

ESTUDIOS UNIVERSITARIOS DE
POSGRADO EN HIDROLOGÍA

máster en
hidrología
y gestión
de recursos hídricos

PROYECTOS 2019



Universidad
de Alcalá



Universidad
Rey Juan Carlos

instituto
IMdeaagua traguánet

Estudios Universitarios de Posgrado de las
Universidades de Alcalá y Rey Juan Carlos
(coordina Universidad de Alcalá)

Contenido

Contaminación geogénica en las aguas subterráneas de la cuenca del río Rímac e Intercuenca 1375539

Autor: Maura Alejandra Charca Huaricallo

Director: Francisco Javier Lillo Ramos:.....1

Delimitación y caracterización hidrogeológica de una masa de agua subterránea en la demarcación hidrográfica del Ebro

Autor: Laura Catalina Ayala Silva

Director: Irene de Bustamante Gutiérrez:.....34

Bacterias Resistentes a Antibióticos en Estaciones Depuradoras de Agua Residual

Autor: Indira Jackeline Chiriboga Sisalema

Director: Eloy García Calvo:.....74

Consumo de energía para la depuración de agua en España

Autor: Iris Irene Cerdá Jaén

Director: Eloy García Calvo:.....122

Caracterización hidrológica de la cuenca del río Coello (departamento del Tolima, Colombia) con el programa Hydrobid

Autor: Freddy Leverí Amaya

Director: Juan Antonio Pascual Aguilar:.....168

Análisis mediante técnicas de teledetección de las necesidades hídricas para la agricultura en la cuenca del río Mendoza (Argentina).

Autor: María Verónica Vélez

Director: Francisco Carreño Conde:.....220

Evolución de la contaminación por nitratos en las masas de agua subterránea de la cuenca del Guadiana. Periodo 2011-2018

Autor: Francisco Jiménez Casquet Bolívar

Director: Irene de Bustamante Gutiérrez:.....275

Reutilización: sostenibilidad del ciclo integral del agua

Autor: María Teresa Méndez Ruiz

Director: Irene de Bustamante Gutiérrez:.....402

Contaminantes emergentes: origen y destino

Autor: María Teresa Cuenca Rompinelli

Director: Eloy García Calvo:.....458

**UNIVERSIDAD DE ALCALÁ
Y
UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS**



**Universidad
de Alcalá**



**Universidad
Rey Juan Carlos**

**MÁSTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS**

PROYECTO DE FIN DE MÁSTER

**Contaminación geogénica en las aguas subterráneas de
la cuenca del río Rímac e Intercuenca 1375539**

AUTOR:

Maura Alejandra Charca Huaricallo

DIRECTOR:

Francisco Javier Lillo Ramos

Alcalá de Henares, 01 de diciembre de 2019

ÍNDICE

RESUMEN	1
1. INTRODUCCIÓN	1
2. JUSTIFICACIÓN	2
3. OBJETIVOS	2
4. CARACTERÍSTICAS DEL ÁREA DE ESTUDIO	3
4.1. Localización y accesibilidad	3
4.2. Hidrografía	4
4.3. Climatología	5
4.4. Geología	7
4.4.1. Mesozoico	8
4.4.2. Cenozoico	9
4.4.3. Rocas ígneas	10
4.4.4. Rocas volcánicas	10
4.5. Rasgos estructurales	10
4.6. Hidrogeología	12
5. METODOLOGÍA.	15
6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	16
6.1. Características fisicoquímicas	16
6.1.1. pH	16
6.1.2. Temperatura	18
6.1.3. Conductividad Eléctrica	18
6.2. Facies hidroquímicas	19
6.2.1. Diagramas de Piper	19
6.3. Elementos traza	25
6.4. Evolución de las aguas subterráneas	28
7. CONCLUSIONES	Y
RECOMENDACIONES	30
7.1. Conclusiones	30
7.2. Recomendaciones	30
BIBLIOGRAFÍA	30

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Población del área de estudio.	
Fuente: (INEI, 2015)	3
Tabla 2. Estadística hidrológica del río Rímac.	6
Tabla 3. Parámetros fisicoquímicos determinados en los puntos de agua subterránea.	15
Tabla 4. Método de análisis usados para las muestras de agua subterránea.	16

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de ubicación de la zona de estudio.	4
Figura 2. Mapa hidrográfico de la zona de estudio.	5
Figura 3. Mapa climático de la zona de estudio.	7
Figura 4. Mapa geológico de la cuenca del río Rímac e Intercuenca 1375539.	11
Figura 5. Mapa Hidrogeológico de la cuenca del río Rímac e Intercuenca 1375539.	14
Figura 6. Localización de las fuentes de aguas subterráneas muestreadas en la cuenca del río Rimac e Intercuenca 1375539.	17
Figura 7. Distribución del parámetro de pH en la zona de estudio.	18
Figura 8. Distribución de la CE en la zona de estudio.	19
Figura 9. Distribución espacial de los tipos de agua que se presentan en el área de estudio.	20
Figura 10. Diagrama de Piper y Scatter del tipo de agua bicarbonatada cálcica.	21
Figura 11. Concentración de cloruro versus bicarbonatos en las muestras de agua subterránea.	22
Figura 12. Diagrama de Piper y Scatter para aguas del tipo sulfatada cálcica.	23
Figura 13. Diagrama de Piper y Scatter para aguas del tipo sulfatada cálcica magnésica.	24
Figura 14. Diagrama de Gibbs donde se identifican procesos de Interacción agua roca para el área de estudio, basado en el artículo de Sandoval I. et al, 2016.	25
Figura 15. pH versus concentración de arsénico (mg/L), a medida que aumenta el pH las concentraciones de Arsénico se han	

liberado en las aguas subterráneas, producto del desprendimiento de estos a partir de los sedimentos presentes en la zona de estudio.26

Figura 16. Distribución de la concentración de arsénico (mg/L) en la zona de estudio. 27

Figura 17. Esquema conceptual hidrogeoquímico idealizado del área de estudio. 29

TABLA DE ABREVIATURAS

INGEMMET: Instituto Geológico Minero y Metalúrgico

OMS Organización Mundial de la Salud

SENAMHI: Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología

ANA: Autoridad Nacional del Agua

OSINERGMIN: Organismo Supervisor de la Inversión en Energía y Minería

ECA: Estándar de Calidad Ambiental

EPA: Environmental Protection Agency

UTM: Universal Transverse Mercator

RESUMEN

Para el desarrollo de este trabajo se realizaron salidas de campo con la finalidad de obtener información in situ de las fuentes de agua subterránea que se manifiestan de manera natural durante todo el año en la cuenca de estudio. La ejecución de los trabajos de campo se realizó durante los años 2012 a 2013, a cargo del Programa de Hidrogeología del Instituto Geológico Mínero y Metalúrgico.

Del inventario de fuentes de agua subterránea dentro de la cuenca, el cual consistió en la recolección de datos del lugar, la medida de parámetros fisicoquímicos: pH, temperatura y CE; así como la toma de muestras para análisis de aniones y elementos traza. Se procedió con el análisis de la información, considerando el método de electro neutralidad para los resultados químicos de las fuentes de agua subterránea muestreadas.

A partir de ello se obtuvieron gráficas de Piper que aportaron con la caracterización hidroquímica de los manantiales, y en conjunción con la geología de la zona se determinó que existe una relación entre la hidroquímica y la litología presente en la cuenca. Así también se analizó la presencia de elementos traza, para determinar si existe algún valor anormal en las concentraciones de estos, debo mencionar que la investigación se desarrolló en una serie de tiempo estacional.

Del análisis se obtuvo que elementos traza como el Arsénico están presentes en las

fuentes de agua subterránea en concentraciones superiores a 0.01 mg/L límite para agua de bebida normado por la Organización Mundial de la Salud. Debemos de considerar también que la descarga de flujo de estas aguas subterráneas va directo a cuerpos receptores, lo que podría ocasionar efectos adversos en las personas y los componentes del ecosistema. A partir de ello se recomienda proseguir con un plan de monitoreo en una serie de tiempo permanente para tener la certeza de su presencia en el tiempo, para luego establecer un tratamiento correctivo.

1. INTRODUCCIÓN

El desarrollo urbano modifica sustancialmente las superficies del terreno. Varía su capacidad de absorción y retención de agua, incrementando la velocidad a la que circula, y propiciando una rápida acumulación en las zonas más llanas. La disminución de la zona vegetal altera el proceso de transformación lluvia-escorrentía. Aumenta el caudal punta y adelanta el momento en el que se produce (Dolz y Gómez, 1991).

El Perú cuenta con grandes ríos que forman importantes cuencas como consecuencia de las masivas precipitaciones pluviales que se dan en los andes peruanos; las mismas que generan la presencia de agua subterránea al interactuar con determinada litología que exponen las cuencas hidrográficas.

La cuenca del río Rímac es una de las cuencas más importantes del Perú, pues abastece a la ciudad de Lima y alrededores con el 80 % de la demanda total de agua y el 17% de la demanda hidroenergética (ANA, 2010). Puesto que concentra aproximadamente a la tercera parte de la población nacional.

Sin embargo, a pesar de ser tan importante, la información en referencia a las aguas subterráneas es escasa. Además, este recurso hídrico es usado en las áreas rurales del estado siendo su principal fuente de bebida. Entonces a partir de este estudio se pretende reconocer las propiedades físicas y químicas que caracterizan a las aguas subterráneas de la cuenca.

Además de determinar la hidroquímica, haremos un énfasis en la presencia de los elementos traza que se encuentren en elevadas concentraciones de manera natural en el agua subterránea de la cuenca, pues consideraremos al medio geológico como condicionante en el cambio de las propiedades y composición del agua subterránea. Debemos tener presente que la exposición a largo plazo de metales como el Arsénico se ha relacionado con cánceres internos y de piel (National Research Council, 1999).

La información de este estudio será útil para abordar los problemas de los recursos hídricos, como la situación del agua subterránea en la cuenca, la protección de la fuente de agua y las estrategias de monitoreo y muestreo. Además de informar a las

personas que deseen saber más sobre el estado del agua subterránea del cual hacen uso.

2. JUSTIFICACIÓN

Frente a la creciente demanda de recursos hídricos, la exploración de las aguas subterráneas es una alternativa atractiva para el abastecimiento, en virtud de su abundancia y calidad. El recurso hídrico subterráneo es un bien que se torna estratégico para el desarrollo económico de la sociedad, debiendo ser protegido contra la contaminación.

Durante las últimas décadas, la cuenca del río Rímac ha sufrido una significativa disminución de la calidad y volumen de sus aguas. Siendo agresiva la contaminación a lo largo del río, creando un riesgo para la salud humana y para los componentes del ecosistema. En la parte alta de la cuenca existe minería formal, además de mineras inactivas, cuyos vertimientos fluyen hacia el cauce del río Rímac.

Evaluar el estado del recurso hídrico subterráneo del que se dispone en la cuenca, nos permitirá un aprovechamiento de manera razonable y óptima del recurso.

3. OBJETIVOS

El objetivo principal de este trabajo es evaluar la contaminación geogénica aquella que puede ocasionar peligro a la población que consuma estas fuentes de agua subterránea.

Como objetivos secundarios se plantea:

- Caracterizar las fuentes de agua subterránea a partir de su composición química, permitiendo conocer el estado del recurso hídrico subterráneo.
- Identificar los puntos de agua subterránea que presenten altas concentraciones de origen natural de elementos traza que puedan tener repercusión toxicológica.

4. CARACTERÍSTICAS DEL ÁREA DE ESTUDIO

4.1. Localización y accesibilidad

El área de estudio se sitúa en la cuenca del río Rímac e Intercuenca del Pacífico 1375539 con

Departamento	Provincia	Distritos	Población
Lima	Lima	43	8 890 792
	Huarocharí	25	72 335
Callao*		7	1 013 935
Total			9 977 062

Tabla 1. Población del área de estudio. Fuente: (INEI, 2015)

*Provincia constitucional

Su área de influencia abarca las siguientes coordenadas UTM dentro de la zona 18 Sur, Datum WGS 84:

263600 E, 8733130 N y 38500 E, 8733130 N
263600 E, 8642500 N y 38600 E, 8642500 N

La zona de estudio pertenece a la vertiente hidrográfica del Pacífico, cuyos límites hidrológicos son: al Norte con la cuenca del río Chillón; al Sur la cuenca del río Lurín y la cuenca del río Mala; al Este limita con la

una extensión de 3636,71 Km², localizada geográficamente en la región central y occidental del Perú.

Políticamente está dentro del departamento de Lima capital del Perú, abarcando las provincias de Lima, Huarocharí y la provincia constitucional del Callao (Figura 1); concentrando aproximadamente a la tercera parte de la población nacional experimentando un ritmo acelerado de crecimiento poblacional. El INEI estima que la población de Lima Metropolitana tendría 9 millones 977 mil habitantes asentados (Tabla 1).

cuenca del río Mantaro y al Oeste con el Océano Pacífico.

El acceso a la cuenca desde la ciudad de Lima es por la carretera central asfaltada, llegando hasta Ticlio (4818 m.s.n.m.) punto más elevado y principio de la cuenca del río Rímac. A esta vía se conectan carreteras afirmadas y trochas carrozables, que sirven de acceso a los centros poblados y centros mineros dentro de la cuenca.

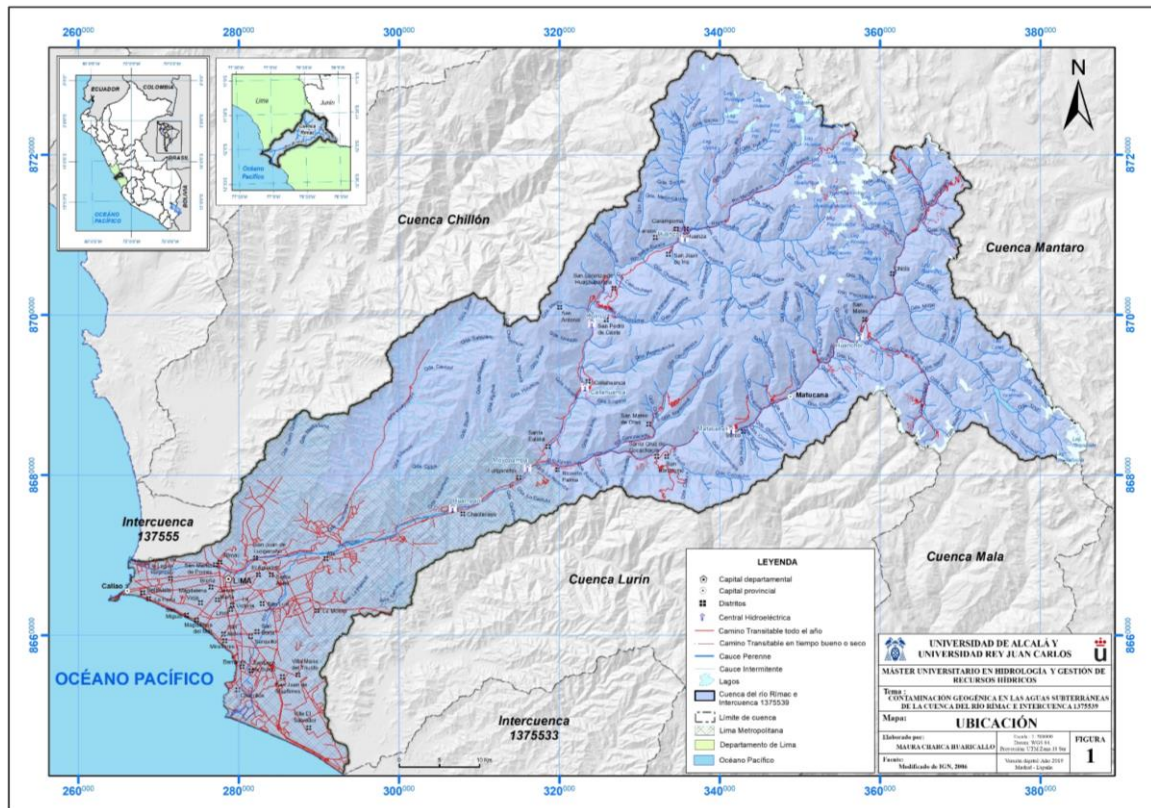


Figura 1. Mapa de ubicación de la zona de estudio.

