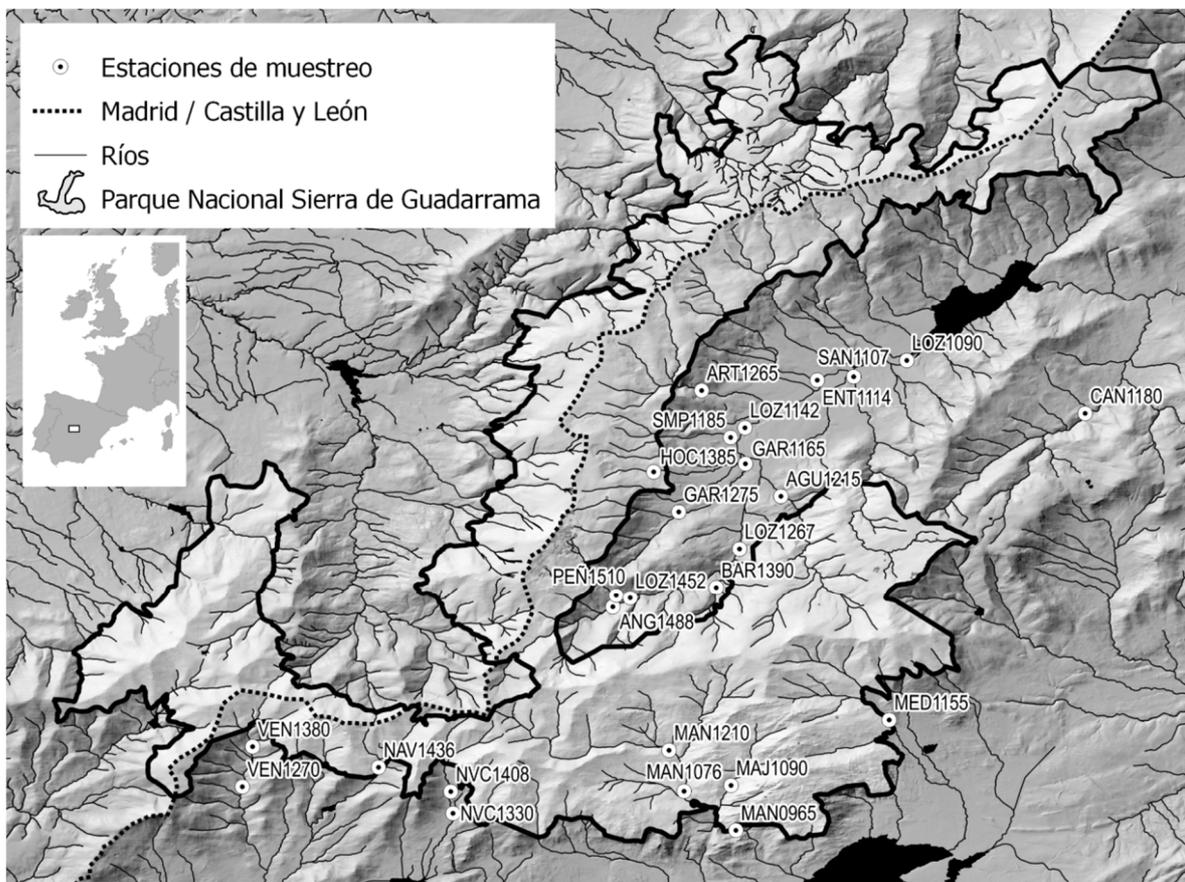


Figura 1. Localización del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama y estaciones de muestreo de la red de seguimiento (Comunidad de Madrid).

Cuenca	Curso Fluvial	Estación	Coordenadas (ETRS89)	Altitud (m s.n.m)			Área de drenaje (km ²)	Orientación media (grados)	Pendiente media (%)	Tipo Fluvial	Años muestreo*
				Min	Med	Max					
Lozoya	Peñalara	PEÑ1510	40.8292267341, -3.9312092082	1510	1981	2428	4.38	128	41.8	Permanente	2005-2017
	Angostura	ANG1488	40.8248861603, -3.9324441503	1488	1891	2379	13.23	199	36.7	Permanente	2005-2017
	Lozoya	LOZ1452	40.8282843347, -3.9260131007	1452	1904	2428	18.09	183	37.9	Permanente	2005-2017
		LOZ1267	40.8467116486, -3.8855723359	1267	1804	2428	38.28	201	36.2	Permanente	2003, 2005-2017
		LOZ1142	40.8918042912, -3.8835794137	1142	1667	2428	92.44	176	31.3	Permanente	2003, 2005-2017
		LOZ1090	40.9168529011, -3.823710611	1090	1565	2428	180.59	176	28.2	Permanente	2003, 2005-2017
	Barondillo	BAR1390	40.8322754479, -3.8941917215	1390	1929	2369	6.32	213	37.3	Permanente	2005-2017
	Aguilón	AGU1215	40.8665157146, -3.870275768	1215	1682	2240	17.92	198	30.4	Permanente	2005-2017
	Garcisánchez	GAR1275	40.8605128364, -3.9080535399	1275	1709	2381	8.70	142	36.0	Permanente	2011-2017
		GAR1165	40.878420274, -3.8834014036	1165	1602	2381	11.29	152	31.2	Permanente	2005-2017
	Sta. María de El Paular	SMP1185	40.8882132324, -3.8888792976	1185	1753	2132	4.81	105	30.9	Permanente	2005-2017
	Artiñuelo	ART1265	40.9056563815, -3.8995901291	1265	1776	2077	10.25	135	35.9	Permanente	2005-2017
	Hoyo Cerrado	HOC1385	40.8753995592, -3.9173334912	1385	1774	2135	1.76	88	36.8	Temporal	2011-2017
Entretérminos	ENT1114	40.9095252001, -3.8568310596	1114	1466	2013	13.60	126	28.7	Temporal	2005-2017	
Santa Ana	SAN1107	40.9108056032, -3.8433552041	1107	1563	1859	17.34	221	25.1	Temporal	2005-2017	
Canencia	CAN1180	40.8971536282, -3.7577515063	1180	1504	1868	25.76	184	26.6	Permanente	2011-2017	
Manzanares	Mediano	MED1155	40.7827985926, -3.830267969	1155	1639	2216	11.67	134	46.5	Permanente	2015-2017
	Majadillas	MAJ1040	40.7584663762, -3.8887246158	1040	1506	2025	7.68	204	51.9	Temporal	2016-2017
	Manzanares	MAN1210	40.771503225, -3.9116654543	1210	1907	2378	16.61	154	39.4	Permanente	2014-2017
		MAN1076	40.7562948777, -3.9060918193	1076	1829	2378	27.19	170	39.9	Permanente	2014-2017
		MAN0965	40.7417691666, -3.8869189506	965	1636	2378	47.30	167	41.2	Permanente	2014-2017
	Navacerrada	NVC1408	40.7561728909, -3.9923873144	1408	1831	2266	6.78	199	45.3	Permanente	2014-2017
Guadarrama		NVC1330	40.7480947724, -3.9915719473	1330	1803	2266	7.49	192	44.7	Permanente	2014-2017
	Navalmedio	NAV1436	40.7651813956, -4.0190900721	1436	1776	2177	4.96	195	40.8	Permanente	2014-2017
	Venta	VEN1380	40.7728748721, -4.0656813844	1380	1719	2088	4.85	199	44.0	Permanente	2014-2017
		VEN1270	40.7579701584, -4.0694856159	1270	1638	2088	10.27	183	41.1	Permanente	2014-2017

Tabla 1. A) Estaciones de muestreo. Nombre del curso de agua y cuenca a la que pertenece. Principales características hidromorfológicas de la cuenca. Para los análisis estadísticos, la orientación se ha descompuesto en dos variables: northness = cos(orientación), eastness = sin(orientación). *En 2015 en la mayoría de estaciones sólo se realizó la campaña de verano.