4.2. Hidrografía

El río Rímac se origina en la vertiente occidental de la Cordillera de los Andes a una altitud aproximada de 5508 m.s.n.m. en el nevado Pacay, con una longitud de 132 Km y cuyos afluentes principales son el río Santa Eulalia y el río San Mateo, los que confluyen en las cercanías de la localidad de Chosica dando origen al río principal. El mismo que atraviesa la ciudad de Lima hasta desembocar en el Océano Pacífico.

La cuenca del río Rímac está constituida por 9 unidades hidrográficas menores como se muestra en la Figura 2. las mismas que están asociadas a su río o quebrada principal.

Asimismo, cuenta con un sistema hídrico conformado por 15 lagunas reguladas que

aseguran el caudal del río Rímac con una capacidad de 77 Hm³, en la cuenca Santa Eulalia; y la represa de Yuracmayo con una capacidad de 48,3 Hm³, en la Cuenca Blanco (Sedapal, 2016). Además de ello la cuenca presenta aporte de agua de trasvase que está dirigido al uso energético y poblacional, su regulación es significativa en el periodo de estiaje.

El aporte por trasvases y regulaciones del sistema Marcapomacocha (cuenca Mantaro) es de 157,05 Hm³. El total de sistemas de regulación y trasvases es de 282,35 Hm³.

La importancia hidroenergética de la cuenca se percibe a lo largo del recorrido del río Rímac, en el que se ubican siete hidroeléctricas: Huanza, Huinco,

Callahuanca, Huanchor, Matucana, Moyopampa y Huampani (Osinermin, 2015).

El caudal del río Rímac varía durante la época de avenida y estiaje (Tabla 2), el mismo que recibe a lo largo de su recorrido diversos

vertimientos como: mineros (relaves, aguas ácidas y otros), industriales (efluentes industriales) y domésticos, así como todo tipo de residuos sólidos.

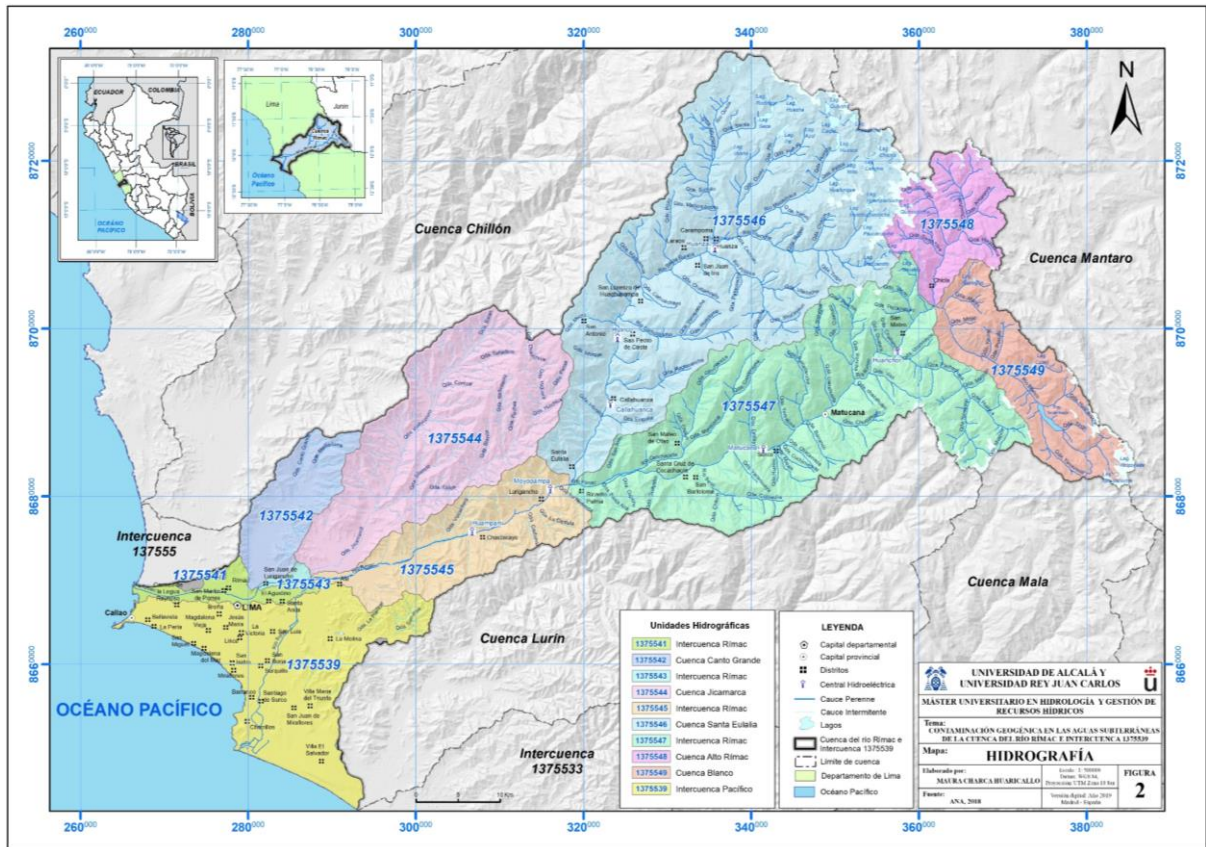


Figura 2. Mapa hidrográfico de la zona de estudio.

4.3. Climatología

La cuenca del río Rímac, está influenciada por su ubicación en el borde del anticiclón del Pacífico del Sur, la corriente de Humboldt y la presencia de la Cordillera Andina. Estos elementos definen las tendencias en el comportamiento de los parámetros meteorológicos.

Las características climáticas están sustentadas en información meteorológica de aproximadamente veinte años desde 1965 a

1984; con lo que se formuló los índices climáticos y el trazado de las zonas de acuerdo a la clasificación de climas de Werren Thornthwaite (Senamhi, 2002).

La cuenca del río Rímac, está influenciada por su ubicación en el borde del anticiclón del Pacífico del Sur, la corriente de Humboldt y la presencia de la Cordillera Andina. Estos elementos definen las tendencias en el comportamiento de los parámetros meteorológicos.

N°	Vertiente	Río	Estación	Estadística de caudales (m ³ /s)		
				Promedio	Máximo	Mínimo
T	Pacífico	Rímac	Chosica	25,43	79,68	15,89

Tabla 2. Estadística hidrológica del río Rímac.

Las características climáticas están sustentadas en información meteorológica de aproximadamente veinte años desde 1965 a 1984; con lo que se formuló los índices climáticos y el trazado de las zonas de acuerdo a la clasificación de climas de Werren Thornthwaite (Senamhi, 2002).

Dentro del área de estudio se ha distinguido las siguientes zonas (Figura 3):

- **Zona de clima semicálido (Desértico-Árido-Subtropical, E(d)B'1H3°)**, con temperaturas media de 18 a 19°C, descendiendo en los niveles más elevados de la región. Esta zona climática se extiende hacia el litoral costero, donde hay presencia de cielo nuboso y escasa o nula precipitación, tipificando así a una zona árida. Las lluvias son muy escasas en la mayor parte del año.

- **Zona de clima semiseco-frío (C (o, i, p) B'3H3°)**, este clima es propio de los valles interandinos bajos e intermedios situados

sobre los 1000 y 3500 m.s.n.m. Las temperaturas sobrepasan los 20°C y la precipitación anual se encuentra por debajo de los 500 mm, aunque en las partes más elevadas y orientales, pueden alcanzar los 1200 mm. año cuando se produce el Fenómeno del Niño, ocasionando lluvias de moderada a fuerte intensidad.

- **Zona de clima lluvioso semifrío (de tundra, B(i)D'H3°)**, este tipo climático es propio de la región andina, se da sobre los 3500 a 5000 m.s.n.m. Se caracteriza por presentar precipitaciones anuales en promedio de 700 mm, temperaturas anuales de 7°C y nieves perpetuas en alta montaña. Presenta veranos lluviosos e inviernos secos con heladas moderadas.

La precipitación, en la parte baja de la cuenca, pocas veces excede los 50 mm/año mientras que en la parte alta o cuenca húmeda la precipitación pasa los 1000 mm/año (ANA, 2010).

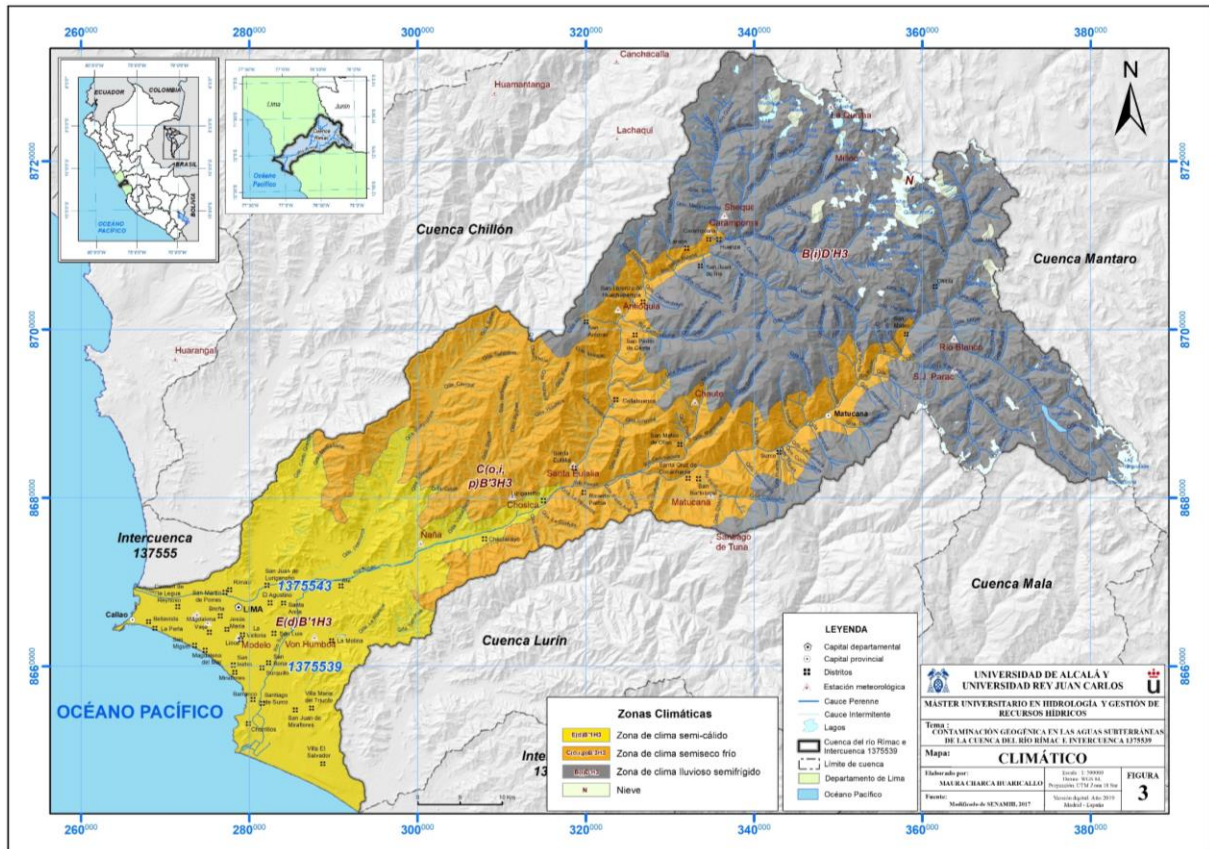


Figura 3. Mapa climático de la zona de estudio.

4.4. Geología

En la cuenca del río Rímac se ha desarrollado la sedimentación coetáneamente con la intensa actividad volcánica, la misma que en el sector costanero, tanto de Norte a Sur como de Oeste a Este, se interdigita con la secuencia sedimentaria, para hacerse predominantemente volcánica a lo largo de la faja del borde occidental andino, coincidiendo con la zona de emplazamiento del Batolito de la Costa (Palacios et al., 1992).

El ciclo sedimentario más antiguo se evidencia en el sector Norte y Noreste de Lima, que corresponde a una facies volcánico-sedimentaria de edad Jurásico Cretácico, dentro de la cual se puede reconocer a la

Formación Arahuay una de las unidades más antiguas, y hacia el Oeste al Grupo Puente Piedra con volcanismo predominante cuyos focos magmáticos estuvieron hacia el occidente y cuya edad es de fines del Jurásico y comienzos del Cretácico. Le sigue un ciclo eminentemente sedimentario clástico de edad Neocomiano inferior hacia la parte oriental unas facies volcánicas denominadas como Formación Yangas, luego deviene en el Neocomiano superior un tercer ciclo con facies arcillo calcárea representado por Formaciones Pamplona y Atocongo, las mismas que constituyen una unidad sedimentaria continua. Finalmente, en el Albiano deviene un ciclo sedimentario volcánico con un volcanismo continuo hasta probablemente el Cenomaniano, se presenta

controlado por la presencia de diferentes focos de emisión magmática ubicados en el sector oriental del área. Este ciclo está representado por el Grupo Casma, el cual ha sido diferenciado en diferentes formaciones, constituidas por una acumulación volcánica monótona sin fósiles y pobremente estratificadas.

La sedimentación mesozoica al este subyace discordante a la serie continental representada por una gruesa acumulación predominantemente volcánica que ocupa el sector Noreste de la cuenca.