Cuenca	Curso Fluvial	Estación	Vegetación											Impactos					
			Otros_Arb	Humedales	Matorral	Pastos_cumbre	Pastos_bajos	P_sylvestris	Otros_Pinus	Piornal_enebral	Cervual	Q_pyrnaica	Roquedo	Ribera	Ganderías	Núcleos Urbanos	Ar Recreat	Ribera Alterada	Temporalidad
Lozoya	Peñalara	PEÑ1510	0.0%	0.5%	0.0%	0.7%	0.2%	28.6%	0.0%	35.0%	6.2%	0.0%	28.8%	0.0%	0	0	0	1	0
	Angostura	ANG1488	0.0%	0.0%	0.0%	2.6%	0.4%	42.8%	28.0%	2.1%	0.0%	24.0%	0.0%	1	0	0	1	0	
	Lozoya	LOZ1452	0.0%	0.1%	0.0%	2.1%	0.3%	40.8%	29.1%	3.0%	0.0%	24.5%	0.0%	1	0	0	1	0	
		LOZ1267	0.0%	0.1%	0.0%	1.9%	0.5%	46.5%	36.6%	1.5%	0.0%	13.0%	0.0%	1	0	1	1	0	
		LOZ1142	0.2%	0.0%	0.0%	1.1%	2.7%	52.6%	28.2%	1.9%	4.9%	8.1%	0.1%	0	1	3	1	0	
	LOZ1090	0.3%	0.0%	2.1%	0.5%	11.0%	35.2%	24.8%	1.8%	17.1%	6.5%	0.5%	2	3	2	0	0		
	Barondillo	BAR1390	0.0%	0.0%	0.0%	5.1%	0.0%	18.5%	75.6%	0.0%	0.0%	0.8%	0.0%	0	0	0	0	0	
	Agulón	AGU1215	0.0%	0.0%	0.2%	0.4%	1.7%	49.7%	30.2%	2.6%	6.1%	8.3%	0.2%	1	0	0	2	0	
	Garcisando	GAR1275	0.0%	0.1%	0.0%	0.3%	1.0%	66.1%	23.1%	2.5%	0.0%	6.8%	0.0%	0	0	0	1	0	
	Sta. María de El Paular	GAR1165	0.0%	0.1%	0.0%	0.3%	6.0%	63.8%	17.8%	2.0%	4.8%	5.2%	0.0%	1	1	0	2	0	
		SMP1185	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.2%	50.2%	40.6%	2.1%	4.0%	2.9%	0.0%	0	1	0	2	0	
		ART1265	0.0%	0.0%	20.7%	0.0%	0.0%	33.7%	34.7%	1.9%	5.5%	3.5%	0.0%	0	0	0	1	0	
	Hoyo Cerrado	HOC1385	1.7%	0.0%	0.0%	1.1%	1.7%	33.1%	47.4%	9.7%	0.0%	5.1%	0.0%	0	0	0	1	2	
	Entretérminos	ENT1114	0.0%	0.0%	3.8%	0.0%	10.0%	24.8%	27.8%	0.0%	29.6%	3.9%	0.1%	1	1	0	1	3	
	Santa Ana	SAN1107	0.0%	0.0%	0.4%	0.0%	3.9%	38.9%	22.2%	5.1%	25.1%	4.4%	0.0%	1	0	0	3	3	
Canencia	CAN1180	0.3%	0.0%	22.9%	0.0%	4.2%	54.6%	1.4%	6.7%	8.1%	1.9%	0.0%	1	0	0	2	0		
Manzanares	Mediano	MED1155	0.0%	0.0%	3.7%	0.1%	4.5%	60.5%	13.2%	0.0%	0.9%	16.4%	0.8%	0	0	0	0	0	
	Majadillas	MAJ1040	2.7%	0.0%	19.7%	0.0%	0.0%	0.0%	0.7%	0.0%	0.0%	41.4%	0.0%	1	0	1	1	3	
	Manzanares	MAN1210	0.0%	0.0%	1.7%	4.8%	0.0%	0.4%	15.4%	52.8%	3.4%	0.0%	21.4%	0.0%	0	0	1	0	
		MAN1076	0.0%	0.0%	1.2%	3.8%	0.4%	1.8%	21.6%	48.7%	3.4%	0.0%	19.1%	0.0%	0	0	1	0	
	Navacerrada	NAV0965	0.6%	0.0%	6.7%	2.2%	2.1%	1.1%	34.3%	28.2%	1.9%	0.0%	22.9%	0.1%	0	1	2	0	
		NVC1408	0.0%	0.0%	0.0%	0.3%	0.6%	38.2%	43.8%	0.0%	0.0%	17.1%	0.0%	0	0	1	2	0	
Guadarrama	NAV1330	0.0%	0.1%	1.1%	0.3%	0.7%	41.5%	39.7%	0.0%	0.0%	16.4%	0.0%	1	0	1	0	0		
Navalmedio	NAV1436	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.2%	73.0%	14.3%	0.0%	0.0%	0.0%	12.5%	0.0%	0	2	0	1	0	
	Venta	VEN1380	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	85.1%	5.7%	0.0%	0.0%	7.8%	0.0%	0	0	2	1	0	
		VEN1270	0.0%	0.2%	0.0%	0.0%	0.5%	82.5%	11.4%	0.0%	0.0%	4.9%	0.0%	1	1	1	1	0	

Tabla 1. B) Porcentaje de cada tipo de vegetación en la cuenca y estimación del nivel de impactos

2.2. Índices biológicos fluviales

Se han realizado dos campañas de muestreo anuales, en primavera (entre el 30 de marzo y el 30 de junio), y en verano (entre el 15 de julio y el 18 de septiembre). En cada estación de muestreo se calcularon diversos índices relativos a la composición de la comunidad de macroinvertebrados fluviales (IBMWP, IASPT, EPT; Alba-Tercedor et al., 2002, 2005; AQEM Consortium, 2002; Jáimez-Cuéllar et al., 2002; MAGRAMA, 2013; en adelante índices biológicos cuando se traten conjuntamente). Para la recolección de macroinvertebrados, se empleó una red de mano de 30 x 25 cm tipo kicker con tamaño de luz de malla de 350 μm . El esfuerzo de muestreo fue de 20 kicks, distribuidos proporcionalmente a la abundancia de los tipos de hábitat presentes. La muestra se fijó con alcohol al 70% para su posterior determinación en laboratorio.

Las condiciones de referencia se han obtenido del Real Decreto 817/2015 por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales (MAGRAMA, 2015; Pujante et al., 2016). En el caso de la parte madrileña de la Sierra de Guadarrama se corresponde con el ecotipo R-T11, ríos de montaña mediterránea silíceo, cuyo valor de referencia para el IBMWP es de 193 puntos, con los límites de cambio de clase en RCE 0.82 (muy bueno/bueno) y 0.50 (bueno/moderado). Los datos de índices biológicos correspondientes al resto de la cuenca del Tajo para el período 2006-2014 se han obtenido de página web de la confederación hidrográfica (Confederación Hidrográfica del Tajo, 2018).

2.3. Caracterización de las cuencas e impactos

Las características de las cuencas de drenaje de cada estación de muestreo se han obtenido del modelo digital del terreno a escala 1:5000 del PNOA (Comunidad de Madrid, 2018). La vegetación presente en cada cuenca (Tabla 1 B) se ha obtenido mediante la reclasificación (simplificación) de la cartografía de vegetación 1:25 000 de la Sierra de Guadarrama (Muñoz Municio et al., 2004).

Se ha estimado, a nivel de subcuenca, el grado del impacto causado por la ganadería, la existencia de áreas recreativas (o gran actividad de baño), la presencia de núcleos urbanizados y la degradación del bosque de ribera (muchas veces originada por la explotación forestal tradicional). A cada impacto se le ha asignado un valor de 0 a 3, dependiendo de la intensidad de éste según el criterio consensuado del personal técnico del parque nacional (Tabla 1 B). Además, en los análisis estadísticos se ha incluido la temporalidad como un factor de estrés adicional, aunque se trata de una característica natural. El grado de impacto total se ha considerado como la suma de todos ellos. Otros impactos conocidos en la Sierra de Guadarrama, cómo la presencia de carreteras en la cuenca, pequeños represamientos o detracciones de agua para riego, no se han considerado en el análisis estadístico al ser mucho menos relevantes para el estado ecológico de los ríos serranos, aunque sí se han tenido en cuenta para la selección de las estaciones más naturalizadas.

2.4. Análisis estadísticos

El tratamiento estadístico de los datos se realizó con el software R (R Core Team, 2017). Para evaluar las diferencias entre las medias de los índices bióticos se empleó un test no paramétrico (Wilcoxon de dos muestras no pareadas; paquete R-Commander; Fox, 2005). Tanto la respuesta de los índices biológicos a la altitud como la correlación entre los índices biológicos se determinó mediante un modelo lineal mixto (LMM) con el paquete lme4 (Bates et al., 2015), controlando la variabilidad en las estaciones de muestreo y el año de muestreo (efectos aleatorios). Para la realización del modelo se comprobó la normalidad y homocedasticidad de los datos (Zuur et al., 2010). El coeficiente de correlación R^2 (marginal y condicional) de los LMM se determinó de acuerdo a Nakagawa & Schielzeth (2012) con el paquete MuMIn (Bartoń, 2018). Las tendencias interanuales de los índices biológicos se han estimado con MAKESENS (Salmi et al., 2002). Se realizó un análisis de componentes principales (PCA) mediante el paquete FactoMineR (Lê et al., 2008) sobre los datos normalizados de las características morfométricas de la cuenca y el tipo de vegetación, con el objetivo de determinar qué factores explican la variabilidad de las estaciones de muestreo. Posteriormente, con el paquete vegan (Oksanen et al., 2018) se realizó un análisis de redundancia (RDA) para explorar las relaciones entre una matriz de datos con los índices biológicos (respuesta) y otra matriz de datos con las características de la cuenca y los impactos estimados en cada una de ellas (explicativa). Para evitar la sobredeterminación del modelo debido a un exceso de variables explicativas, se utilizó en el RDA sólo una selección de variables. Esta selección incluye 5 variables relacionadas con impactos (Tabla 1B), así como tres variables relacionadas con las características de cuenca. Para elegir estas tres últimas se han considerado sólo las variables de cuenca cuya suma del coseno cuadrado (Cos^2) de los dos primeros ejes del PCA fuese superior a 0.6, y cuyas correlaciones lineales entre las distintas variables tuviese un $R^2 < 0.5$. La suma de Cos^2 permite evitar errores de interpretación debidos a un efecto de la proyección, por lo que es un buen criterio para seleccionar las variables más relevantes (Abdi & Williams, 2010). De esta manera, se evalúa si los impactos de cuenca afectan a las puntuaciones de los índices biológicos en el contexto de variabilidad de cuencas de la Sierra de Guadarrama. La significación global del modelo del RDA y la significación de las variables respuesta se ha comprobado con un test de permutación de Monte Carlo con 999 iteraciones.

3. RESULTADOS

3.1. Índices biológicos

3.1.1. Alto Lozoya

Entre 2005 y 2017 se han calculado 140 índices IBMWP durante las campañas de primavera de los ríos permanentes del Alto Lozoya (Tabla 2), obteniendo una media de 174 puntos (RCE 0.90). El 80.7% está por encima de los 158 puntos (RCE 0.82) que marca el límite inferior del estado ecológico muy bueno, y el 17.1% obtiene una puntuación mayor que el estado de referencia (193). No se han obtenido valores correspondientes al estado ecológico moderado (<97) en

estaciones de ríos permanentes. En 18 de los 27 (66.7%) casos con una valoración ecológica buena se trata de alguna estación en el eje del río Lozoya, particularmente (40.7%) en la estación a menor altitud (LOZ1090). Esta estación y otras dos situadas aguas arriba (LOZ1267 y PEÑ1510) son las únicas en las que nunca se ha superado el umbral de referencia. Por el contrario, la estación del Aguilón (AGU1215) supera el umbral de referencia en el 75% de los muestreos (media 208, máximo 243 puntos). Ninguna otra estación presenta un RCE medio >1 en 12 años, aunque La Angostura (ANG1488) con 0.99 y en el Lozoya (LOZ1452) con 0.95 se aproximan considerablemente. De manera global, no se ha observado una tendencia significativa en la evolución del IBMWP en el Alto Lozoya. Sólo hay una estación (BAR1390) que muestra claramente un descenso (MAKESENS, n=12, -2.4 ± 1.2 puntos/año, $p < 0.01$) en el IBMWP. Si se excluye BAR1390 de las medias anuales, hay una cierta tendencia global a mejorar el IBMWP en el Alto Lozoya (MAKESENS, n=12, 0.9 ± 0.8 puntos/año, $p < 0.1$). Tomando las cinco estaciones situadas en el eje principal del río Lozoya, se observa que el índice generalmente presenta valores más elevados conforme aumenta la altitud de la estación (Fig. 2 A). No obstante, este patrón no se cumple si se tienen en cuenta todas las estaciones permanentes del Alto Lozoya (Fig. 2 B). Por ejemplo, la tercera estación con menor valoración media en el Alto Lozoya es la situada a mayor altura (PEÑ1510).