Hacia la zona Suroeste de la cuenca se emplaza el Batolito de la Costa que ha intruido al paquete sedimentario y volcánico causando un metamorfismo térmico notable, silicificando las rocas preexistentes y/o dando lugar a pizarras, cuarcitas y mármoles. Así mismo, en el área hay emplazamiento de numerosos diques andesíticos, vinculados al magmatismo de Casma o manifestaciones tardías del Batolito.

En la zona andina de la cuenca, se denota el emplazamiento de rocas volcánicas del Cenozoico, así como depósitos de actividad glacial cuaternaria en forma de fluvio glaciares; en la zona costera sobre las secuencias marina Mesozoica se asientan depósitos cuaternarios aluviales, fluvio aluviales y eólicos.

La estratigrafía general de la cuenca del río Rímac e Intercuenca 1375539, se ha elaborado

en base a la información de las cartas geológicas realizadas por el INGEMMET a escala 1:100 000, de los cuadrángulos de Lima (Hoja 25-i); Lurín (Hoja 25-j); Chancay (Hoja 24-i) y Chosica (Hoja 24-j).

A continuación, hacemos una descripción litológica de las unidades geológicas presentes en la cuenca del río Rímac e Intercuenca 1375539 (Figura 4).

4.4.1. Mesozoico

4.4.1.1. Jurásico

Hacia la parte central de la cuenca del río Rímac se aprecia la formación Arahuay, la cual es atravesada por fallas locales de dirección NW-SE; compuesta principalmente por metavolcánicos andesíticos con lodolitas calcáreas, calizas bituminosas, andesitas, hornfels. Sin embargo, hacia la costa, se tiene el Grupo Puente Piedra, con la Formación Ventanilla cuya litología consiste en limolitas y arcilla abigarradas intercaladas con limolitas y areniscas limosas finamente estratificadas.

4.4.1.2. Cretácico

En la cuenca del río Rímac, se muestra hacia el Noreste la Formación Jumasha compuesta de calizas micríticas gris pardas a beige en capas medias a gruesas, intercaladas con calizas nodulares. Además de la presencia del Grupo Gollarisquizga, con las Formaciones Chúlec - Pariatambo, Santa-Carhuaz y Chimú,

compuesto de calizas claras y oscuras formando secuencias de grano y estrato creciente; seguido de limoarcillitas rojas intercaladas con areniscas blancas y calizas grises. La Formación Chimú está constituida de areniscas cuarzosas blancas intercalado con limo arcillitas.

Sin embargo, hacia la costa se exponen el Grupo Morro Solar conformado por la Formación Salto del Frayle, Herradura y Marcavilca cuya composición litológica se trata de rocas sedimentarias como areniscas, calizas micríticas, limolitas y arcillas. Sobreyaciendo a este se tiene al Grupo Lima que agrupa a las formaciones de Atocongo, Pamplona y Lurín, con un conjunto de rocas sedimentarias conformada por calizas altamente silicificadas, areniscas intercaladas con lutitas; y calizas micríticas.

En poca extensión dentro de la cuenca se tiene secuencias volcánicas del Grupo Casma.

4.4.2. Cenozoico

4.4.2.1. Paleógeno

En la época del Paleoceno, la sedimentación de las capas rojas continentales continuo, producto de ello se tiene la Formación Casapalca, constituida por areniscas rojas intercaladas con limolitas, limoarcillitas, conglomerados, yeso y calizas, su mejor exposición está al Noreste de la cuenca del río Rímac. Sin embargo, en el área de estudio, existe la predominancia de la Formación

Colqui, cuya litología consta de andesitas intercaladas con lodolitas y areniscas, brechas tobáceas, lavas porfiríticas.

También se expone una secuencia volcánica andesítica de la Formación Rímac; cuya litología consta de intercalaciones de flujo andesíticos porfiríticas grises. Además, se tiene la Formación Carlos Francisco compuesto hacia la base de conglomerados y gravas, la parte media de lavas andesíticas y hacia la parte superior tobas rojizas intercaladas con lapilli y areniscas tobáceas. En menor extensión se tiene a la Formación Bellavista, Río Blanco; cuya litología la componen calizas margosas pardas amarillentas.

4.4.2.2. Neógeno

Se tiene expuesta a la Formación Huarochirí que aflora en el centro de la cuenca Rímac, compuesta de tobas riolíticas a riodacítas, ignimbritas riolítica color rosado. También está presente la Formación Millotingo, que consta de andesitas intercaladas con lodolitas y areniscas, brechas tobáceas, lavas porfiríticas. Sin dejar de lado la presencia de la Formación Pacococha, cuya predominancia litológica volcánica la compone una intercalación de tobas de cristales, lavas andesíticas afaníticas, brechas y tobas cristalolíticas.

4.4.2.3. Cuaternario

En la llanura costera de la cuenca, se tiene la presencia de sedimentos fluvio-aluviales compuesto de gravas, intercaladas con limos, arenas, que han formado el cono aluvial, sobre el cual se encuentra un gran porcentaje de la ciudad de Lima; también se cuenta con depósitos eólicos compuesto primordialmente de arenas cuarzosas. Pero hacia el Noreste de la cuenca, al pie de las laderas ubicamos materiales poco consolidados conformados por gravas angulosos a subangulosos, intercalados con arenas, arcillas y limos.

4.4.3. Rocas ígneas

La presencia de rocas intrusivas se da ampliamente en la parte media de la cuenca, con las Super Unidades de Paccho, Patap y Santa Rosa, agrupando a dioritas, tonalitas, granodioritas, tonalitas, gabrodioritas, monzogranito y doleritas.

4.4.4. Rocas volcánicas

En este grupo están incluidos intrusiones menores, distribuidas en toda la cuenca, pero en poca extensión conformado por andesitas, riodacita y tranquiandesitas, habiendo sucedido en el Neógeno y Paleógeno.

4.5. Rasgos estructurales

La evolución tectónica de la cuenca data del Cretácico hasta probablemente el Cuaternario. En el sector occidental es evidente un sistema de fallas longitudinales, vinculadas a una fase

de compresión intracretácica, así como un sistema de fracturas y fallas transversales que obedecen a procesos tectónicos de compresión post Batolito. El sistema de fallas longitudinales muestra una dirección NO-SE, paralela a la cadena andina.

Además, se tiene fallamientos transversales que son de menor longitud. Situadas hacia la zona costera de la cuenca, dentro de este grupo se tiene a la Falla Chorrillos, que afecta a la Formación Salto de Fraile a la altura del Club Regatas, con un rumbo E-O, de movimiento normal. La falla Salto del Fraile, que pone en contacto a la Formación Herradura con la Formación Salto del Fraile, con rumbo de N75°E de movimiento sinistral normal. La Falla El Túnel, que afecta a las Formaciones Salto Fraile y Herradura, paralela al túnel de la Herradura, con un rumbo de N60°E de movimiento sinistral normal. La Falla Chira afecta a la Formación Marcavilca en la playa la Chira, con rumbo de N5°O de movimiento dextral normal. La Falla Cuello de Villa afecta a las formaciones Herradura y Marcavilca a la altura de la localidad de Villa, con rumbo N-S y de movimiento dextral normal.

Hacia la cordillera andina se presentan rocas Cretácicas plegadas, cuyos afloramientos están distribuidos en fajas pequeñas a medianas orientadas en sentido NO-SE. En el área de Sangrar-Túnel Transandino, se muestran calizas cretáceas falladas en un sistema inverso NO-SE con respecto a la Formación Casapalca.

En el sector de Tambo de Viso -Venturosa, entre el valle Rímac y la quebrada Huanchurina, la cabecera del Valle Santa Eulalia, se observan anticlinales y sinclinales orientados en sentido NO-SE. En Tambo de Viso se muestran calizas cretáceas con pliegues apretados en chevron. En el valle del Rímac esta secuencia cretácica presenta fallas de tipo normal e inverso con respecto a la serie volcánica del Paleógeno.

En el sector del puente Infiernillo se muestran fallas inversas que han cortado a las calizas del Jumasha y a un miembro de la Formación Carlos Francisco, con dirección NO-SE.

La Formación Casapalca muestra anticlinales y sinclinales de eje NO-SE, estos plegamientos han sido cubiertos por la

Formaciones Carlos Francisco, Bellavista y Río Blanco.

También destaca una falla inversa tipo cabalgamiento de Pomacocha-Ticlo, mostrando escamas de caliza Jumasha entre las capas rojas de la Formación Casapalca.

La secuencia volcánica de la cuenca presenta algunas fallas longitudinales tipo normal o inverso, de orientación NO-SE, tales como La Falla Huampara, que pone en contacto a la Formación Rímac con las Formación Santa, Carhuaz. La Falla Coluta Umazamba, que atraviesa el valle Macachaca, pone en contacto a la Formación Colqui con la Formación Rímac, y en parte con las calizas cretácicas (Salazar y Humberto, 1983).

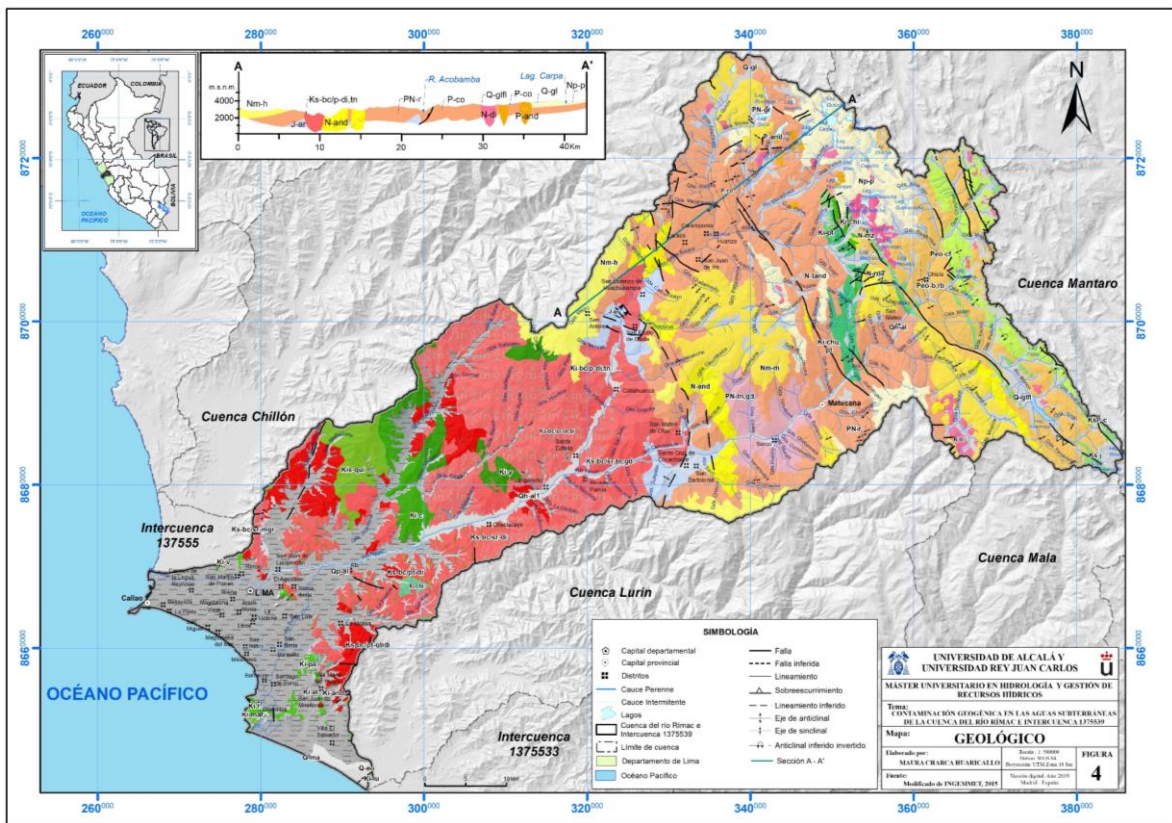


Figura 4. Mapa geológico de la cuenca del río Rímac e Intercuenca 1375539.

4.6. Hidrogeología

La cuenca del río Rímac situada en la región hidrográfica del Pacífico, presenta su zona de recarga hacia la cordillera de los Andes, donde encontramos acuíferos fisurados volcánico-sedimentarios como el Colqui y Rímac del Paleógeno que son afectadas por fallas longitudinales de dirección NO-SE, las mismas que les confieren una alta permeabilidad a estas litologías (Figura 5).

Estos acuíferos reciben gran aporte de agua en temporada de verano, ya que se producen las mayores precipitaciones (sobre los 1000 mm al año según la ANA), saturando de agua a los materiales volcánico sedimentario en sus primeros metros de espesor, dándose la recarga por precipitación. En cuanto a la zona de descarga esta se manifiesta por la presencia de manantiales, cuyos flujos de agua se acumulan en las altiplanicies originando bofedales altoandinos; así también contribuyen con agua a las quebradas formando riachuelos.

Los acuíferos en rocas volcánicas sedimentaria presentan un comportamiento variable, siendo importantes como zona de recarga, por su extensión y la precipitación que soportan. De acuerdo al mapa hidrogeológico (Figura 5) la dinámica del flujo sería de NE-SO.

En el sector noreste de la cuenca en pequeñas extensiones se presentan los acuíferos fisurados kársticos como el Jumasha y Chúlec

-Pariatambo, así también el acuífero sedimentario Chimú. Constituido por rocas sedimentarias del Cretácico las cuales han sido afectadas por fallas longitudinales de dirección NO-SE, así como fallas transversales produciendo plegamientos, que contribuyen a la permeabilidad de estas rocas. Se exponen también materiales cuaternarios en esta parte de la cuenca, que se encuentran rellenando valles, los depositados en terrazas y algunos materiales de altiplanicies; cuya litología está compuesta de gravas, arenas y matriz limosa, constituyendo así acuíferos libres de poca extensión y espesor.

Hacia la zona de la costa se aprecia el acuífero libre de amplia extensión y espesor saturado variable, expone materiales no consolidados cuya litología se compone hacia la base de gravas redondeadas en capas de materiales finos. La disposición en capas ha sido producto de la deposición de material a lo largo del tiempo por el río Rímac. Este acuífero tiene conexión hidráulica con el río Rímac dándose así la recarga del acuífero; por otro lado, las filtraciones de agua de riego de las áreas verdes también estarían recargándolo, puesto que en esta parte de la cuenca la precipitación es de 50 mm (ANA, 2010). En este acuífero se han distribuido pozos de los cuales se extrae agua subterránea para abastecimiento de la población en épocas de estiaje.

Algunos materiales geológicos no transmiten agua subterránea a rangos significantes, mientras otros sólo permiten pequeñas

cantidades de flujo a través de ellos, estos son los denominados acuitardos respectivamente. Aunque ellos no transmiten mucha agua, ellos influyen en los movimientos del agua a través de los acuíferos (Brassington, 2007).

En la cuenca del río Rímac e Intercuenca 1375539 la mayor parte de la superficie está conformada por acuitardos, ubicándolas en la parte baja y media de la cuenca principalmente (Figura 5). Estas unidades ocurren como grandes cuerpos intrusivos del Batolito de la Costa (cuenca media) y algunas otras rocas de poca extensión que se manifiestan en forma de diques y venas (cuenca alta).

Esta unidad hidrogeológica no presenta porosidad primaria, y tienen una permeabilidad insignificante. Sin embargo, el intemperismo y tectonismo de la zona, le imparten una porosidad secundaria, así como una permeabilidad variable. En estos materiales la única forma de circulación que tiene el agua subterránea es a través de fallas y/o fracturas regionales.

Se ha determinado también acuitardos volcánicos sedimentarios a las formaciones Huarochirí, Millotingo, Quilmaná, Chilca y Arahua; las mismas que afloran en la parte media y baja de la cuenca. Debido a las propiedades hidrogeológicas que tienen sus materiales por su baja porosidad y permeabilidad, ya que llegan a saturarse de agua en su interior, pero la transmisibilidad es muy lenta.

También se ha diferenciado a los acuitardos sedimentarios dentro de los cuales se tiene a las formaciones Bella Vista – Río Blanco, Casapalca, Santa-Carhuaz, a las formaciones del Grupo Lima, Grupo Morro Solar y Grupo Puente Piedra. Afloran en poca extensión cada formación, pero conjuntamente son una gran unidad acuitarda de escaso interés hidrogeológico.

Estos acuitardos actúan como barreras dentro de la cuenca, y por sus escasas propiedades de porosidad y permeabilidad, contribuyen más al aporte de agua hacia los acuíferos superficiales, que a la recarga de acuíferos más profundos.

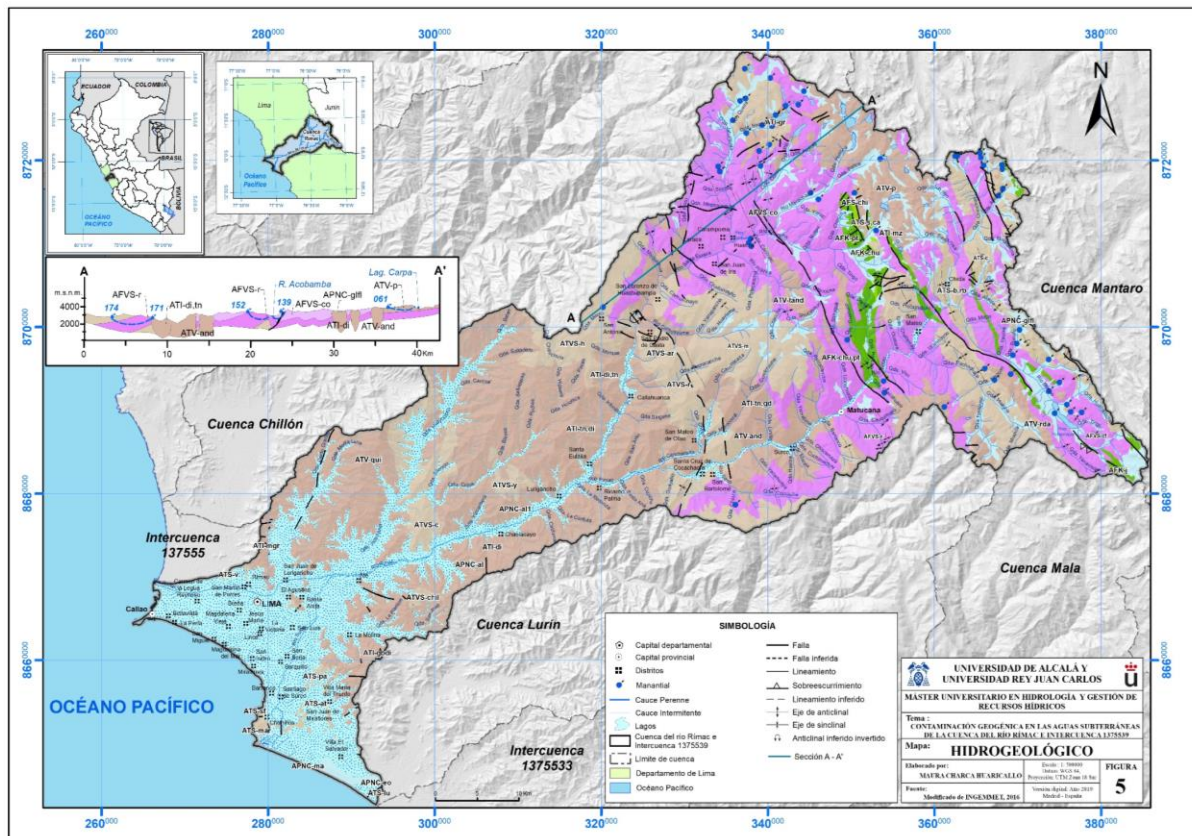


Figura 5. Mapa Hidrogeológico de la cuenca del río Rímac e Intercuenca 1375539.

LEYENDA						
ERA	SISTEMA	SERIE	CLASIFICACIÓN	UNIDADES LITOESTRATIGRÁFICAS	LITOLOGÍA	HIDROGEOLOGÍA
CENOZOICO	Cuaternario	Holoceno	Acuífero	Depósito marino	Arenas y cantos bien clasificados	Acuíferos libres de poco espesor recargados por las precipitaciones, y el cauce del río. Presencia de surgencias.
				Depósito eólico	Arenas cuarzosas	
		Pleistoceno	Depósito aluvial	Arenas, cantos redondeados a subredondeados, bolos	APNC-ao	
			Depósito glacial, fluvial	Bloques rocosos subangulosos a subredondeados, rellenos con arcillas, limos y arenas	APNC-al	
	Neógeno	Plioceno	Acuitando	Formación Pacococha	Intercalación de tobas de cristales y lavas andesíticas afaníticas	ATV-p
				Formación Milotongo	Andesitas intercaladas con lodolitas y areniscas	ATVS-m
				Formación Huarochiri	Tobas riolíticas a rioloditas	ATVS-h
		Mioceno	Acuitando	Rocas volcánicas	Agrupas a las traquiandesitas, andesitas, rioloditas	ATV-ans,tand,rda
				Formación Rímac	Intercalaciones de flujos andesíticos porfíricos grises con tobas de cristales rosáceas a carúcuas y areniscas subordinadas	AFVS-r
				Formación Colqui	Andesitas intercaladas con lodolitas y areniscas	AFVS-co
Paleógeno	Oligoceno	Acuífero	Formación Carlos Francisco	Conglomerados, gravas, lavas andesíticas, tobas rojizas intercaladas con lapilli y areniscas tobáceas	AFVS-cf	
			Formación Bellavista, Río Blanco	Calizas margosas pardas amarillentas	ATV-h, rb	
	Paleoceno	Acuitando	Formación Casapalca	Areniscas rojas intercaladas con limolitas, limoarcillitas, conglomerados, yeso y calizas.	ATS-c	
			Formación Jumasha	Calizas micríticas en capas medias o gruesas, intercaladas con calizas nodulares	AFK-j	
MESOZOICO	Superior	Acuífero	Formación Chálec Pariatambo	Calizas que forman secuencias de grano y estrato creciente	AFK-chu, pt	
			Formación Santa Carhuaz	Limoarcillitas rojas intercaladas con areniscas blancas y calizas grises	ATS-s,ca	
			Formación Chimú	Areniscas cuarzosas blancas intercalado con limoarcillitas grises y niveles de carbón	AFS-chi	
		Acuitando	Rocas ígneas	Agrupas a las rocas intrusivas que forman parte del Batolito de la Costa e intrusivos menores	ATI-d,sn,gb,ls,mgr,gl	
			Formación Quilmaná	Proclastos y derrames andesíticos masivos	ATVS-qa	
			Formación Chilca	Tobas ígneas y vítricas con intercalaciones de brechas volcánicas	ATVS-chil	
	Inferior	Acuitando	Formación Atocongo	Calizas gris clara a beige, altamente silicificado por metamorfismo termal	ATS-at	
			Formación Pamplona	Areniscas intercaladas con lutitas y calizas, con algunos niveles de margas calcáreas	ATS-pa	
			Formación Lurín	Calizas micríticas grises con estratos de limolitas	ATS-lu	
			Formación Marcavilca	Areniscas cuarzosas de grano medio a fino	ATS-mar	
Jurásico Superior	Acuitando	Formación Herradura	Calizas gris oscuras, limoarcillitas con areniscas pardas	ATS-h		
		Formación Salto del Fraile	Arenisca gris verdosa, limolitas abigarradas y areniscas cuarzosas grises	ATS-sf		
		Formación Yangas	Andesitas masivas, lodolitas, margas silicificadas con chert	ATS-y		
		Formación Ventanilla	Limolitas y arcillas abigarradas intercaladas con limolitas y areniscas limosas	ATS-v		
Jurásico Superior	Acuitando	Formación Arahuay	Metavolcánicos andesíticos con lodolitas calcáreas, calizas bituminosas, andesitas, hornfels	ATVS-ar		

Figura 5. (Continuación) Mapa Hidrogeológico de la cuenca del río Rímac e Intercuenca 1375539.

5. METODOLOGÍA.

El inventario y muestreo de los puntos de agua subterránea se realizó en los años 2012 a 2013 por el equipo técnico del Programa de Hidrogeología del INGEMMET. Para lo cual se recopiló información de ubicación, coordenadas geográficas, parámetros

fisicoquímicos además de recolectar muestras para el respectivo análisis químico.

En la tabla 3 se muestra los parámetros fisicoquímicos que se midieron con el equipo multiparamétrico portátil Orion Star A329, además de los parámetros químicos que fueron analizados en laboratorio.

Parámetro	Unidad
Temperatura (T)	°C
Conductividad Eléctrica (C.E.)	µS/cm
Potencial de hidrogeniones (pH)	Unidades de pH
Aniones mayoritarios Cl ⁻ , HCO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻ , F ⁻ y NO ₂ ⁻	mg/L
SiO ₂	mg/L
Cationes mayoritarios Ca, Mg, Na, K	mg/L
Elementos Traza As, Fe, Mn, Mo y Zn	mg/L

Tabla 3. Parámetros fisicoquímicos determinados en los puntos de agua subterránea.

Para el desarrollo del estudio se recolectó 54 muestras de agua subterránea en botellas de polietileno de 500 ml, una muestra se filtra con membranas de 0,45 µm y se preserva con ácido nítrico (pH<2) para estabilizar los metales disueltos de la solución, para determinar cationes y elementos traza; y otra muestra para aniones. Dichas muestras fueron analizadas en el Laboratorio de Química de INGEMMET, la metodología de análisis se describe según la tabla 4.

calculando el error del balance iónico de los iones principales. Se puede lograr un error de balance iónico de menos del 5% con un equipo analítico moderno y ciertamente menos del 10% (Hiscok, 2005).

$$\% \text{ Error} = \frac{\sum \text{cationes} - \sum \text{aniones}}{\sum \text{cationes} + \sum \text{aniones}} \times 100$$

Antes de empezar con las interpretaciones hidroquímicas, se verificó la calidad de los análisis químicos de laboratorio y la condición de electroneutralidad, que la suma del peso equivalente de los cationes sea igual a la suma del peso equivalente de los aniones. Esta verificación se lleva a cabo habitualmente

Nº	Parámetro de Análisis	Metodología de análisis	Analito
1	Alcalinidad Total	Volumétrico, Titrimétrico, pH 4.5, SM 2320-B	Carbonato (CO ₃ ⁻) y Bicarbonato (HCO ₃ ⁻)
2	Aniones	Cromatografía Iónica EPA Method 300.0/ Determination of inorganic anions by ion chromatography	Nitrito (NO ₂ ⁻), Nitrato (NO ₃ ⁻), Fluoruro (F ⁻), Cloruro (Cl ⁻), Sulfatos (SO ₄ ²⁻)
3	Metales Disueltos	Espectrometría de emisión atómica por plasma acoplado inductivamente (ICP-OES)	Digestion EPA Method 200.7 Na, Mg, K, Ca, Sr, Li, SiO ₂ , Al, As, B, Ba, Ce, Cr, Cu, Fe, Mn, Ti, Zn, S*
		Espectrometría de masa por plasma acoplado inductivamente (ICP-MS)	Digestion EPA Method 200.8 Ag, Al, As, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Th, Tl, U, V, Zn, Sr*, Li* B*, Bi* Ce*, La*, Sn*, Ti*, Y*, W*

Tabla 4. Método de análisis usados para las muestras de agua subterránea.

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Uno de los objetivos del estudio es la caracterización hidroquímica de las aguas subterráneas, por lo que se realizó muestreos puntuales generales en los 54 manantiales permanentes dentro de la cuenca (Figura 6), algunos de ellos son usados para bebida de personas y animales, así como para riego de pastizales.

El análisis del presente estudio se enfoca en la presencia de elementos traza disueltos en el agua subterránea, por lo que se presentará la distribución de sus concentraciones dentro de la cuenca, y después sus relaciones con otros iones y las propiedades físicas del agua.

6.1. Características fisicoquímicas

Los parámetros físicos del agua como son el potencial de hidrogeniones (pH), conductividad eléctrica (CE) y temperatura han sido medido in situ durante el periodo de muestreo. Por lo que sus resultados se detallan a continuación.

6.1.1. pH

El pH es una medida de acidez o alcalinidad del agua subterránea, es importante la medida de este parámetro porque controla muchas de las reacciones químicas involucradas en el agua subterránea y también influye fuertemente en la presencia o ausencia de arsénico, hierro, manganeso y nitrógeno (Davidson y Wilson, 2011).