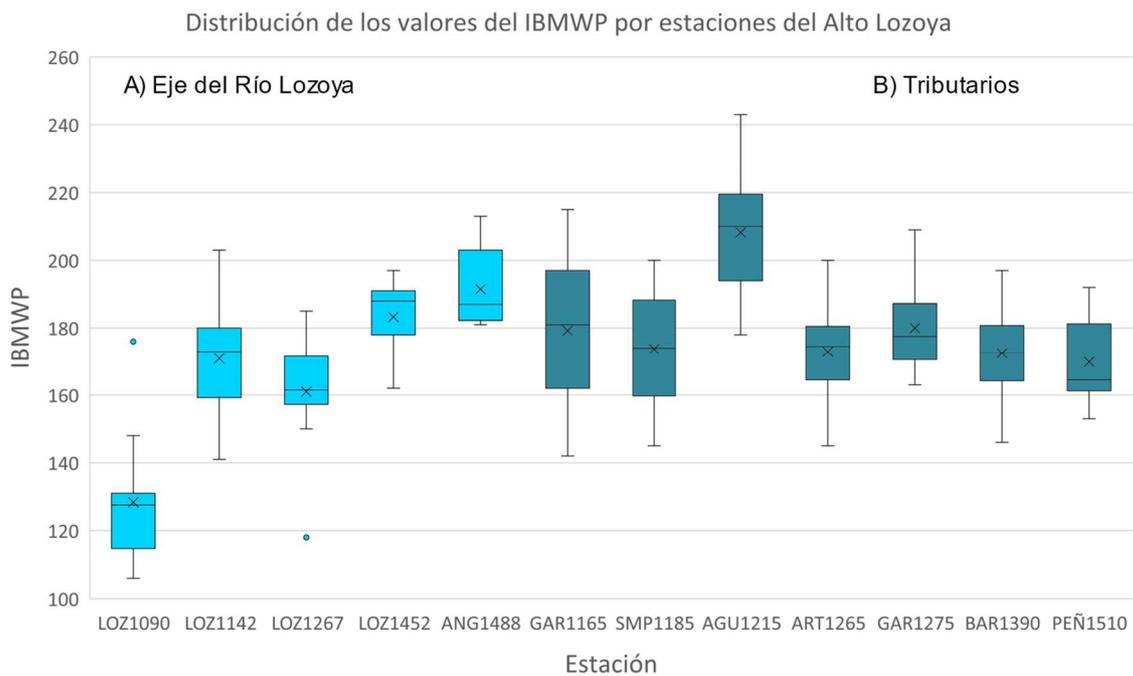


Figura 2. Distribución de los valores del IBMWP por estación de muestreo en los cursos fluviales permanentes: media, mediana, cuartiles, máximo, mínimo y puntos anómalos. A) estaciones del eje del río Lozoya. B) estaciones situadas en tributarios. Ordenadas de izquierda a derecha por altitud en ambos casos.

Curso Fluvial	Estación	Índice	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	Total	
Peñalara	PEÑ1510	IBMWVP	164	188	153	165	155	162	162	175	161	182		179	192	169.8	
		EQR	0.91	1.04	0.85	0.92	0.86	0.90	0.90	0.97	0.89	1.01		0.99	1.07	0.9	
		IASPT	6.3	7.5	6.7	6.9	7.0	6.5	6.2	6.7	6.2	6.7		6.6	6.6	6.7	
		EPT	22	24	18	20	15	18	15	18	18	18	22		17	20	18.9
Angostura	ANG1488	IBMWVP	206	181	181	192	183	185	189	197	182	213		205	184	191.5	
		EQR	1.14	1.01	1.01	1.07	1.02	1.03	1.05	1.09	1.01	1.18		1.14	1.02	1.1	
		IASPT	6.2	6.5	6.7	6.9	6.8	6.4	6.3	6.4	6.1	6.5		6.4	6.8	6.5	
		EPT	21	18	17	21	19	18	18	18	14	17		18	16	17.9	
Lozoya	LOZ1090	IBMWVP	106	117	131	148	176	124	126	114	129	131		109	129	128.3	
		EQR	0.59	0.65	0.73	0.82	0.98	0.69	0.70	0.63	0.72	0.73		0.61	0.72	0.7	
		IASPT	5.0	6.2	6.6	5.9	6.3	6.5	6.3	5.7	5.6	6.2		5.5	6.1	6.0	
		EPT	12	13	13	15	15	12	13	11	10	13		9	12	12.3	
	LOZ1142	IBMWVP	141	159	146	175	203	160	173	173	180	195		180	165	170.8	
		EQR	0.78	0.88	0.81	0.97	1.13	0.89	0.96	0.96	1.00	1.08		1.00	0.92	0.9	
		IASPT	5.9	6.9	6.3	7.0	6.3	5.9	6.2	6.2	6.7	6.7		6.0	6.1	6.4	
	LOZ1267	IBMWVP	160	118	163	163	150	158	178	170	158	157		172	185	161.0	
		EQR	0.89	0.66	0.91	0.91	0.83	0.88	0.99	0.94	0.88	0.87		0.96	1.03	0.9	
		IASPT	6.2	6.2	6.5	6.5	6.0	6.6	5.9	6.1	5.9	6.5		6.6	6.4	6.3	
	LOZ1452	EPT	21	16	18	18	17	19	18	18	17	15		17	17	17.6	
		IBMWVP	191	180		188	178	165	162	192	185	189		189	197	183.3	
EQR		1.06	1.00		1.04	0.99	0.92	0.90	1.07	1.03	1.05		1.05	1.09	1.0		
Barondillo	BAR1390	IASPT	6.6	6.7		7.0	6.4	6.3	5.8	6.6	6.6	7.0		6.3	6.4	6.5	
		EPT	22	21		18	17	19	14	19	16	19		18	18	18.3	
		IBMWVP	197	170	186	169	182	177	168	175	175	146		163	162	172.5	
		EQR	1.09	0.94	1.03	0.94	1.01	0.98	0.93	0.97	0.97	0.81		0.91	0.90	1.0	
Aguilón	AGU1215	IASPT	6.6	6.5	7.2	7.0	6.7	6.3	6.7	6.3	6.3	6.1		6.5	6.0	6.5	
		EPT	23	21	21	20	16	19	18	16	17	16		16	17	18.3	
		IBMWVP	207	178	182	243	209	214	211	218	227	220		193	197	208.3	
		EQR	1.15	0.99	1.01	1.35	1.16	1.19	1.17	1.21	1.26	1.22		1.07	1.09	1.2	
Garcísancho	GAR1165	IASPT	6.3	6.4	6.5	6.6	6.1	6.3	6.4	6.2	6.3	6.3		6.7	6.4	6.4	
		EPT	22	19	20	24	19	18	20	21	20	19		18	16	19.7	
		IBMWVP	142	215	160	183	183	174	179	201	199	156		191	168	173.3	
		EQR	0.79	1.19	0.89	1.02	1.02	0.97	0.99	1.12	1.11	0.87		1.06	0.93	1.0	
	GAR1275	IASPT	5.7	6.7	5.9	6.3	6.5	6.4	6.4	6.1	6.4	6.2		6.8	6.5	6.3	
		EPT	14	19	14	16	19	17	16	18	19	16		21	17	17.2	
		IBMWVP							180	209	178	177		163	173	180.0	
		EQR							1.00	1.16	0.99	0.98		0.91	0.96	1.0	
Sta. M. Paular	SMP1185	IASPT						6.4	6.3	6.6	6.8		6.8	6.4	6.6		
		EPT						16	18	15	21		17	16	17.2		
		IBMWVP	172	200	176	168	165	183	154	186	145	189		158	189	173.8	
		EQR	0.96	1.11	0.98	0.93	0.92	1.02	0.86	1.03	0.81	1.05		0.88	1.05	1.0	
Artiñuelo	ART1265	IASPT	6.1	6.9	6.8	6.7	6.9	7.0	5.9	6.4	6.3	6.8		6.9	6.5	6.6	
		EPT	19	21	19	16	17	18	16	18	13	21		17	20	17.9	
		IBMWVP	179	172	177	166	164	170	182	177	200	145		162	181	172.9	
		EQR	0.99	0.96	0.98	0.92	0.91	0.94	1.01	0.98	1.11	0.81		0.90	1.01	1.0	
Hoyo Cerrado	HOC1385	IASPT	6.2	6.1	6.3	6.4	6.3	6.3	6.5	6.1	6.9	6.3		6.8	6.5	6.4	
		EPT	19	19	18	19	18	17	18	20	20	16		15	19	18.2	
		IBMWVP								158	156	156	170	133	165	158	156.6
		EQR								0.88	0.87	0.87	0.94	0.74	0.92	0.88	0.9
Entretérminos	ENT1114	IASPT							6.1	6.0	6.8	6.5	6.3	6.3	6.3	6.3	
		EPT							15	14	16	16	13	16	17	15.3	
		IBMWVP		89	89	97	84	85	96	92	77	96	119	101	104	94.1	
		EQR		0.49	0.49	0.54	0.47	0.47	0.53	0.51	0.43	0.53	0.66	0.56	0.58	0.5	
Santa Ana	SAN1107	IASPT		6.8	6.8	6.1	6.0	6.5	6.0	5.8	5.1	6.9	6.3	6.3	5.5	6.2	
		EPT		10	10	11	12	11	11	11	7	12	12	11	9	10.6	
		IBMWVP		94	87	104		59	92	65	81	73		90		82.8	
		EQR		0.52	0.48	0.58		0.33	0.51	0.36	0.45	0.41		0.50		0.5	
Santa Ana	SAN1107	IASPT		5.9	5.8	6.1		5.9	6.1	5.0	5.8	5.6		5.3		5.7	
		EPT		9	9	13		6	10	7	9	8		7		8.7	

Tabla 2. Resultados del IBMWP, RCE, IASPT y EPT en primavera en el Alto Lozoya

Respecto a los ríos temporales, presentan claramente una menor puntuación del índice IBMWP en comparación con los ríos permanentes. En los temporales se reduce significativamente (Wilcoxon, $p < 0.0001$) la valoración media hasta 106 puntos (RCE 0.55). Los dos cursos de agua que se secan completamente, el Entretérminos (ENT1114, 94 puntos) y Santa Ana (SAN1107, 83 puntos), obtienen la peor puntuación media. El otro arroyo intermitente, Hoyocerrado, al presentar pozas con agua consigue mantener una puntuación media relativamente alta (HOC1385, 157 puntos).