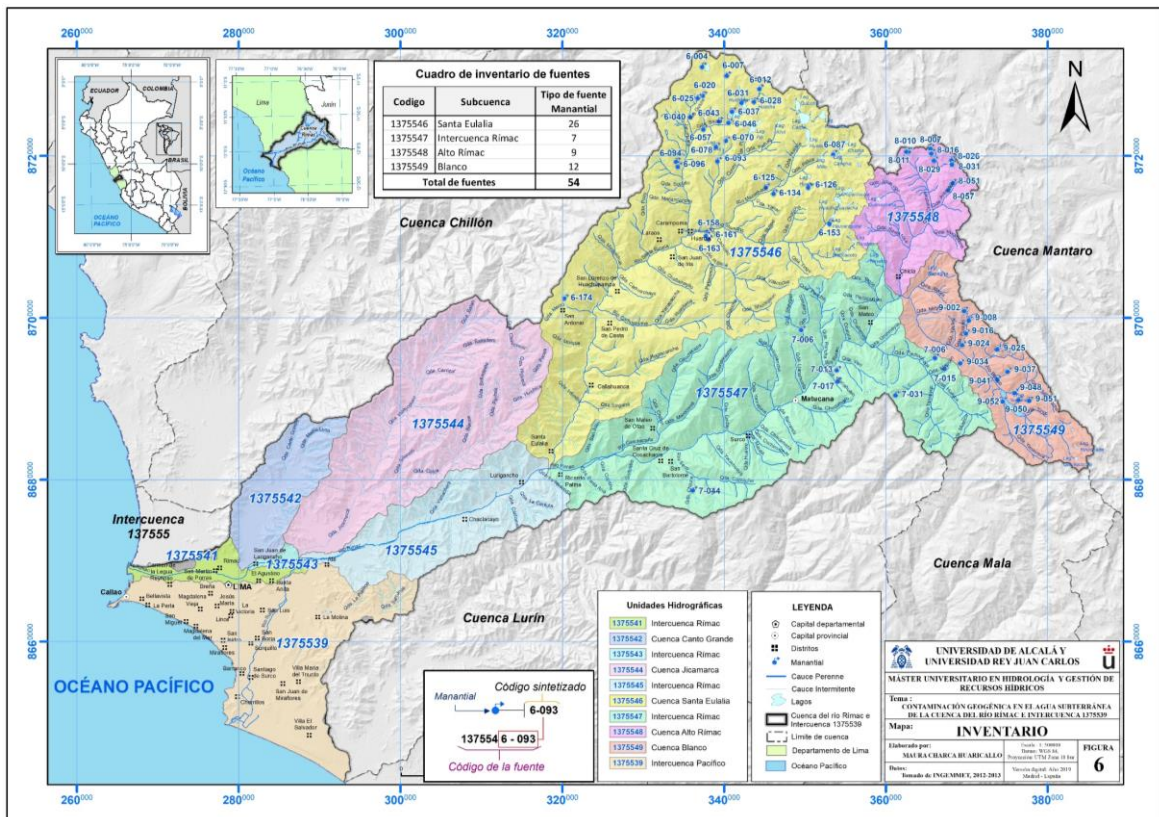


Figura 6. Localización de las fuentes de aguas subterráneas muestreadas en la cuenca del río Rimac e Interoceanica 1375539.

Los valores de pH se registraron en los 54 manantiales (Figura 7), los mismos que fluctúan entre 3,42 a 9,25, con un promedio de 7,64 (n=54). De lo cual 3 manantiales mostraron valores de pH entre 3,42 (6-020, Huancatahui) a 4,28 (6-031, Corral Amarillo 1) con una tendencia ácida; 46 manantiales presentaron valores de pH en el rango de 6,83 (6-134, Coropashca) a 8,41 (8-011, Antajasha 3) aguas neutras; y 5 manantiales con valores de pH entre 8,53 (9-024, Callona) a 9.25 (9-034, Patacancha 2) aguas con tendencia alcalina.

El pH del agua subterránea puede afectar a las concentraciones de muchos elementos traza en el agua subterránea, incluyendo el Cadmio, Cobalto, Cobre, Plomo, Níquel y Zinc. Estos elementos traza comúnmente existen como iones de cargas positivas, o cationes, que son más propensos a ser absorbidos, o adheridos, a recubrimientos de óxidos de metal en sedimentos del acuífero a un pH alto (Warner y Ayotte, 2014).

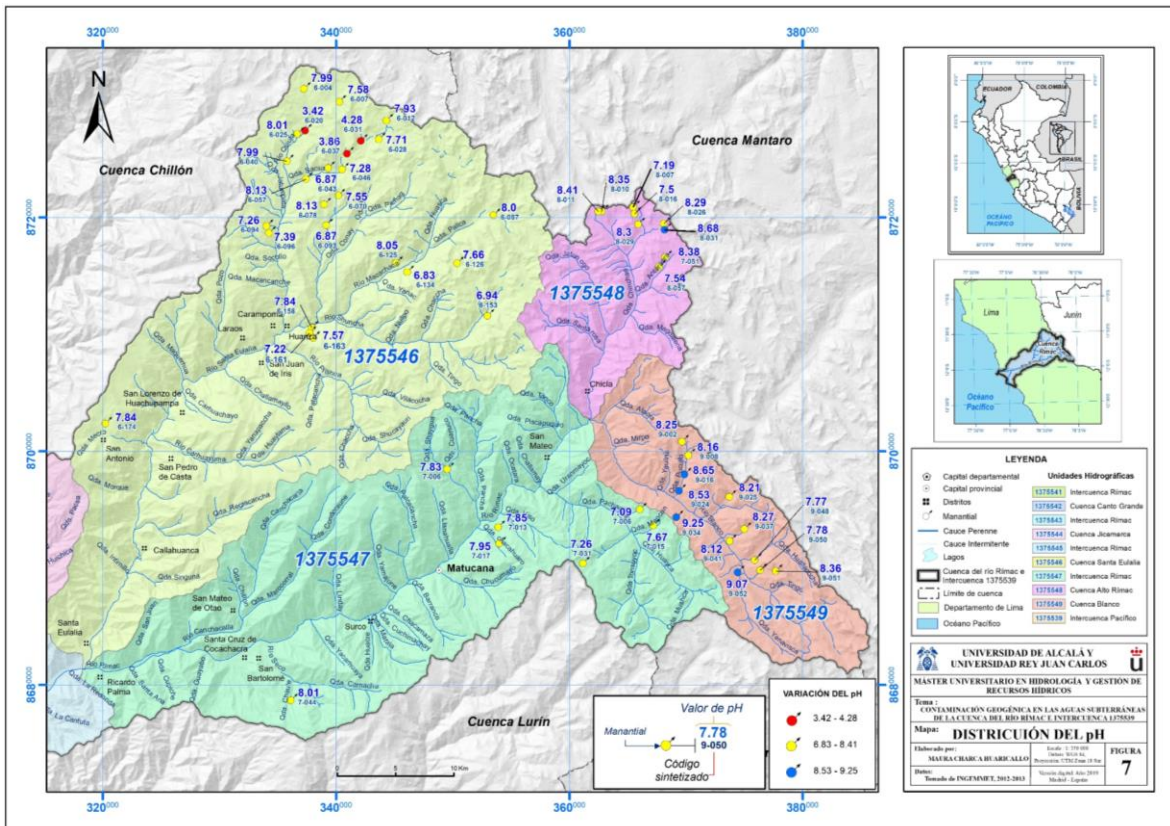


Figura 7. Distribución del parámetro de pH en la zona de estudio.

6.1.2. Temperatura

La distribución espacial de la temperatura en un acuífero depende de la conductividad térmica e hidráulica del medio, de la relación longitud/profundidad de la cuenca, configuración del nivel freático, distribución de la temperatura ambiente respecto a las zonas de recarga y descarga, etc. La temperatura de las aguas subterráneas es muy poco variable (Custodio y Llamas, 2001).

Los manantiales muestran temperaturas en el rango de 3,3°C (8-011, Antajasha 3) a 17,4°C (7-044, Chaute), con un valor promedio de 8,4 °C.

6.1.3. Conductividad Eléctrica

La medida de la conductividad eléctrica (CE) de una solución es un indicador de las sales disueltas, este hecho es posible porque el agua subterránea es una solución electrolítica con componentes disueltos presentes en forma iónica (Hiscok, 2005).

La conductividad eléctrica del agua subterránea dentro de la cuenca varía en el rango de 49,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (8-007, Pucacocha 2) a 954,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (7-044, Chaute) con un valor promedio de 226,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 8). Si los valores los comparamos con los Estándares de Calidad Ambiental de Perú (ECA) para agua, según la Categoría 1 Clase A2 cuyo límite es de 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, los valores estarían por debajo de este valor.

En la zona de estudio se observa que 8 manantiales presentan valores de CE menor a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 8), los mismos que se encuentran situados en zonas de mayor altitud (4272 a 4941 m.s.n.m.), que evidencian el poco tiempo de contacto entre las aguas de infiltración y el acuífero por lo que no es suficiente para adquirir mineralización.

En general a partir de este parámetro se podría indicar que son aguas con mineralización baja y de poco tiempo en contacto con el acuífero. Sin embargo, este valor no es suficiente para indicar el estado del agua subterránea, en líneas posteriores analizamos los elementos que están presentes, ya que también es necesario saber de qué está compuesta el agua.

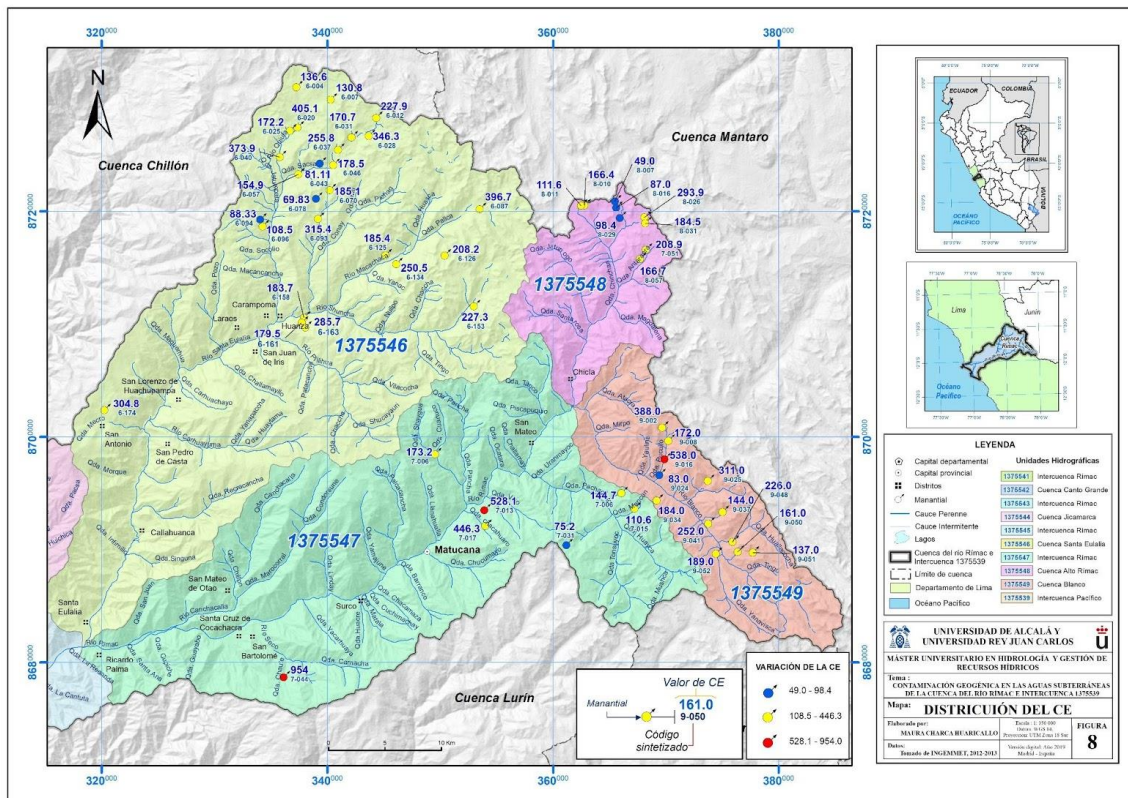


Figura 8. Distribución de la CE en la zona de estudio.

6.2. Facies hidroquímicas

Para determinar las facies hidroquímicas se ha analizado los 54 manantiales pertenecientes a los diferentes acuíferos existentes en la cuenca. Debido a la gran variedad de componentes y características fisicoquímicas del agua subterránea, nos exige la clasificación a fin de informar de forma sencilla la composición química o sobre

algunos aspectos de esta. En este estudio se optó por el uso de diagramas de Piper.

6.2.1. Diagramas de Piper

El agua subterránea acumula solutos con la distancia recorrida a lo largo de su trayectoria, entonces a partir de las concentraciones de los iones mayoritarios se ha determinado el tipo de agua de los 54 manantiales muestreados. La

información química se ha agrupado en 3 tipos de agua: bicarbonatada cálcica, sulfatada cálcica y sulfatada cálcica magnésica (Figura 9).

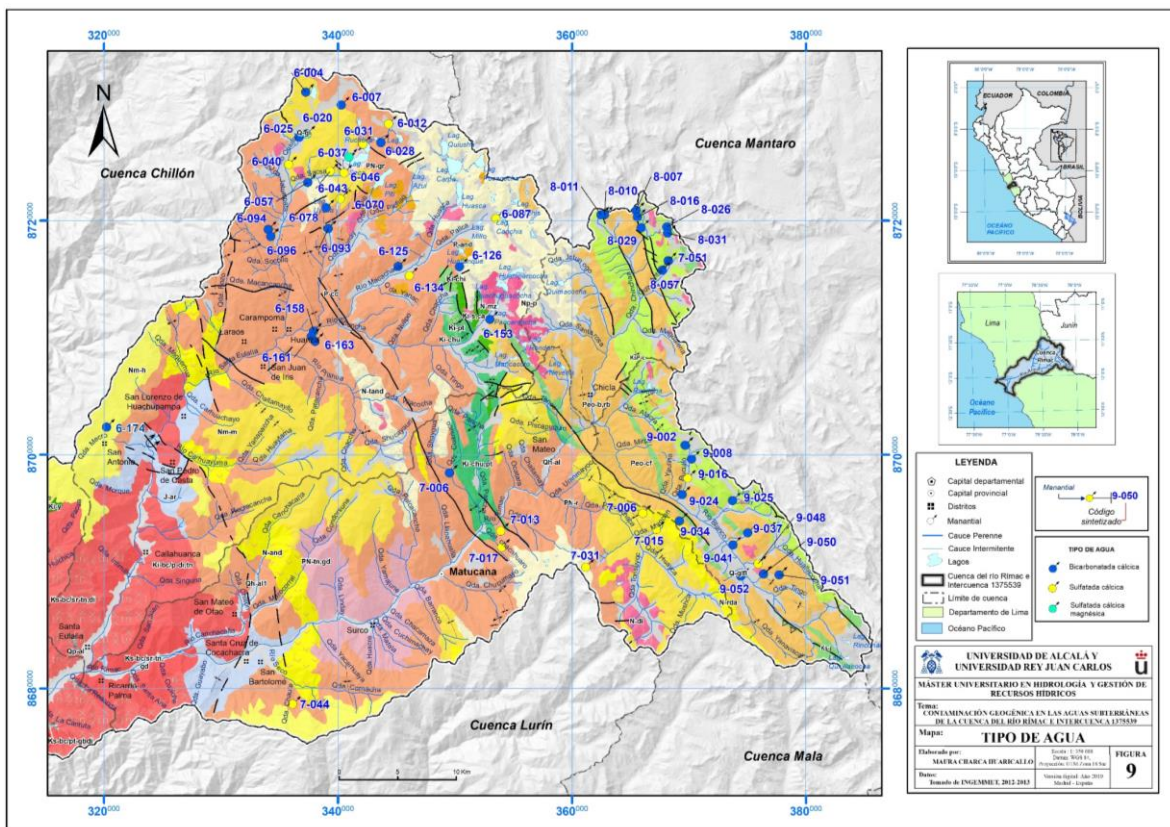
El grupo del tipo bicarbonatada cálcica, es el predominante agrupando a 36 manantiales que están sobre los 3520 m.s.n.m. a 4941 m.s.n.m. cuyos afloramientos de agua en superficie se asocian a las formaciones volcánicas sedimentarias Rímac, Colqui que se encuentran en contacto con los depósitos cuaternarios

La CE de este tipo de agua está en el rango de 49,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 388,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ estando por debajo de los 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ asociado a la meteorización de silicatos presentes en los flujos andesíticos y tobas de la Formación Colqui y Rímac; con

valores de pH entre 6,87 y 9,25, mostrando una tendencia alcalina, debido a la presencia de bicarbonato en el agua que va de 31,13 a 178,74 mg/L que le confieren esta característica.

En cuanto a las concentraciones de calcio presente en las muestras este va de 8,33 mg/L a 72,44 mg/L; las aguas dulces presentan valores entre 10 y 250 mg/L frecuentemente (Custodio y Llamas, 2001). La presencia de Ca^{2+} en el agua subterránea está controlada por procesos de precipitación-disolución en el sistema carbonato-bicarbonato (pCO_2 y pH) y por el intercambio catiónico con la fase sólida (Na^+ , Mg^{2+} , etc).

Figura 9. Distribución espacial de los tipos de agua que se presentan en el área de estudio.



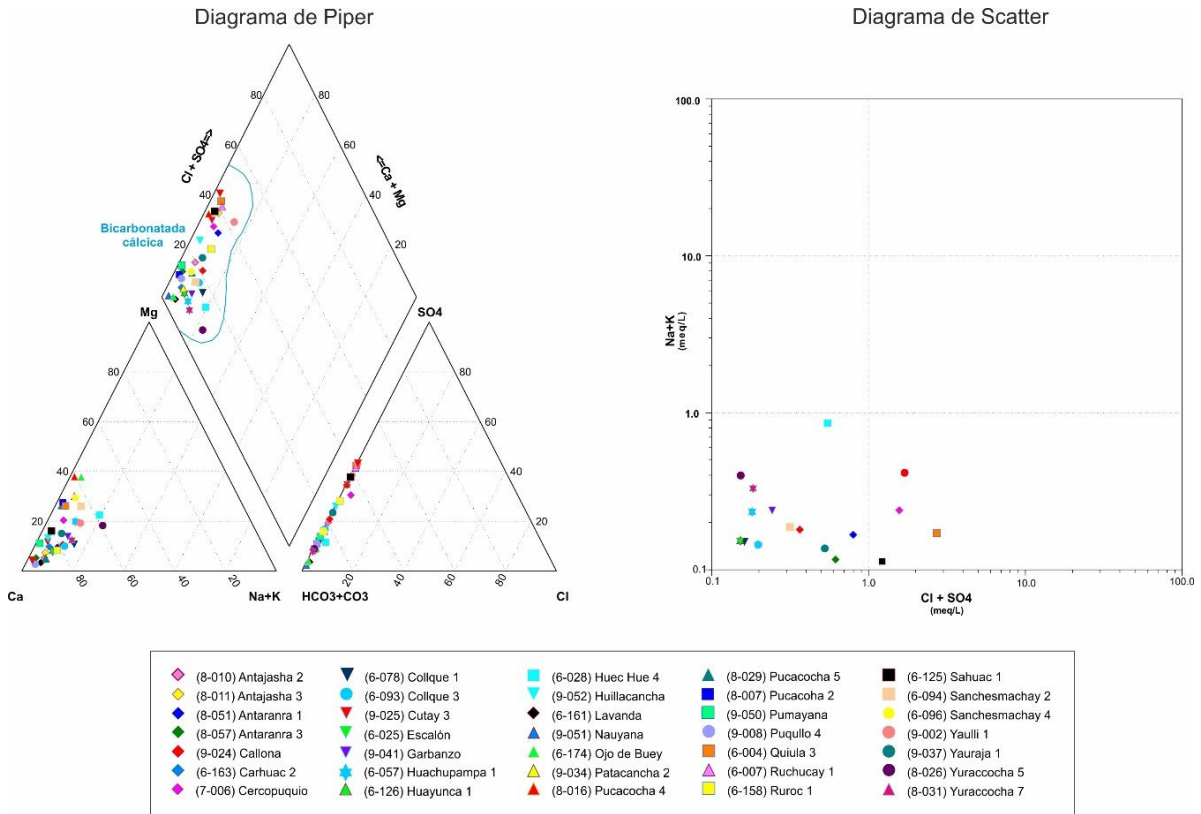


Figura 10. Diagrama de Piper y Scatter del tipo de agua bicarbonatada cálcica.

De acuerdo al diagrama Scatter (Figura 10) se usó la relación $\text{Na}^+ + \text{K}^+ \text{ vs } \text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$ propuesta por Mifflyn (1988) para determinar el sistema de flujo en base a la composición química. Se observa que las concentraciones de los aniones no superan los 10 meq/L, y las concentraciones de los cationes es inferior a 1 meq/L, por ello se podría decir que son aguas de flujo local de poco recorrido, la evolución de estos flujos con relación al tiempo de circulación es corta y de poca profundidad. Mostrando áreas de drenaje de rocas relativamente menos permeables (Bouamama, 2000), que se forman a partir de la recarga de agua y disolución de los minerales de silicatos a lo largo de la trayectoria del flujo.

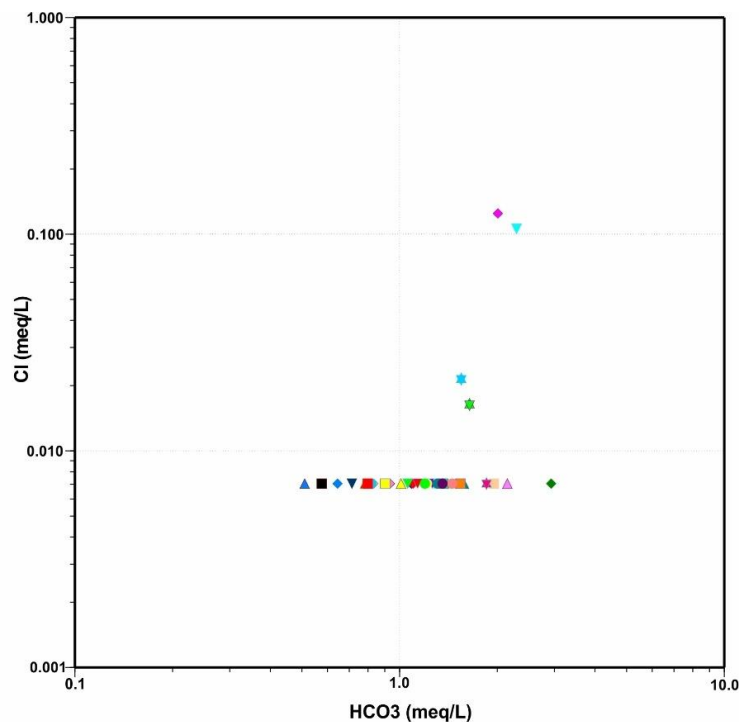
A partir del cálculo de Índice de Maduración (MI) los valores para este grupo de muestras están entre 0,001 a 0,030 indicando tiempos de residencia cortos.

Al establecer la relación iónica entre el HCO_3^- y Cl^- se presentan valores inferiores a 0,06 lo cual identifica a aguas continentales, pues el índice para aguas continentales debe estar ente 0,1 a 5; en la figura 11 se muestra que los bicarbonatos tienen predominancia sobre ion cloruro, demostrando que existe una relación litológica con rocas volcánicas presentes en la cuenca, pues estas presentan HCO_3^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe tot.

La relación de estroncio y calcio (Sr/Ca) se pueden usar para identificar el grado de

interacción de los flujos de agua con la roca. El estroncio puede reemplazar el calcio y el magnesio en los minerales de carbonato, por lo que debería aumentar a medida que los minerales de carbonato se disuelven (Hershey et al., 2010). El agua subterránea que ha experimentado muy poca interacción agua-roca tendrá una relación Sr/Ca menos de 0,02; para el grupo de estas muestras, se tiene un

grupo de 33 manantiales que presentan valores de 0,001 a 0,019, y otro grupo de 3 manantiales que muestran valores de 0,031 a 0,038 que indican una interacción limitada entre agua y roca o que las aguas subterráneas no se saturaron completamente con calcio.



◇ (8-010) Antajasha 2	▼ (6-078) Collque 1	■ (6-028) Huec Hue 4	▲ (8-029) Pucacocha 5	■ (6-125) Sahuac 1
◇ (8-011) Antajasha 3	● (6-093) Collque 3	▼ (9-052) Huillacancha	■ (8-007) Pucacocha 2	■ (6-094) Sanchesmachay 2
◇ (8-051) Antaranra 1	▼ (9-025) Cutay 3	◆ (6-161) Lavanda	■ (9-050) Pumayana	● (6-096) Sanchesmachay 4
◇ (8-057) Antaranra 3	▼ (6-025) Escalón	▲ (9-051) Nauyana	● (9-008) Puqullo 4	● (9-002) Yaulli 1
◇ (9-024) Callona	▼ (9-041) Garbanzo	▲ (6-174) Ojo de Buey	■ (6-004) Quiula 3	● (9-037) Yauraja 1
◇ (6-163) Carhuac 2	★ (6-057) Huachupampa 1	▲ (9-034) Patacancha 2	■ (6-007) Ruchucay 1	● (8-026) Yuracocha 5
◇ (7-006) Cercopuquio	▲ (6-126) Huayunca 1	▲ (8-016) Pucacocha 4	■ (6-158) Ruroc 1	▲ (8-031) Yuracocha 7

Figura 11. Concentración de cloruro versus bicarbonatos en las muestras de agua subterránea.

El grupo del tipo sulfatada cálcica agrupa a 16 manantiales, como puede observarse en diagrama de Piper (Figura 12) estas fuentes se ubican sobre los 2533 m.s.n.m. y 4885 m.s.n.m. afloran en superficie en contacto con las Formaciones Millotingo, Colqui, Pacococha y los depósitos cuaternarios.

El pH de este grupo varía entre 4,28 a 8,65, presentando a la fuente Corral Amarillo 1 (6-031) con un valor bajo de pH igual a 4,28 con una tendencia corrosiva para los metales y en combinación con otros factores aceleran notablemente su corrosión (Viatcheslav V., 2016). La CE esta entre 75,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 954,0

$\mu\text{S}/\text{cm}$ valores que si son comparados con el valor de CE que es de $1500 \mu\text{S}/\text{cm}$ expuesto en el ECA de agua para la categoría A clase 2 de Perú estarían por debajo del límite.

Las concentraciones de SO_4^{2-} están entre $18,63 \text{ mg}/\text{L}$ a $184,0 \text{ mg}/\text{L}$. Este ion aumenta a medida que disminuye la cota en algunos manantiales. El Ca^{2+} se presenta en el rango de $8,84 \text{ mg}/\text{L}$ a $80,90 \text{ mg}/\text{L}$, debido a las plagioclasas presentes en las andesitas del acuífero volcánico sedimentario de la cuenca. De acuerdo con Toth (1963,1970), las aguas asociadas a flujos de mayor recorrido y profundidad adquieren progresivamente CE y temperatura más elevadas y sus facies se van modificando desde bicarbonatadas a

sulfatadas, y finalmente a cloruradas. La relación $\text{Cl}/\text{SO}_4^{2-}$ aumenta con la CE lo que indicaría una evolución hidrogeoquímica.

Respecto al diagrama Scatter (Figura 12), se aprecia que los componentes aniónicos no superan los $10 \text{ meq}/\text{L}$ y los cationes tampoco superan $1 \text{ meq}/\text{L}$. Se puede decir que son aguas de flujo local de poco tiempo de tránsito en contacto con rocas volcánicas sedimentarias antiguas. Con respecto a su MI el valor se encuentra entre $0,0001$ a $0,012$ indicando tiempos de residencia corta, asociado a zonas de descarga.

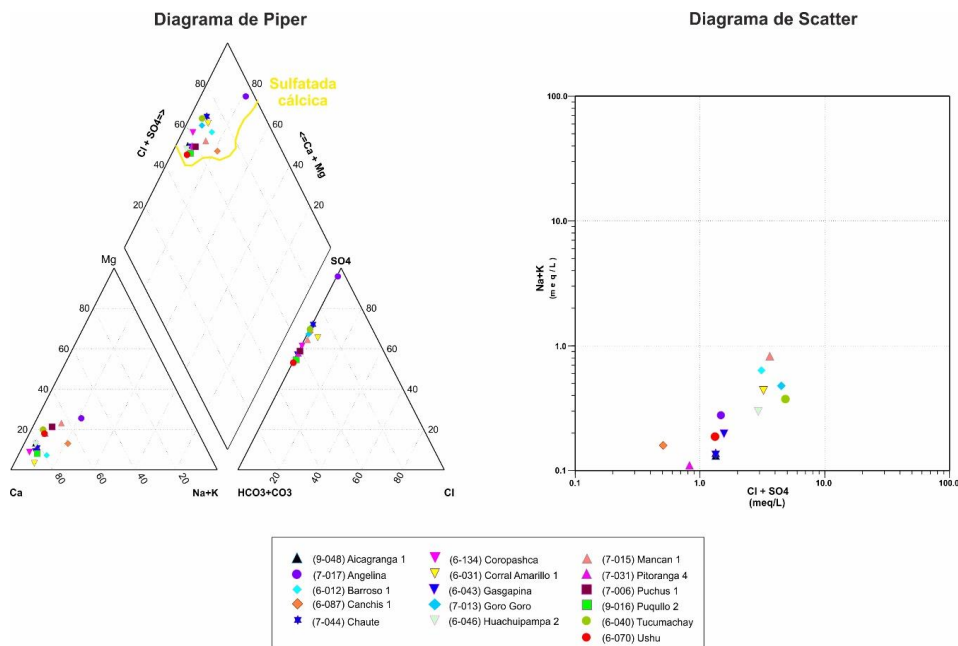


Figura 12. Diagrama de Piper y Scatter para aguas del tipo sulfatada cálcica.

El grupo del tipo sulfatada cálcica magnésica según el diagrama de Piper (Figura 13) agrupa a 2 fuentes Huancatahui (6-020) y Sacsá 2 (6-037), que afloran sobre los 4435 m.s.n.m en

contacto litológico entre los depósitos glaciares y la Formación Millotingo.

Este grupo presenta valores de pH de 3.42 y 3.86 aguas con tendencia ácida, CE de 405,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 255,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Estas fuentes muestran un enriquecimiento en el ion sulfato, parecen estar controladas por la existencia de las andesitas, brechas y lavas

porfíricas de la Formación Millotingo poco permeable.