Foto 1. Arroyo temporal. Estación de muestreo SAN1107.

En cuanto a la estacionalidad del índice, sólo es posible comparar aquellas estaciones que no se secan en verano. Así, en la campaña estival se produce un descenso significativo (Wilcoxon, $p < 0.001$) de la media hasta 164 puntos (RCE 0.84) en los ríos permanentes. Las fechas en las que se obtiene una mayor puntuación del IBMWP y una menor variabilidad interanual están en torno a los primeros 20 días de junio.

Para las estaciones permanentes y la campaña de primavera, la media del IASPT fue de 6.42 en el Alto Lozoya (Tabla 2). Nuevamente, la estación que presenta una peor valoración media (5.99) es la de menor altitud del Alto Lozoya (LOZ1090). De hecho, todas las estaciones situadas por

encima de 1270 m s.n.m. (junto con SMP1185) presentan un valor medio del IASPT superior a la media. Existe una correlación significativa entre el IASPT y la altitud (LMM, Fig. 3, $n=137$, $R_m^2=0.11$, $R_c^2=0.32$, $p<0.001$). El IBMWP no presenta esta correlación significativa. El IASPT también presenta un descenso estacional significativo similar al del IBMWP, situándose en 6.03 como valor medio en verano (Wilcoxon, $p<0.0001$). Por otra parte, en los arroyos temporales el IASPT medio de primavera se reduce significativamente hasta 6.07 (Wilcoxon, $p<0.001$).

El EPT (Tabla 2) presenta una media de 17.5 en las estaciones permanentes del Alto Lozoya en primavera. En este caso también hay una correlación significativa entre el EPT y la altitud (LMM, Fig 3, $n=137$, $R_m^2=0.14$, $R_c^2=0.47$, $p<0.05$). La estación más baja (LOZ1090) es la que presenta un peor EPT medio (12.3). En esta estación, mientras que en el IASPT se observa una cierta variabilidad interanual con años relativamente buenos y otros malos, en el caso del EPT los valores son sistemáticamente los más bajos del Alto Lozoya (Fig. 3). Por el contrario, la estación AGU1215 es la que menor variabilidad interanual presenta en el IASPT, y es precisamente en la que se obtiene el mayor EPT (máximo 24, media 19.7). En el caso de los arroyos temporales el EPT medio es de 11.1.



Foto 2. Estación de muestreo LOZ1090 en el río Lozoya.

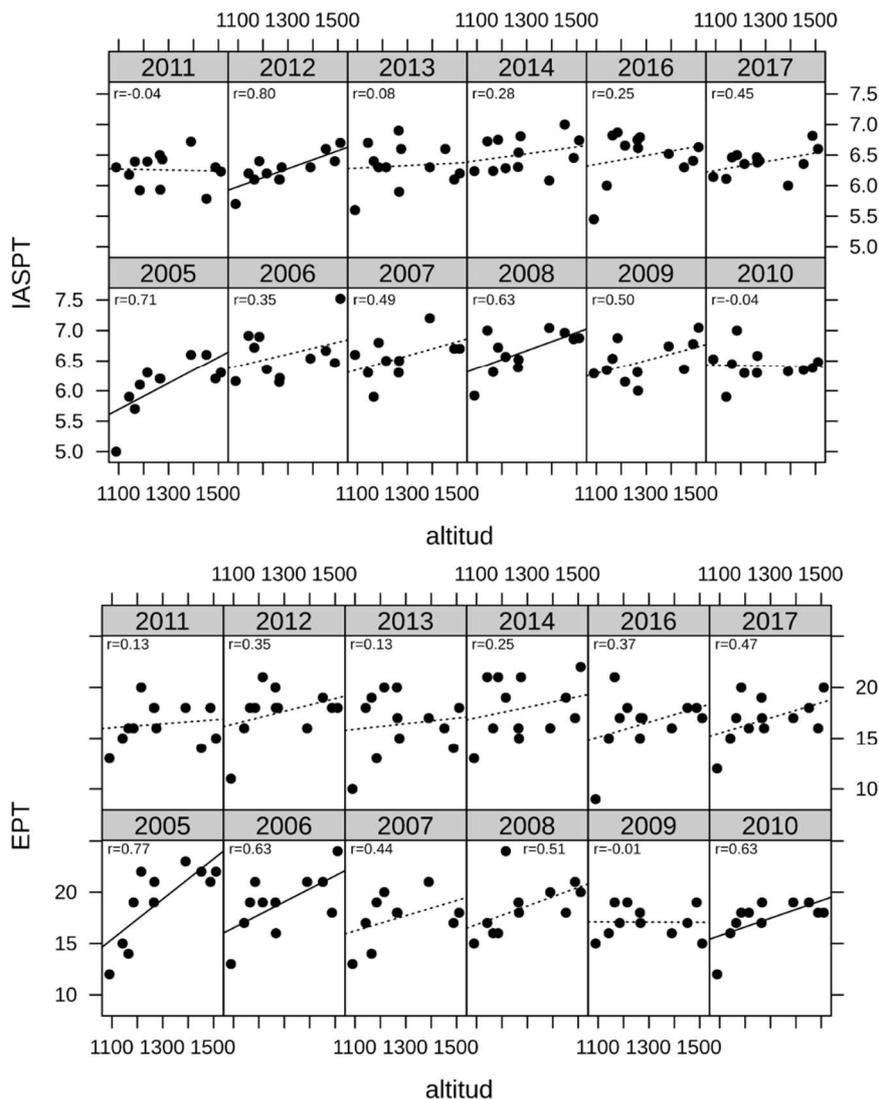


Figura 3. Correlación de IASPT (A) y el EPT (B) con la altitud. Se indica el valor de correlación para cada año. La línea no punteada indica correlaciones significativas ($p < 0.05$).

3.1.2. Otras cuencas de la Sierra de Guadarrama

La variabilidad asociada a las nuevas estaciones de la cara sur es más desconocida al haber menos datos anuales disponibles (3 años frente a 13 del Alto Lozoya, Tabla 3). Los resultados también indican un excelente estado de conservación en general al evaluar arroyos permanentes en primavera. De hecho, en el período 2014-2017 en la cuenca del Manzanares y del Guadarrama se obtuvieron 180 y 173 puntos del IBMWP respectivamente, frente a los 175 puntos en la cuenca del Lozoya. Respecto a las métricas IASPT y EPT, en la cuenca del Guadarrama se observan valores algo menores a los del Lozoya. Así, en la del Guadarrama se obtuvo entre 2014-2017 un IASPT medio de 6.28 y un EPT medio fue 15.8 (frente a 6.42 y 17.0

respectivamente en la del Lozoya). Sin embargo, en la del Manzanares se aprecia un claro descenso en ambas métricas hasta 6.07 y 14.0 en el IASPT y EPT respectivamente.

Curso Fluvial	Estación	Índice					Total
			2014	2015	2016	2017	
Del Mediano	MED1155	IBMWP			149	166	157.5
		EQR			0.83	0.92	0.9
		IASPT			6.8	5.9	6.3
		EPT			13	14	13.5
Majadillas	MAJ1040	IBMWP			98	119	108.5
		EQR			0.54	0.66	0.6
		IASPT			5.8	5.7	5.7
		EPT			5	8	6.5
Manzanares	MAN1210	IBMWP	192	184	169	190	183.8
		EQR	1.07	1.02	0.94	1.06	1.0
		IASPT	6.2	6.1	6.0	6.1	6.1
		EPT	15	15	14	18	15.5
	MAN1076	IBMWP	197	200	173	177	186.8
		EQR	1.09	1.11	0.96	0.98	1.0
		IASPT	5.8	5.9	5.8	5.9	5.8
		EPT	15	12	14	12	13.3
	MAN0965	IBMWP	152	133	120	135	135.0
		EQR	0.84	0.74	0.67	0.75	0.8
		IASPT	6.1	6.6	6.0	6.8	6.4
		EPT	12	9	10	11	10.5
Navacerrada	NVC1408	IBMWP	181		165	178	174.7
		EQR	1.01		0.92	0.99	1.0
		IASPT	5.8		5.9	5.6	5.8
		EPT	15		16	12	14.3
	NVC1330	IBMWP	208		198	160	188.7
		EQR	1.16		1.10	0.89	1.0
		IASPT	6.1		6.2	6.4	6.2
		EPT	18		17	13	16.0
Navalmedio	NAV1436	IBMWP	215		197	191	201.0
		EQR	1.19		1.09	1.06	1.1
		IASPT	6.5		6.2	6.0	6.2
		EPT	18		16	17	17.0
Venta	VEN1380	IBMWP	212		175	179	188.7
		EQR	1.18		0.97	0.99	1.0
		IASPT	6.8		6.3	7.2	6.8
		EPT	20		12	17	16.3
	VEN1270	IBMWP	160		144	147	150.3
		EQR	0.89		0.80	0.82	0.8
		IASPT	5.7		6.0	5.9	5.9
		EPT	17		12	13	14.0
Canencia	CAN1180	IBMWP	199		175	170	181.3
		EQR	1.11		0.97	0.94	1.0
		IASPT	6.0		6.5	5.5	6.0
		EPT	16		16	14	15.3

Tabla 3. Resultados del IBMWP, RCE, IASPT y EPT en primavera en otros ríos de la Sierra de Guadarrama.