El índice de madurez calculado es bajo siendo de 0,003 y 0,005, lo que indica que se trata de agua menos madura, con reducidas fases de disolución-precipitación.

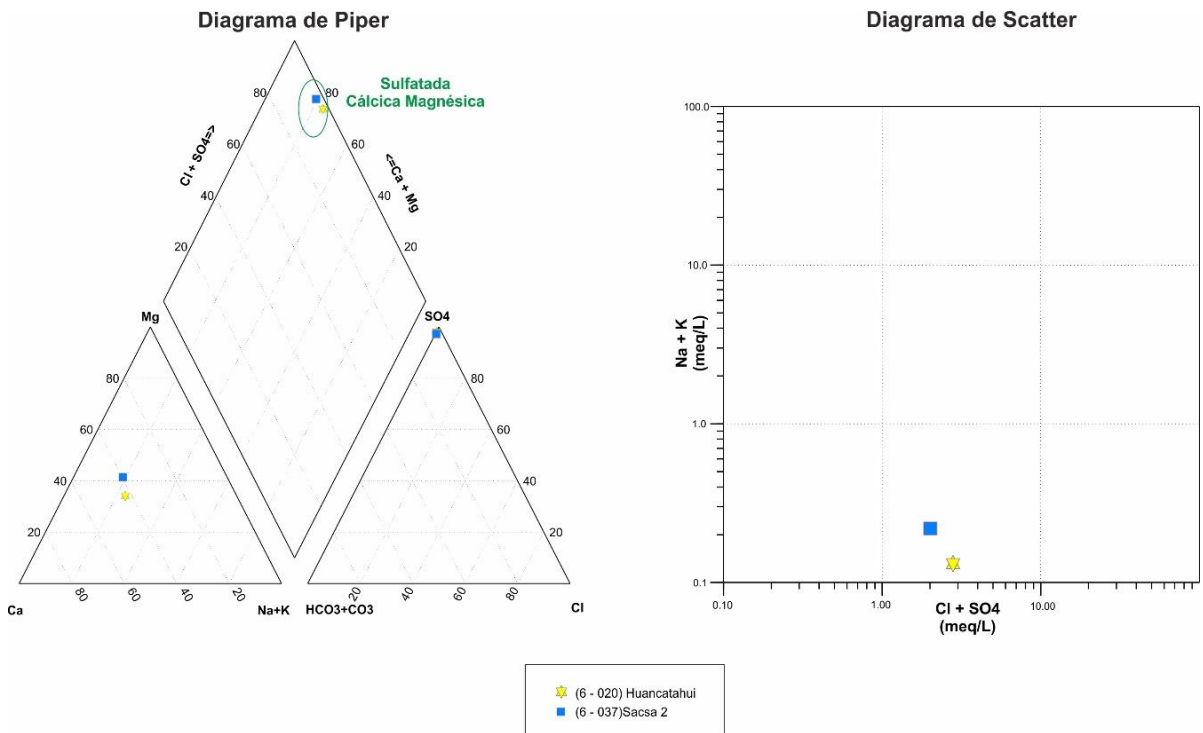


Figura 13. Diagrama de Piper y Scatter para aguas del tipo sulfatada cálcica magnésica.

Durante la meteorización y la circulación del agua en rocas y suelos, los iones se filtran y se disuelven en el agua subterránea. Las formaciones geológicas, la interacción agua-roca y la movilidad de los iones son factores primordiales que influyen en la geoquímica de las aguas subterráneas. En la figura 14 TDS versus $\text{Cl}/(\text{Cl}+\text{HCO}_3^-)$ son usados para identificar los procesos de interacción agua-roca; del gráfico se observa que la mayor parte de los manantiales se sitúan en la región de dominio de la roca, lo que indica la

intemperización química inducida por la precipitación junto con la disolución de minerales formadores de roca que han contribuido en la modificación de la química del agua subterránea.

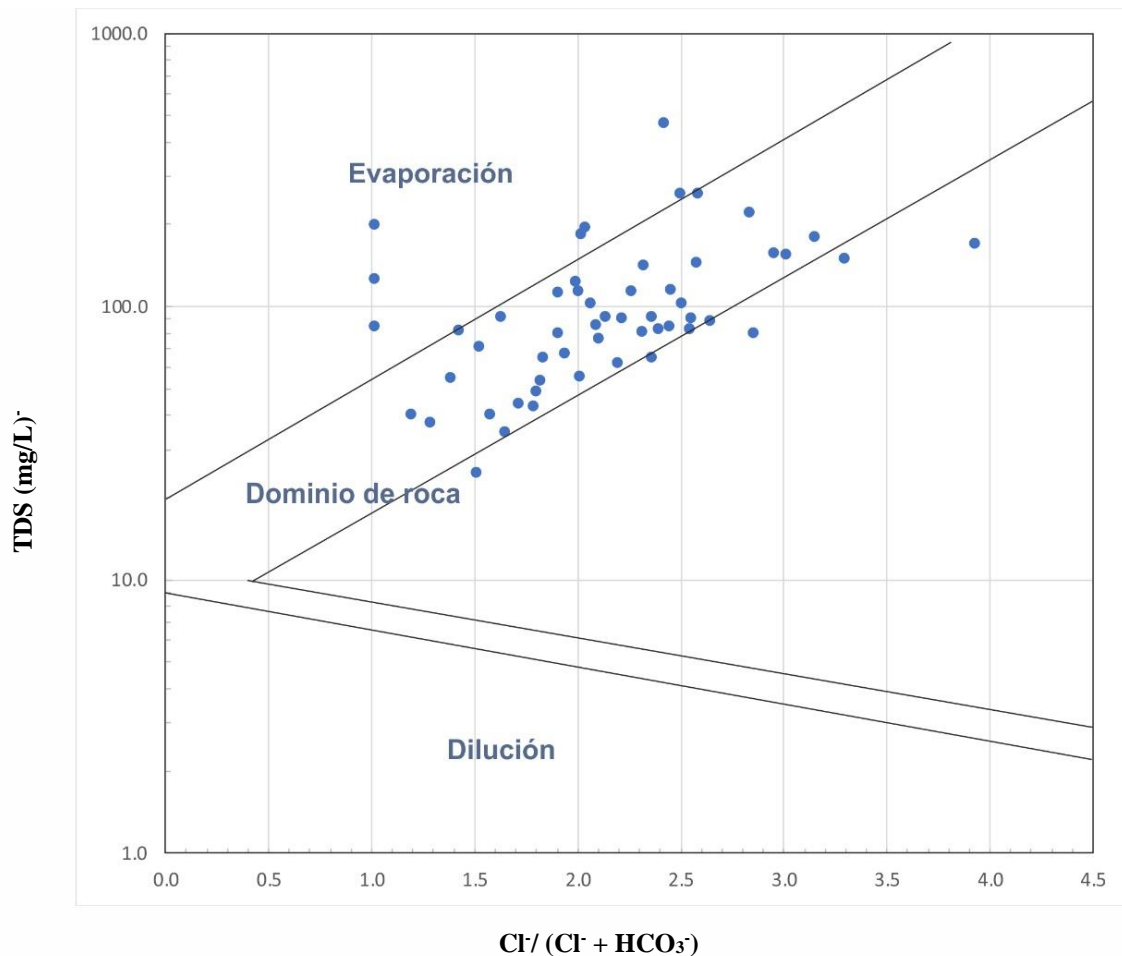


Figura 14. Diagrama de Gibbs donde se identifican procesos de Interacción agua roca para el área de estudio, basado en el artículo de Sandoval I. et al, 2016.

6.3. Elementos traza

Dentro de los elementos traza que se ha detectado concentraciones está el Arsénico, el cual está presente en los 54 manantiales en el rango de 0,011 mg/L a 0,103 mg/L, con un valor promedio de 0,037 mg/L; si este valor se compara con lo establecido por la OMS cuyo límite es de 0,01 mg/L para agua de bebida, este límite se estaría excediendo.

Un contaminante es definido según el EPA como alguna sustancia o materia física, química, biológica o radiológica que tiene un efecto adverso sobre el aire, agua o suelo.

La concentración de ciertas sustancias tóxicas u otras más allá de los límites aceptables para el consumo humano puede tener lugar debido a la disolución de los materiales del acuífero. El aumento de la concentración de fluoruro, arsénico, hierro y otros metales pesados en el agua subterránea generalmente se debe a este tipo de contaminación (Singhal y Gupta, 2010). La calidad natural de agua de bebida depende primordialmente de la geología y suelos de la cuenca, otros factores tales como uso de la tierra y disposición de contaminantes son también importantes.

En promedio las rocas de origen ígneo, volcánico en especial las cenizas, contienen alto As excepcionalmente y son a menudo la causa de las aguas con alto As, pero en promedio, los vidrios volcánicos incorporan aproximadamente 6mg/Kg de As (Smedley et al. 2002).

La cantidad de un elemento traza que es absorbido por los sedimentos del acuífero o disueltos en el agua subterránea depende de la cantidad de óxidos de metal y de carbón orgánico disuelto presente. Además, a pH casi neutro (pH alrededor de 7) y bajo condiciones

óxicas, los recubrimientos de óxido metálico (tales como óxido de hierro) son estables, pero bajo condiciones anóxicas (al mismo pH), estos sedimentos pueden disolverse, liberándose en el agua subterránea elementos traza absorbidos a ellos (Warner y Ayotte, 2014). Este proceso se hace visible en la figura 15, a pH alto las concentraciones de Arsénico presentan una distribución variable en el agua subterránea de los acuíferos, sin embargo, a pH ácido también se tiene concentraciones de As. por encima del límite normado.

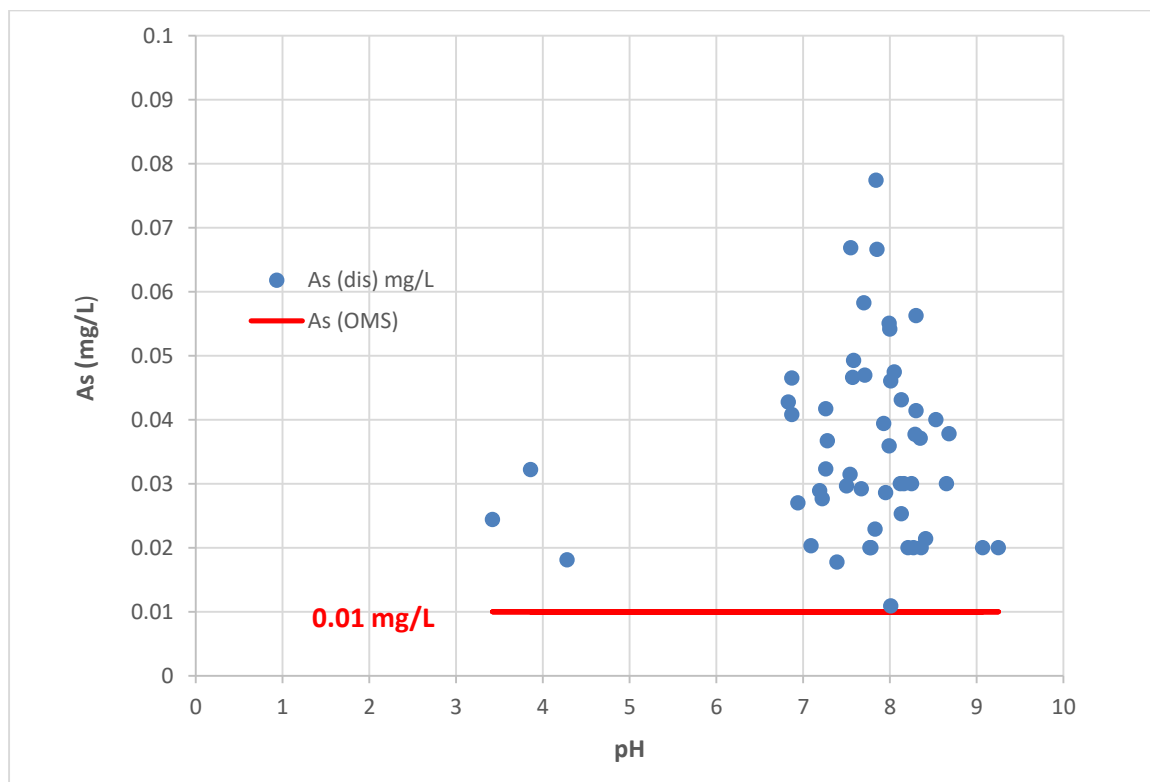


Figura 15. pH versus concentración de arsénico (mg/L), a medida que aumenta el pH las concentraciones de Arsénico se han liberado en las aguas subterráneas, producto del desprendimiento de estos a partir de los sedimentos presentes en la zona de estudio.

En la zona de clima lluvioso semifrío, donde los acuíferos fisurado volcánico-sedimentarios están distribuidos reciben gran

cantidad de recarga en forma de precipitación, el agua se mueve a través de los acuíferos superficiales con mayor facilidad, a través de

la percolación recargan los acuíferos fisurados volcánico-sedimentarios de la cuenca. Entonces estas aguas más antiguas han tenido más tiempo para interactuar con los sedimentos del acuífero que las aguas subterráneas más jóvenes, y esa interacción provoca cambios en la química de las aguas subterráneas.

Las altas concentraciones de As. en aguas subterráneas es reportado en varios países como Bangladesh, India, China, Argentina, Chile, Mongolia, Taiwán y Estados Unidos. Las personas que consumen agua con altos niveles de arsénico son propensas a desarrollar cáncer de piel, vejiga y pulmones (Singhal y Gupta, 2010).

En la figura 16 se aprecia puntos de tamaño creciente y color distinto de acuerdo a las concentraciones de As, las cuales fueron geoespacialmente representadas. De la figura sobresale la fuente Huayunca 1 (6-126) que aflora a los 4796 m.s.n.m. por contacto litológico entre las formaciones volcánico sedimentaria Rímac y Colqui (Acuífero Fisurado Volcánico Sedimentario) que subyacen a los depósitos cuaternarios (Acuífero Superficial). De acuerdo a los parámetros físico químico se midió una temperatura de 4,1 °C, pH de 7,66 y CE de 208,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$, de acuerdo a su índice de maduración esta fuente refleja un valor de 0,001.