Cuando se analiza la correlación entre los diferentes índices biológicos en todos los muestreos de primavera realizados ($n=165$), se constata una buena correlación entre el IBMWP y el IASPT (LMM, $R_m^2= 0.03$, $R_c^2= 0.82$, $p<0,0001$), entre el IBMWP y el EPT (LMM, $R_m^2= 0.43$, $R_c^2= 0.87$, $p<0,0001$), así como entre el IASPT y el EPT (LMM, $R_m^2= 0.38$, $R_c^2= 0.55$, $p<0,0001$). En términos del promedio de estos índices para cada estación, las correlaciones entre ellos se mantienen, pero además es posible encontrar: a) una correlación entre la media del IBMWP y la pendiente media de la cuenca (Slope_Med, $R^2=0.20$, $p<0,05$); y b) una correlación entre el EPT y la altitud de la estación (Cota_Min, $R^2=0.19$, $p<0,05$).

3.2. Cuencas fluviales y relación con los índices biológicos

Los primeros 4 componentes del PCA explican un 68.5% de la variabilidad observada en las estaciones de muestreo (Tabla 4 y Fig. 4). El primer componente explica el 24.7% de la varianza y se asocia principalmente a la altitud media de la cuenca (Cota_Med) y, en su extremo negativo, a la presencia de prados de ladera o fondo de valle (Pastos_Bajos) y la presencia de robledales en la cuenca (Q_Pyrenaica). De esta manera, las estaciones situadas a menor altitud se sitúan en la parte negativa del eje y las situadas a mayor altitud en la parte positiva. En las estaciones situadas a menor altitud hay mayor probabilidad de que parte de la cuenca esté ocupada por los pastos de ladera, de fondo de valle o por el piso de melojar situado por debajo de los pinares de la Sierra.

El segundo componente representa un 17.8% de la varianza total, y está relacionado con la presencia de zonas sin vegetación en la cuenca (Roquedo), y diferencia las cuencas con dominancia de pino albar (P_sylvestris) frente a las que tienen otro tipo de pinares (Otros_Pinus) o la presencia de otro arbolado (Otros_Arb). Este componente diferencia claramente las estaciones situadas en La Pedriza, una zona del parque nacional que se caracteriza por tener porcentualmente grandes superficies de roquedo, por la presencia de otros tipos de pinar (Pinus nigra) e incluso superficies relativamente importantes de otras especies arbóreas (Cupressus arizonica). Por ello en la parte positiva del eje se sitúan las estaciones del río Manzanares y, muy particularmente, el arroyo de Majadillas, que reflejan las características propias de La Pedriza.

En el tercer componente (varianza explicada 13.4%) sigue siendo relevante la presencia de los pinares característicos de esta sierra (P_sylvestris) frente a la vegetación de mayor altitud, constituida por pastos psicroxerófilos (Pastos_cumbre) y áreas de piornal/enebral. En la parte negativa del eje suelen situarse las estaciones con grandes extensiones de pinares (como el caso del arroyo de La Venta), mientras que en la parte positiva aparecen tanto estaciones sin grandes extensiones de este pinar (por ejemplo, las del río Manzanares) como estaciones con una presencia comparativamente mayor de pastos psicroxerófilos, piornales y enebrales. El cuarto componente (no se muestra en la figura 4) explica un 12.6% adicional y está controlado fundamentalmente por la presencia de prados húmedos de altura (Cervunal) así como con la orientación N-S de las cuencas.

	PCA1		PCA2		PCA3		PCA4	
Porcentaje de varianza explicada	24.7 %		17.8 %		13.4 %		12.6 %	
Porcentaje acumulado	24.7 %		42.5 %		55.9 %		68.5 %	

Correlación de las variables								
	PCA1	cos2	PCA2	cos2	PCA3	cos2	PCA4	cos2
Area	-0.40	0.16	0.06	0.00	0.57	0.33	-0.39	0.15
Cota_Min	0.62	0.39	-0.50	0.25	-0.37	0.13	0.02	0.00
Cota_Max	0.56	0.31	-0.14	0.02	0.54	0.29	-0.35	0.12
Cota_Med	0.90	0.81	-0.32	0.10	0.14	0.02	0.05	0.00
Slope_Med	0.60	0.36	0.48	0.23	-0.36	0.13	-0.15	0.02
northness	-0.08	0.01	-0.24	0.06	0.02	0.00	0.86	0.73
eastness	-0.12	0.01	-0.18	0.03	0.17	0.03	0.61	0.37
Otros_Arb	-0.06	0.00	0.72	0.52	-0.13	0.02	0.39	0.15
Humedales	0.33	0.11	-0.28	0.08	-0.19	0.04	0.04	0.00
Matorral	-0.32	0.11	0.58	0.34	-0.25	0.06	0.23	0.05
Pastos_cumbre	0.60	0.36	0.09	0.01	0.65	0.42	-0.02	0.00
Pastos_bajos	-0.80	0.64	-0.09	0.01	0.38	0.15	-0.11	0.01
P_sylvestris	-0.23	0.06	-0.60	0.36	-0.61	0.37	-0.31	0.10
Otros_Pinus	0.16	0.03	0.92	0.84	0.17	0.03	0.05	0.00
Piornal_enebral	0.53	0.28	-0.27	0.07	0.63	0.39	0.25	0.06
Cervunal	-0.01	0.00	-0.14	0.02	0.15	0.02	0.71	0.51
Q_pyrenaica	-0.79	0.63	-0.15	0.02	0.25	0.06	0.07	0.01
Roquedo	0.50	0.25	0.65	0.43	-0.06	0.00	-0.10	0.01
Ribera	-0.42	0.18	0.06	0.00	0.26	0.07	-0.29	0.08

Tabla 4. Análisis de Componentes Principales (PCA). Porcentaje de la varianza explicada por cada componente y la acumulada en los primeros cuatro. Factores de carga de las variables sobre los primeros 4 ejes del PCA.

El análisis del RDA (Tabla 5 y Fig. 5) indica que las puntuaciones medias de los índices biológicos (mean.IBMWP, mean.IASTP, mean.EPT) se correlacionan fuertemente con los tres ejes ($p < 0.001$), consiguiendo el RDA explicar un 66% de la variabilidad total observada. El modelo en su conjunto permite describir significativamente (test de permutación, $p < 0.05$) la relación entre las variables explicativas y las de respuesta. No obstante, sólo el primer eje (RDA1) aparece como significativo tras el test de permutación, recogiendo el 91% de la variabilidad restringida. En este primer eje, los impactos se sitúan claramente en la parte derecha del eje, junto con las variables de cuenca con la clara excepción de la altitud de la estación de muestreo. Así, de acuerdo con el RDA la altitud de la estación de muestreo favorece índices biológicos más altos: a mayor altitud (Cota_Min), mayor puntuación de los índices. Por otro lado, el RDA también muestra que los impactos influyen negativamente sobre los índices biológicos. Parece que el factor más determinante es la temporalidad, tal como ya se apuntaba en la comparación del IBMWP entre las estaciones de tipo permanente y de tipo temporal.

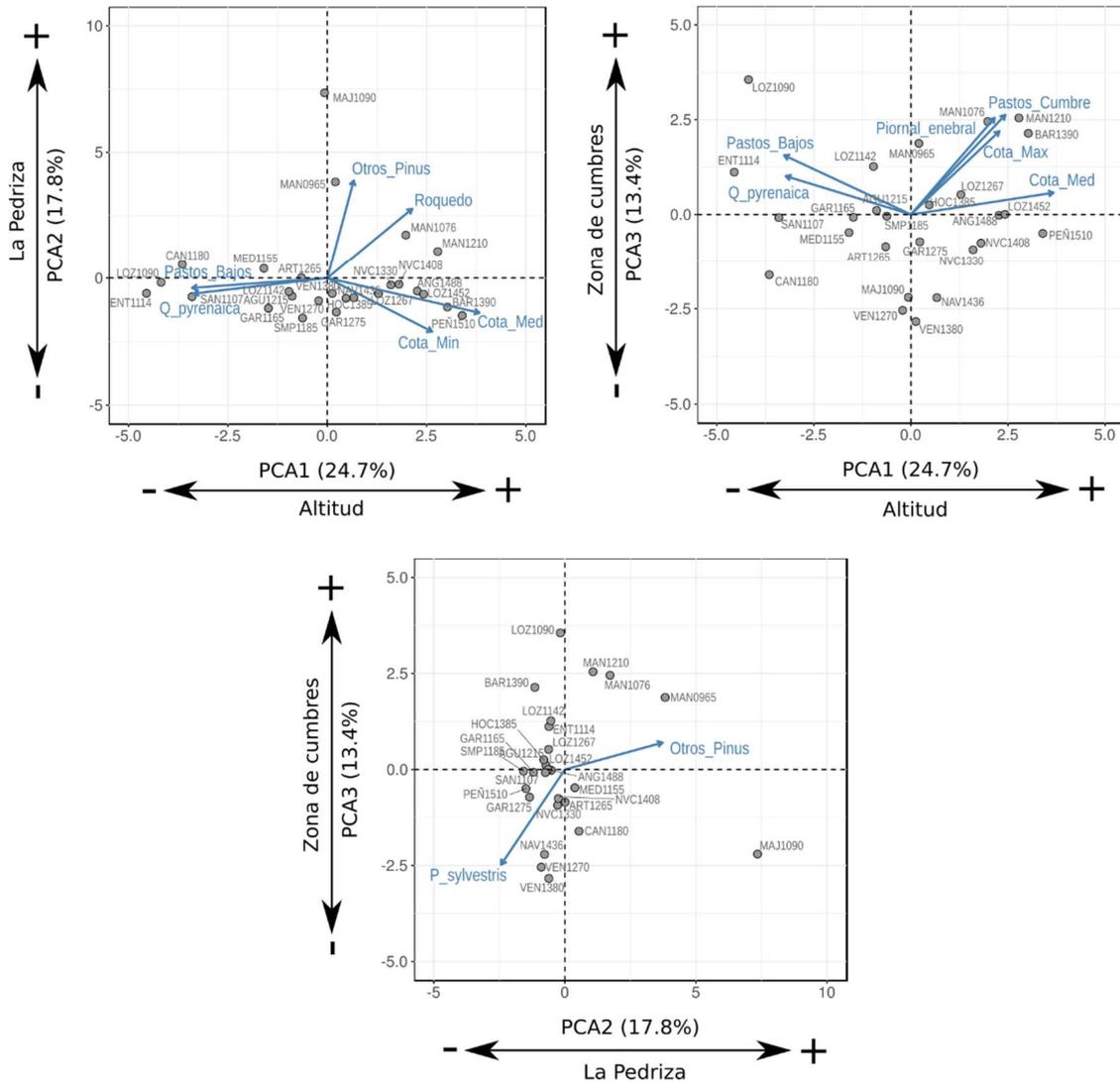


Figura 4. PCA biplot mostrando el primer, segundo y tercer componente con las variables morfométricas de la cuenca y los diferentes tipos de vegetación (sólo se han representado las variables con $\text{Cos}^2 > 0.6$). Los puntos son las distintas estaciones de muestreo.

A continuación, la ganadería parece ser un impacto también importante. Esto quedaría también reflejado por el hecho de que una mayor cobertura de pastos de fondo de valle (mayoritariamente dedicados a este uso) generan una alteración incluso mayor sobre los índices biológicos. Por último, la alteración de la ribera, la presencia de áreas edificadas o la existencia de áreas recreativas (asociadas o no con actividades de baño) parecen compartir un efecto algo menor sobre el descenso de los índices. En este sentido también es reseñable que la cobertura de roquedo sin vegetación ejerce una respuesta similar en los índices, y es que hasta cierto punto vendría a ser un análogo natural de una zona urbana sin vegetación de ribera.

	RDA1	RDA2	RDA3
Porcentaje de varianza explicada	61.3%	3.8%	1.6%
Porcentaje acumulado	61.3%	65.0%	66.6%
Variables restringidas			
	RDA1	RDA2	RDA3
Temporal	0.84	-0.26	-0.23
Urbano	0.16	0.10	-0.30
Ganado	0.39	0.36	-0.56
Ribera_Alt	0.21	0.31	-0.22
A_Recret	0.17	-0.02	0.23
Cota_Min	-0.68	-0.20	-0.21
Roquedo	0.18	0.27	0.64
Pastos_bajos	0.49	-0.30	-0.33

Tabla 5. Análisis de Redundancia (RDA). Porcentaje de la varianza explicada y la acumulada por los ejes del RDA. Factores de carga de las variables explicativas sobre los ejes del modelo (solo el primero es significativo).

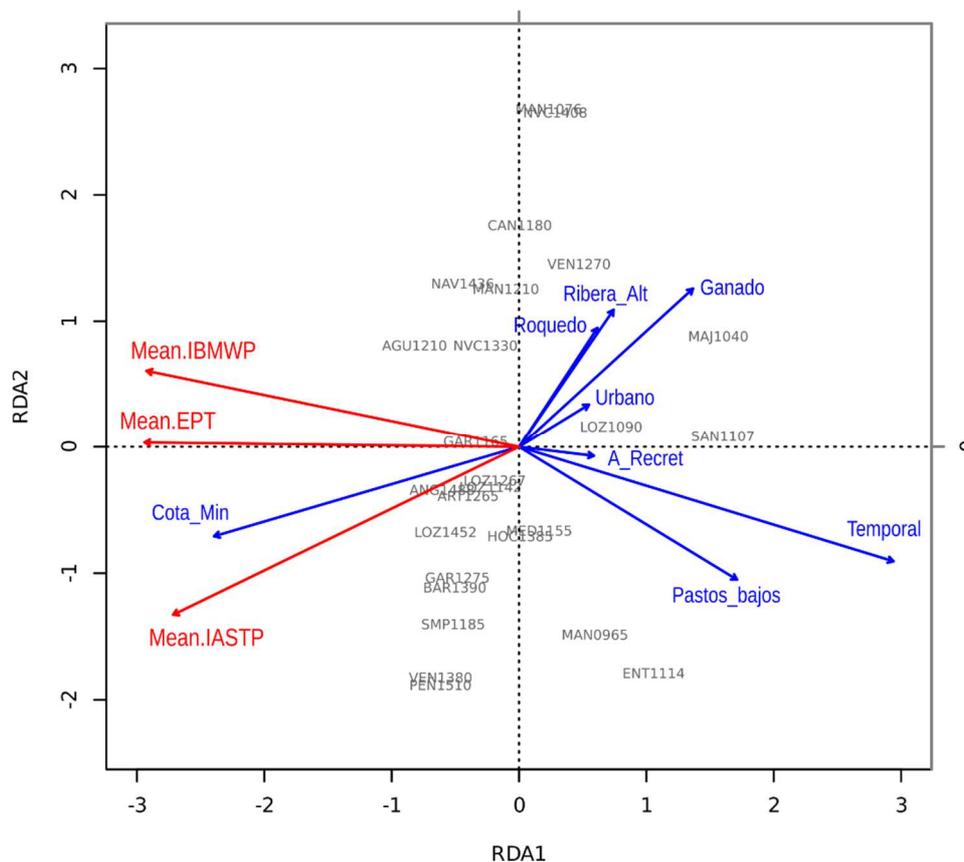


Figura 5. Análisis de redundancia (RDA), triplot con los índices biológicos (negro), las características de cuenca más relevantes e impactos (gris), y las estaciones de muestreo (gris claro).

4. DISCUSIÓN

4.1. Estado Ecológico de los cursos fluviales del PNSG

En términos generales, los cursos de agua del PNSG y su entorno inmediato están en un estado ecológico bueno o muy bueno. Esta situación ha permanecido estable en la última década, o incluso con una ligera tendencia a la mejoría. En el PNSG hay numerosas estaciones que presentan un índice mayor que el de referencia, es decir, un estado ecológico aún mejor. Aunque este hecho podría estar en relación con las excepcionales cualidades de un parque nacional, en realidad la superación de los valores de referencia es un hecho relativamente frecuente (Couto-Mendoza et al., 2015). Para el tipo R-T11, entre 2006 y 2014 en toda la cuenca del Tajo el valor de referencia del IBMWP se superó en el 19.4% de los casos, cifra muy similar al 18.4% observada en la Sierra de Guadarrama. Sin embargo, la media de la cuenca del Tajo fue de 131 frente a 174 en la Sierra de Guadarrama. Es decir, lo que realmente diferencia al PNSG es que la gran mayoría de ríos están bastante bien conservados, más que el tener una diversidad de macroinvertebrados fluviales particularmente notable. En comparación con otros parques nacionales, por ejemplo en el de Ordesa y Monte Perdido (PNOMP) se encuentran valores más bajos del IBMWP que en el PNSG, pero con RCE relativamente elevados e incluso ocasionalmente por encima del nivel de referencia (Valladolid et al., 2015). También aparece algún punto con valores deficientes.

En cuanto a la mejor época de muestreo, a la vista del RDA y de la serie histórica de datos se concluye que la mejor época de muestreo para la Sierra de Guadarrama es la primavera tardía, salvo que se quiera evaluar una actividad claramente ligada al verano cómo pudiera ser el caso del baño. Esta recomendación sólo debería aplicarse al PNSG, ya que por ejemplo en el PNOMP los valores máximos se encuentran en verano, en vez de en primavera, aunque probablemente sea por un muestreo excesivamente prematuro (mayo) para los Pirineos (Valladolid et al., 2015). Por su parte, Álvarez-Cabria (2010) encuentra los mayores valores del IBMWP en otoño para los ríos de Cantabria, y se ha sugerido (Álvarez-Cabria et al., 2010) que probablemente esta sea la mejor época para la monitorización de ríos templados atlánticos y similares.

4.2. Factores que influyen en los índices biológicos

La ordenación de las estaciones de muestreo con el PCA muestra que los factores más relevantes se corresponden con un gradiente altitudinal (reflejado también en los diferentes pisos de vegetación), así como con la pertenencia a La Pedriza, un área del parque nacional notablemente diferente al resto y caracterizado por grandes extensiones de roquedo y una vegetación singular. El RDA muestra que estas diferencias entre las estaciones influyen en la puntuación de los índices biológicos, al igual que los principales impactos detectados en la Sierra de Guadarrama. De esta manera, la utilización de los índices biológicos en el sistema de seguimiento del PNSG parece proporcionar una herramienta efectiva en la detección de impactos sobre los cursos fluviales.

Dentro del patrón general de mejorar la puntuación de los índices con la altitud, es destacable que se pueden obtener valores muy elevados de los índices biológicos en estaciones situadas a relativamente baja altura siempre y cuando los impactos en la cuenca sean despreciables. Esto puede ser el resultado de que las estaciones de media ladera o incluso de fondo de valle puedan reunir unas condiciones que propicien una mayor diversidad de macroinvertebrados acuáticos: mayor diversidad de hábitats fluviales, mayor desarrollo aluvial, un bosque de ribera mejor estructurado, etc (Bordallo López & Casado Sancho, 2012). Por otra parte, la configuración dendrítica de la red de drenaje implica que los tramos de cabecera permanezcan más aislados y predominen en ellos los factores locales frente a una mayor contribución de los factores regionales en tramos más bajos (Brown & Swan 2010). Estos últimos tramos están más conectados e influenciados por las comunidades situadas aguas arriba. Además, la riqueza de especies en un sistema dendrítico es mayor a niveles intermedios de la estructura ramificada y la diversidad de especies aumentan en las confluencias de las ramas (Altermatt, 2013), es decir, fuera de las zonas de cabecera.

Sin embargo, frente a la mayor potencialidad para albergar más diversidad de macroinvertebrados, en las estaciones más bajas de la Sierra de Guadarrama suelen presentarse una acumulación de diversos impactos: 1) las estaciones temporales suelen estar en altitudes bajas, frecuentemente asociada a la infiltración en el contacto con las calizas del fondo de valle del Lozoya; 2) el impacto ganadero cobra mayor importancia, al concentrarse en pastos de ladera y fondo de valle; 3) la mayor parte de las áreas recreativas y la actividad de baño se realizan en zonas donde el río tiene ya mayores dimensiones; 4) las zonas más bajas suelen tener las riberas más degradadas. El descenso de los valores del IBMWP desde las áreas de cabecera y aquellas con mayor influencia antrópica son frecuentes en zonas de montaña (Tobes et al., 2016).



Foto 3. Concentración ganadera en torno a un curso fluvial de la Sierra de Guadarrama.

Por otro lado, algunas de las estaciones a mayor altitud no son las que mayor puntuación alcanzan (Fig. 2). A partir de cierta altitud el bosque de ribera va desapareciendo progresivamente, a lo que contribuyen razones climáticas (especialmente la temperatura), así como el tratamiento forestal que históricamente se ha hecho de estos pinares. En el caso de la restricción climática, en otro parque nacional también se ha descrito la disminución del número de familias en las estaciones más elevadas (Valladolid et al., 2015) por causas naturales asociadas a una menor presencia de restos vegetales, menor producción primaria, períodos más cortos para el crecimiento, etc. En el río Manzanares (PNSG), también se ha observado un menor número de especies y menor densidad de macroinvertebrados en su tramo más elevado (1713 m s.n.m) que en su tramo medio (1020 m s.n.m.; Gutiérrez Teira, 2003). En definitiva, la temperatura es un factor limitante para el desarrollo de muchas especies en cotas más elevadas, y controla la composición de la comunidad.

En el caso del tratamiento de los pinares, durante décadas se ha favorecido la presencia de pinar frente a los bosques de ribera de planifolios para la explotación comercial. Aunque no está claro qué variables ambientales influyen en la descomposición de la materia orgánica de origen terrestre en la Sierra de Guadarrama (Casado et al., 2015), el tipo de hojarasca pueden determinar importantes cambios en la comunidad y funcionamiento de estos ríos (Casas et al., 2013). De hecho, en PEÑ1510 (con relativamente bajo IBMWP) se observan valores muy altos de IASPT y EPT, lo que indica que apenas hay contaminación. Por todo ello, los mayores valores de los índices biológicos encontrados en la Sierra de Guadarrama se encuentren en torno a las altitudes medias (1200-1400 m s.n.m.). A partir de esta cota los arroyos permanentes de menor entidad (Peñalara y Barondillo) sin impactos en su cuenca, presentan un IBMWP menor que los arroyos similares de cotas más bajas.

4.3. Aplicación de las clases de calidad al PNSG

El Plan Director de Parques Nacionales (MAGRAMA, 2016), contempla el seguimiento del estado ecológico de los cursos fluviales mediante los parámetros contemplados en la DMA. Sin embargo, es necesario señalar que los umbrales que se utilizan oficialmente (MAGRAMA, 2015) han sido desarrollados para cuencas de más de 10 km² y para recoger todo el rango posible de degradación de los ríos españoles. En las estaciones estudiadas en la Sierra de Guadarrama, más de un tercio tienen una cuenca inferior a estos 10 km². Además, a pesar de que en la Sierra de Guadarrama se ha encontrado una respuesta de los índices biológicos a los impactos en la cuenca, esta reducción queda englobada casi siempre en las categorías de buena o muy buena calidad ecológica. Es muy probable que el cambio de clase de calidad ecológica buena a moderada ocurra cuando los impactos sobre determinado río del parque nacional sean ya muy elevados. Como consecuencia de ello, en el marco de la evaluación del estado ecológico de un parque nacional puede ser conveniente establecer unos umbrales de corte diferentes y específicos de los requeridos estrictamente por la DMA.

Para establecer estos valores, se han seleccionado los resultados (n=89) de los índices biológicos correspondientes a las estaciones permanentes cuyo impacto total es menor de la media del conjunto de estaciones estudiadas, frente a los resultados (n=57) del resto de estaciones con un impacto por encima de la media (Fig. 6). Como puede observarse, la clasificación oficial (DMA) no permite ofrecer más información sobre el estado ecológico de los ríos del parque nacional más allá de constatar que, en el contexto de ese ecotipo, los ríos de esta sierra están relativamente bien conservados. Para poder tomar decisiones de gestión frente a los impactos y anticiparse a cambios graves en el parque nacional, se ha establecido otra clasificación de la calidad del estado ecológico según el IBMWP (Fig. 6) para los ríos permanentes basados en esta distribución de los valores observados en las estaciones mejor y peor conservadas:

- El percentil 75% de las puntuaciones de las estaciones con bajo impacto se sitúa en 192 puntos, prácticamente equivalente a la condición de referencia del ecotipo R-T11 y por tanto se asume también como condición de referencia para el PNSG
- La media de las puntuaciones en las estaciones con bajo impacto se sitúa en 181 puntos. Se asignan a la categoría A las estaciones con una puntuación mayor, y se consideran como ríos naturalizados o sin impactos apreciables.
- El 25% de las puntuaciones de estaciones con bajo impacto no alcanzan 169 puntos, valor cercano a la media de las estaciones con más impactos (163 puntos). Se asignan a la categoría B las estaciones con una puntuación entre 169 y 181 puntos, y se consideran como ríos con indicios de impactos.
- El 25% de las puntuaciones de estaciones con mayores impactos no alcanzan los 142 puntos. Se asignan a la categoría C las estaciones con una puntuación entre 142 y 168 puntos, y se consideran como ríos en los que los impactos están causando con bastante probabilidad una degradación en el medio fluvial. En estos casos se deberían hacer estudios adicionales para clarificar y cuantificar estos impactos.
- Por debajo de 142 puntos, se establece la categoría D, en la que el río presenta un estado especialmente alterado de acuerdo con los valores esperables para la Sierra de Guadarrama. La realización de estudios adicionales debería considerarse una prioridad en la gestión del Parque nacional.

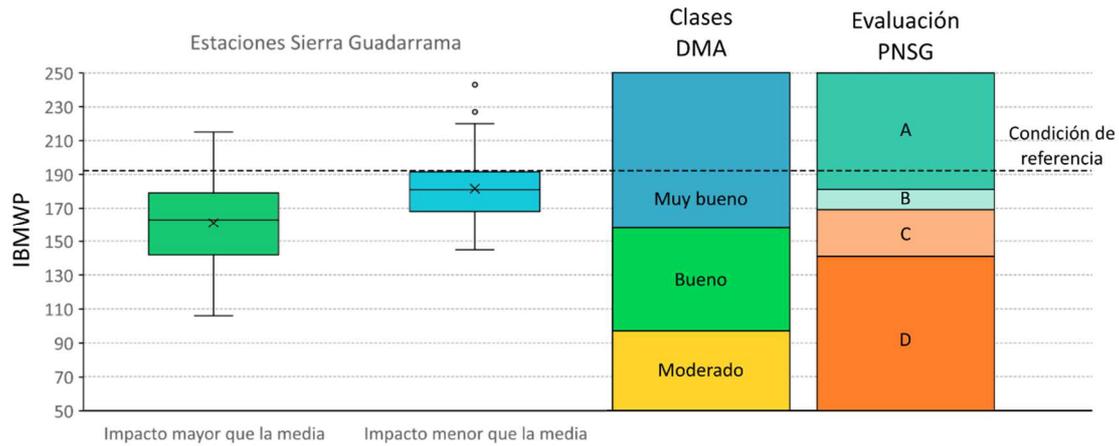


Figura 6. Distribución de los valores del IBMWP en las estaciones con impactos acumulados por encima o por debajo de la media observada en la Sierra de Guadarrama: media, mediana, cuartiles, máximo, mínimo y puntos anómalos. A la derecha se muestran los intervalos correspondientes tanto a las clases de la DMA (R-T11), como al sistema de evaluación y seguimiento del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama (PNSG)

Se trata de límites de cambio más rigurosos de los empleados para establecer las clases de calidad oficiales (Pujante et al., 2016), pero probablemente mucho más adecuados para detectar de forma temprana alteraciones en los cursos fluviales de un área con la máxima protección medioambiental. Esta clasificación específica para el PNSG debe evaluarse complementariamente con los resultados del IAST y del EPT para determinar el grado de afección por impactos.

En el caso de los ríos temporales, parece que el IBMWP no es tan efectivo por lo que se han propuesto otros índices alternativos o complementarios (IMMi-L o IMMi-t; Munné & Prat, 2009) Tentativamente, en la Sierra de Guadarrama se puede aplicar una reducción de los límites anteriormente comentados del 10% en ríos temporales con pozas (intermitentes) y del 40% en ríos que se secan completamente. Estos porcentajes son equivalentes a la reducción media observada entre los ríos permanentes y ambos tipos de ríos temporales. Por otra parte, el IASPT, si bien no tiene en cuenta la diversidad de los macroinvertebrados, nos da una idea de la calidad de los taxones que habitan estos cursos temporales en la Sierra de Guadarrama, por lo que puede ser una herramienta para la evaluación de los ríos temporales.

5. BIBLIOGRAFÍA

ABDI, H. & L.J. WILLIAMS. 2010. Principal component analysis. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics* 2 (4): 433-459. <https://doi.org/10.1002/wics.101>

ALBA-TERCEDOR, J., P. JÁIMEZ-CUÉLLAR, M. ÁLVAREZ, J. AVILÉS, N. BONADA, J. CASAS, A. MELLADO, M. ORTEGA, I. PARDO, N. PRAT, M. RIERADEVALL, S. ROBLES, C. E. SÁINZ-CANTERO, A. SÁNCHEZ-ORTEGA, M. L. SUÁREZ, M. TORO, M. R. VIDAL-ABARCA, S. VIVAS & C. ZAMORA-MUÑOZ. 2002. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica*, 21 (3-4): 175-185.

ALBA-TERCEDOR, J., I. PARDO, N. PRAT & A. PUJANTE. 2005. *Protocolos de Muestreo y Análisis para Invertebrados Bentónicos*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. España.

ALTERMATT, F. 2013. Diversity in riverine metacommunities: a network perspective. *Aquatic Ecology*, 47 (3): 365-377. <https://doi.org/10.1007/s10452-013-9450-3>

ÁLVAREZ-CABRIA, M. 2010. Estudio de la variabilidad espacio-temporal de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en los ecosistemas fluviales de Cantabria: repercusiones para la aplicación de la Directiva Marco del Agua. Ph. D. Thesis. Universidad de Cantabria, Spain.

ÁLVAREZ-CABRIA, M., J. BARQUÍN & J. A. JUANES. 2010. Spatial and seasonal variability of macro invertebrate metrics: Do macroinvertebrate communities track river health? *Ecological Indicators*, 10 (2): 370-379. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.06.018>

AQEM CONSORTIUM. 2002. *Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Informe Técnico Version 1.0, 202pp.*

BARQUÍN, J., F.J. PEÑAS, M. ÁLVAREZ-CABRIA, T. RODRÍGUEZ-CASTILLO, A.M. GONZÁLEZ, E. ESTÉVEZ, M. LEZCANO, F. FERNANDEZ, J. ROJO, A. GARCÍA & C. ÁLVAREZ. 2015. Optimización de las redes de seguimiento del estado de conservación en ríos de alta montaña. En: *Proyectos de investigación en parques nacionales: 2010-2013*. OAPN (ed.):35-59. Colección Investigación en la Red de Parques Nacionales. MAGRAMA.

BARTOŃ, K. 2018. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.42.1. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>

BATES, D., M. MÄCHLER, B. BOLKER & S. WALKER. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67 (1): 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>

BORDALLO LÓPEZ, A. & C. CASADO SANCHO. 2012. Aproximación al establecimiento de una red de referencia para la implantación de la Directiva Marco del Agua en la Comunidad de Madrid. *Limnetica*, 31 (1): 1-12.

BROWN, B.L. & C.M. SWAN. 2010. Dendritic network structure constrains metacommunity properties in riverine ecosystems. *Journal of Animal Ecology*, 79 (3): 571-580. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01668.x>

CASADO, C., L. LOSADA & S. MOLLÁ. 2011. Efecto de las áreas de protección especial en la comunidad de macroinvertebrados de los ríos de la cuenca alta del Manzanares (Sierra de Guadarrama, Madrid). *Limnetica*, 30 (1): 71-88.

CASADO, C., S. MOLLÁ, J. M. GONZÁLEZ, N. ROBLAS & E. DESCALS. 2015. Procesado de hojarasca en arroyos del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama (Madrid). *Limnetica*, 34 (1): 115-134.

CASAS, J.J., A. LARRAÑAGA, M. MENÉNDEZ, J. POZO, A. BASAGUREN, A. MARTÍNEZ, J. PÉREZ, J.M. GONZÁLEZ, S. MOLLÁ, C. CASADO, E. DESCALS, N. ROBLAS, J.A. LÓPEZ-GONZÁLEZ & J.L. VALENZUELA. 2013. Leaf litter decomposition of native and introduced tree species of contrasting quality in headwater streams: How does the regional setting matter? *Science of The Total Environment*, 458-460: 197-208. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.04.004>

COMUNIDAD DE MADRID. 2018. Mosaico a escala 1:5.000 de máxima actualidad de ortofotografía del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea de la Comunidad de Madrid. <http://www.madrid.org/catalogocartografia/catalog/search/resource/details.page?uuid={E7A7EB35-E6F0-458B-A9EC-DF83E68B9C17}>.

CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL TAJO. 2018. Resultados obtenidos para la calidad biológica en ríos. Resultados/informes: aguas superficiales - estado/potencial ecológico en ríos. <http://www.madrid.org/catalogocartografia/catalog/search/resource/details.page?uuid={E7A7EB35-E6F0-458B-A9EC-DF83E68B9C17}>.

COUTO-MENDOZA, M.T., R. VIEIRA-LANERO & F. COBO. 2015. More complexity does not always mean more accuracy: the case of IBMWP and METI in NW Spain. *Ecohydrology*, 8 (4): 595-609. <https://doi.org/10.1002/eco.1528>

FOX, J. 2005. The R Commander: A Basic Statistics Graphical User Interface to R. *Journal of Statistical Software*, 14 (9): 1-42.

GUTIÉRREZ TEIRA, B. 2003. Variaciones de las comunidades y poblaciones de macroinvertebrados del tramo alto del río Manzanares a causa de las temperaturas: posibles efectos del cambio. Ph. D. Thesis. Universidad Politécnica de Madrid, Spain.

JÁIMEZ-CUÉLLAR, P., S. VIVAS, N. BONADA, S. ROBLES, A. MELLADO, M. ÁLVAREZ, J. AVILÉS, J. CASAS, M. ORTEGA, I. PARDO, N. PRAT, M. RIERADEVALL, C.E. SÁINZ-CANTERO, A. SÁNCHEZ-ORTEGA, M.L. SUÁREZ, M. TORO, M.R. VIDAL-ABARCA, C. ZAMORA-MUÑOZ & J. ALBATERCEDOR. 2002. Protocolo Guadalmed (PRECE). *Limnetica*, 21(3-4): 187-204.

LÊ, S., J. JOSSE & F. HUSSON. 2008. FactoMineR: an R package for multivariate analysis. *Journal of statistical software*, 25 (1): 1–18. <https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01>

MAGRAMA. 2013. Protocolo de cálculo del índice IBMWP. Código: IBMWP-2013. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. Madrid. España.

MAGRAMA. 2015. Real Decreto 817/2015 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-BOE 219 (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente): 80582-80677.

MAGRAMA. 2016. Real Decreto 389/2016, de 22 de octubre, por el que se aprueba el Plan Director de la Red de Parques Nacionales. Boletín Oficial del Estado-BOE 257 (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente): 74051-74076.

MUNNÉ, A. & N. PRAT. 2009. Use of macroinvertebrate-based multimetric indices for water quality evaluation in Spanish Mediterranean rivers: an intercalibration approach with the IBMWP index. *Hydrobiologia*, 628 (1): 203–225. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9757-1>

MUÑOZ MUNICIO, C., T. GIL, P. DE LAS HERAS & N. GONZÁLEZ. 2004. Memoria del Mapa de Vegetación de la Sierra de Guadarrama (Vertiente madrileña). Centro de Investigaciones Ambientales de la Comunidad de Madrid “Fernando González Bernáldez”. Informe Técnico.

NAKAGAWA, S. & H. SCHIELZETH. 2012. A general and simple method for obtaining R^2 from generalized linear mixed-effects models. *Methods in Ecology and Evolution*, 4 (2): 133-142. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210x.2012.00261.x>

OKSANEN, J., F.G. BLANCHET, M. FRIENDLY, R. KINDT, P. LEGENDRE, D. MCGLINN, P.R. MINCHIN, R.B. O’HARA, G.L. SIMPSON, P. SOLYMOS, M.H.H. STEVENS, E. SZOECZ & H. WAGNER. 2018. *vegan*: Community Ecology Package. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

PRAT, N. & A. MUNNÉ. 2014. Biomonitorio de la calidad del agua en los ríos ibéricos: lecciones aprendidas. *Limnetica*, 33 (1): 47–64.

PUJANTE, A.M., A. PUIG, E. BARRIOS & J. RUZA. 2016. Contribución al establecimiento de condiciones de referencia y límites entre clases de estado ecológico en los ríos españoles. *Limnetica*, 35 (1): 201–218. DOI: 10.23818/limn.35.17

R CORE TEAM. 2017. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.

RUBIO-ROMERO, A. & I. GRANADOS. 2013. El Alto Lozoya. Seguimiento ecológico de los cursos fluviales. Evaluación y estado de conservación (2002-2013). Centro de Investigación, Seguimiento y Evaluación del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama. Madrid. Informe Técnico, 118pp.

RUIZ-GARCÍA, A. & M. FERRERAS-ROMERO. 2015. El estado ecológico de las pequeñas cuencas de cabecera en las serranías béticas húmedas (parque natural Los Alcornocales, sur de España) según la Directiva Marco del Agua: ¿su aplicación garantiza la conservación? *Animal Biodiversity and Conservation*, 38 (1): 59-69.

SÁINZ BARIÁIN, M. 2014. Diversidad, estrategias vitales y filogeografía de especies sensibles al cambio climático. Ph. D. Thesis. Universidad de Granada, Spain

SALMI, T., A. MÄÄTTÄ, P. ANTTILA, T. RUOHO-AIROLA & T. AMNELL. 2002. Detecting trends of annual values of atmospheric pollutants by the Mann-Kendall test and Sen's slope estimates – the Excel template application MAKESENS. Finnish Meteorological Institute. Helsinki.

TOBES, I., S. GASPAR, J. OSCOZ & R. MIRANDA. 2016. Diagnosing stream ecosystem integrity in the Ordesa-Vinamala Biosphere Reserve, central Spanish Pyrenees. *Journal of Applied Ichthyology*, 32 (1): 229-239. <https://doi.org/10.1111/jai.13026>

TORO, M., S. ROBLES, I. TEJERO, E. CRISTÓBAL, S. VELASCO, J.R. SÁNCHEZ & A. PUJANTE. 2009a. Grupo 32. Tipo Ecológico No 11. Ríos de montaña mediterránea silíceo. En: Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. 15. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid.

TORO, M., S. ROBLES, I. TEJERO, E. CRISTÓBAL, S. VELASCO, J.R. SÁNCHEZ & A. PUJANTE. 2009b. Grupo 32. Tipo Ecológico No 27. Ríos de alta montaña. En: Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid.

VALLADOLID, M., M. ARAUZO & L. JIMÉNEZ. 2015. Estado ecológico de los ríos incluidos dentro del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (cuenca del Ebro, Aragón), mediante indicadores de macroinvertebrados. *Pirineos. Revista de Ecología de Montaña*, 170. <http://dx.doi.org/10.3989/Pirineos.2015.170002>

VALLADOLID, M., M. ARAUZO & J.J. MARTÍNEZ-BASTIDA. 2010. Estado ecológico del río Oja (cuenca del Ebro, La Rioja, España), mediante indicadores de macroinvertebrados. *Limnetica*, 29 (2): 393–406.

ZAMORA-MUÑOZ, C., M. SÁINZ-BARIÁIN, C. MÚRRIA, N. BONADA, C.E. SÁINZ-CANTERO, M.A. GONZÁLEZ, J. ALBA-TERCEDOR & J.M. TIerno DE FIGUEROA. 2011. Diversidad, estrategias vitales y filogeografía de especies sensibles al cambio climático: Tricópteros en el Parque Nacional de Sierra Nevada. En: Proyectos de investigación en parques nacionales: 2008-2011. OAPN (ed.):355-385. Colección Investigación en la Red de Parques Nacionales. MAGRAMA.

ZUUR, A.F., E.N. IENO & C.S. ELPHICK. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution* 1 (1): 3-14. doi:10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x