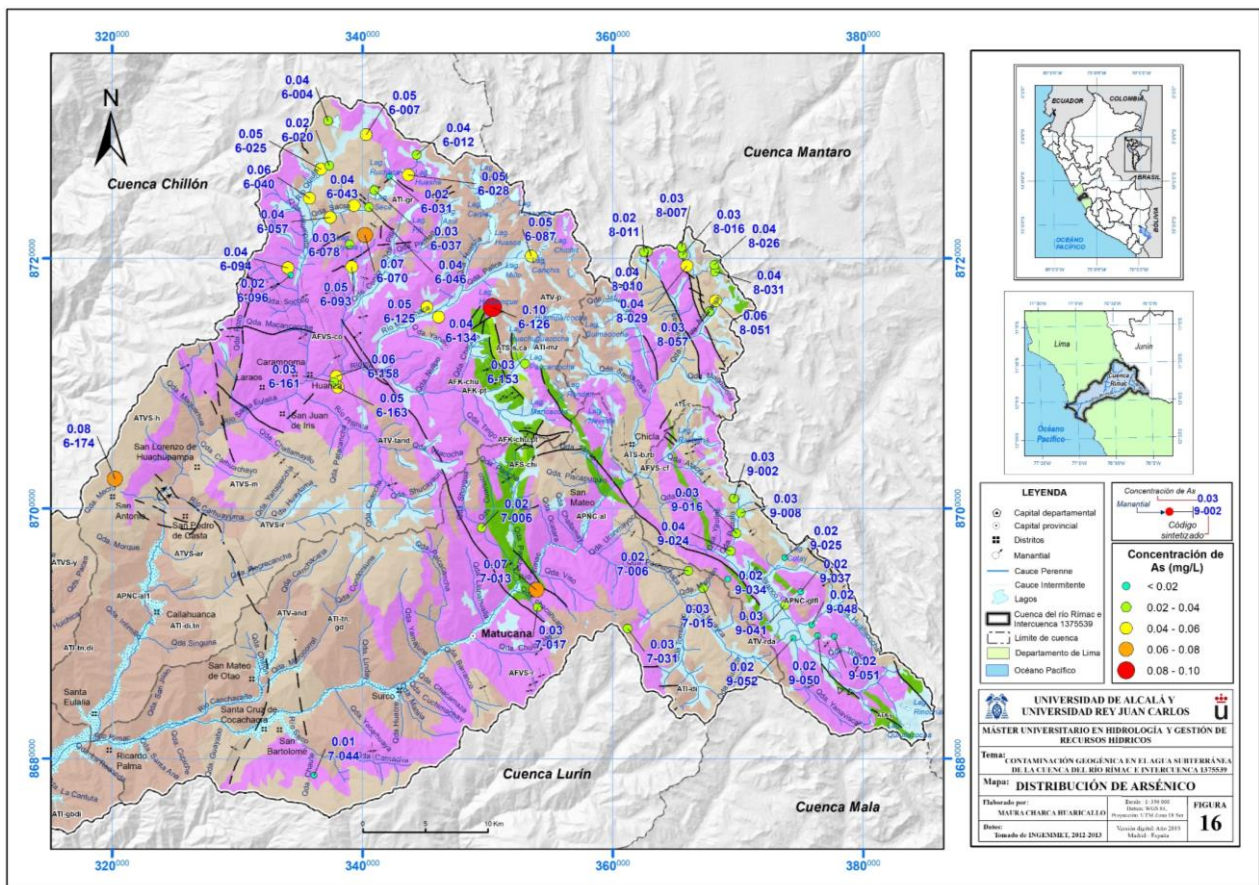


Figura 16. Distribución de la concentración de arsénico (mg/L) en la zona de estudio.

El Arsénico puede ser removido del agua por precipitación química, separación de membranas e intercambio iónico. La separación por membranas es costosa. El uso de arenas recubiertas con óxidos de hierro y filtración de alúmina activada son tecnologías emergentes para remover el arsénico en el agua de bebida (Ramakrishna et al.,2006).

6.4. Evolución de las aguas subterráneas

Modelo hidrogeoquímico conceptual idealizado del área de estudio muestra la disposición de los acuíferos fisurados volcánico sedimentario Colqui y Rímac hacia el Noreste de la cuenca, los mismos que han sido afectados por fallas longitudinales de dirección NO-SE. Estos representan a los principales acuíferos de la zona de estudio.

De acuerdo al esquema (Figura 17), la recarga del agua subterránea de esta parte de la cuenca se produce por infiltración directa de la precipitación a través de los afloramientos de la Formación Pacococha, cuya litología consta de intercalación de tobas de cristales, lavas andesíticas afaníticas y brechas del Neógeno. A partir de ello a cota más baja se da origen

por intercepción de la superficie topográfica con la superficie freática al manantial Huayunca 1 (6-126) con el tipo de agua bicarbonatada cálcica y con concentraciones menores a 2 meq/L. El recorrido del agua subterránea según el esquema ha estado en contacto con las rocas volcánicas de la Formación Pacococha y Rímac, por tanto, la disolución de minerales y el proceso de infiltración tendrían una influencia significativa sobre la composición química de la fuente.

Los flujos de agua subterránea se mueven hacia puntos de menor potencial hidráulico, por lo que a cotas más bajas se observa al manantial Coropashca (6-134) del tipo de agua sulfatada cálcica con concentraciones de 2 meq/L, esta fuente está en contacto litológico también con rocas volcánicas y sedimentarias de la Formación Rímac, Formación Jumasha y depósitos glaciares cuaternarios. Este manantial estaría más enriquecido en solutos con más tiempo de residencia en el acuífero, representando a la zona de descarga de acuerdo al esquema.

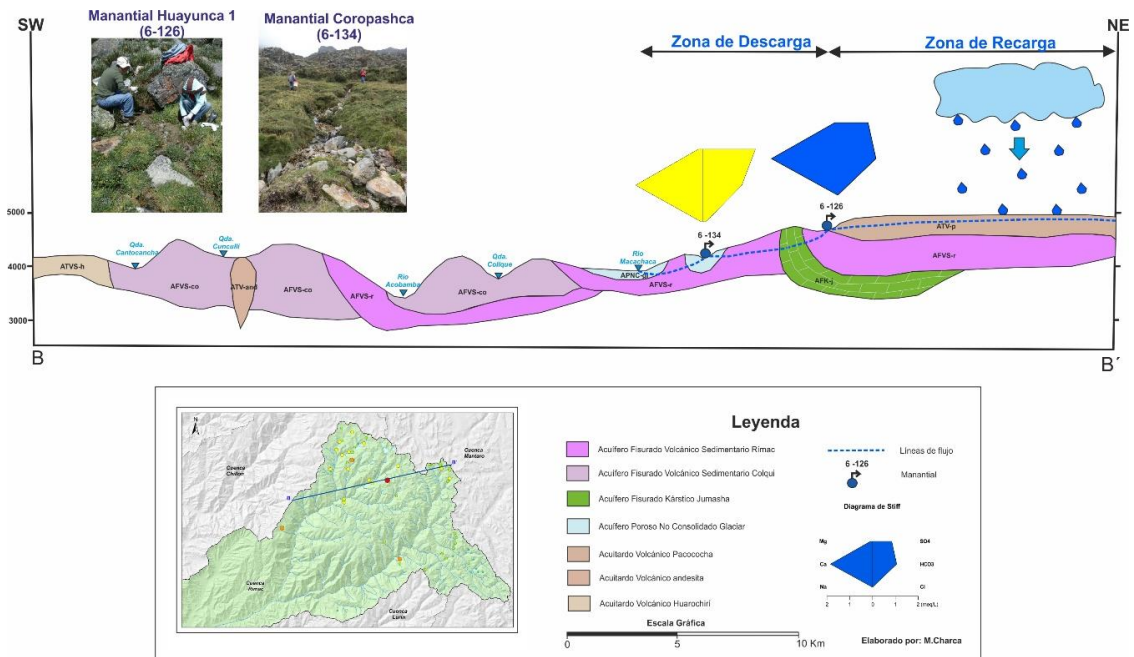


Figura 17. Esquema conceptual hidrogeológico idealizado del área de estudio.

7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

7.1. Conclusiones

Los 54 manantiales muestreados dentro del área de estudio agrupan 3 tipos de agua: 36 manantiales del tipo bicarbonatada cálcica, 16 manantiales del tipo sulfatada cálcica y 2 manantiales del tipo sulfatada cálcico magnésica.

A partir del análisis de los resultados químicos se ha detectado altas concentraciones de As que están presentes en los 54 manantiales muestreados en el rango de 0,011 – 0,10 mg/L superando el límite de 0.010 mg/L normado por la OMS.

El As presente en las fuentes de agua subterránea de estudio estaría condicionada por la meteorización química inducida por la precipitación junto con la disolución de minerales formadores de las rocas volcánicas presentes en el área de estudio. De acuerdo a la distribución geoespacial, los manantiales se localizan alrededor de las formaciones volcánica sedimentaria Colqui y Rímac del Paleógeno - Neógeno, así como depósitos glaciares del cuaternario, por consecuente sería la fuente natural de contaminación del agua subterránea.

De los resultados químicos de las aguas subterráneas muestreadas no se han detectado la medida de otros elementos traza en altas concentraciones que puedan afectar el agua desde el punto de vista toxicológico.

7.2. Recomendaciones

A partir de los resultados obtenidos se recomienda una investigación adicional exhaustiva que contemple un plan de monitoreo en una serie de tiempo permanente para tener la certeza de la presencia de As en el tiempo, para luego establecer un tratamiento correctivo.

Realizar un plan de muestreo de los cursos de agua superficial para determinar la concentración de As en cuerpos receptores.

BIBLIOGRAFÍA

- ANA. (2010). *Evaluación de los recursos hídricos en la cuenca del río Rímac: estudio hidrológico y ubicación de la red de estaciones hidrométricas en la cuenca del río Rímac*. Lima: Autoridad Nacional del Agua.
- Bouamama, M. (2000). *Aportación de la hidrogeoquímica al conocimiento de los sistemas hidrogeológicos kársticos del sur de Córdova*. Granada: Universidad de Granada.
- Brassington, R. (2007). *Field Hydrogeology*. England: John Wiley & Sons, Ltd.
- Custodio, E., & Llamas, M. (2001). *Hidrogeología subterránea (Tomo I)*. Barcelona: Ediciones Omega S.A.
- Davidson, P., & Wilson, S. (2011). *Groundwaters of Marlborough*. New Zeland: Peter Hamill.

- Duque Calvache, C. (Julio de 2009). Influencia antrópica sobre la hidrogeología del acuífero Motril-Salobreña. (U. d. Granada, Ed.) Granada, España. Consultado el 19 de Mayo de 2019, de <http://hdl.handle.net/10481/2425>
- Hershey, R., Mizell, S., & Earman, S. (2010). Chemical and physical characteristics of springs discharging from regional flow systems of the carbonate rock province of the Great Basin, western United States. *Hydrogeology Journal*, 1007-1026.
- Hiscok, K. (2005). *Hydrogeology Principles and Practice*. United Kingdom: University of East Anglia.
- INEI. (2015). *Estimaciones y proyecciones de población en base al Censo 2015*. Lima: Instituto Nacional de Estadística e Informática.
- National Research Council. (1999). *Arsenic in drinking water Washington*. D.C.: National Academy.
- Osinermin. (2014). *Compendio de centrales de generación eléctrica del sistema interconectado nacional*. (S. N. Perú, Editor) Consultado el 13 de Mayo de 2019, de https://issuu.com/osinermin/docs/compendio_centrales_2014
- Palacios Moncayo, O., Caldas Vidal, J., & Vela Velásquez, C. (1992). *Geología de los cuadrángulos de Lima, Lurín, Chancay y Chosica. Hojas 25-i, 25-j, 24-i, 24-j*. Lima: Instituto Geológico Minero y Metalúrgico.
- Penn State Extension. (2017). <https://extension.psu.edu/iron-and-manganese-in-private-water-systems>. Consultado el 14 de Mayo de 2019 de: <https://extension.psu.edu/>
- Ramakrishna, D., Viraraghavan, T., & Jin, Y. (2006). Iron oxide coated sand for arsenic removal Investigation of coating parameters using factorial design approach. *Prentice Periodical Hazardous, Toxic and Radioactive Waste Management*, 198-206.
- Salazar Díaz, Humberto. (1983). *Geología de los cuadrángulo de Matucana y Huarochirí Hojas 24-k y 25-k*. Lima: Instituto Geológico Minero y Metalúrgico.
- Sandoval Montes, I. d., Ramos Leal, J. A., & Morán Ramírez, J. (2016). El sistema hidrológico Esperanza- Oriental y su impacto sobre el acuífero de Tecamachalco, Puebla, México. *Revista Internacional de Estadística y Geografía*, 14-25.
- Sedapal. (2016). *Plan Estratégico Institucional 2013 - 2017*. Lima: Servicio de Agua Potable y Alcantarillado.
- Senamhi. (2002). *Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología*. Consultado el 13 de Mayo de 2019 de <https://www.senamhi.gob.pe/?&p=m-apa-climatico-del-peru>
- Singhal, B., & Gupta, R. (2010). *Applied Hydrogeology of Fractured Rocks*.

New York: Springer.

- Smedley, P., Nicolli, H., MacDonald, D., Barros, A., & Tullio, J. (2002). Hydrochemistry of arsenic and other inorganic constituents in groundwaters from La Pampa, Argentina. *Applied Geochemistry*, 517-568.
- Tóth, J. (1970). A conceptual model of the groundwater regime and the hydrogeologic environment. *Journal of Hydrology*, 4795-4812.
- Viatcheslav V., T. (2016). *Hydrochemistry Fundamentals and advances*. New Jersey: John Wiley & Sons.
- Warner, K. L., & Ayotte, J. D. (2014). *Water Quality in the Glacial Aquifer System, Northern United States, 1993-2009*. United States: U.S. Geological Survey.

**UNIVERSIDAD DE ALCALÁ
Y
UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS**



**MASTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS**

PROYECTO DE FIN DE MASTER

**DELIMITACIÓN Y CARACTERIZACIÓN
HIDROGEOLÓGICA DE UNA MASA DE AGUA
SUBTERRÁNEA EN LA DEMARCACIÓN
HIDROGRÁFICA DEL EBRO**

AUTOR:

Laura Catalina Ayala Silva

DIRECTOR:

Irene de Bustamante Gutiérrez, Universidad de Alcalá

Alcalá de Henares, 22 de noviembre de 2019

ÍNDICE

RESUMEN	38
1.	
ODUCCIÓN Y OBJETIVOS	INTR 38
1.1. Localización	41
1.2. Geología	44
2. METODOLOGÍA	47
2.1. Identificación y delimitación	47
2.2. Características hidrogeológicas	50
2.3. Estaciones de control y medidas de caudales	53
2.4. Zonas protegidas	55
2.5. Piezometría	57
2.6. Recarga	59
2.7. Hidroquímica	61
2.8. Calidad	65
2.9. Resultados	66
3. CONCLUSIONES	69
4. BIBLIOGRAFÍA	70

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Datos de población para los principales municipios según el INE.	50
Tabla 2. Estaciones de medida y control correspondientes a la red oficial de aforos.	54
Tabla 3. Estaciones de la Red de Control de Zonas Protegidas-Control de Abastecimientos.	54
Tabla 4. Estaciones de la Red de Control de Nitratos.	55
Tabla 5. Manantiales del Inventario de Puntos de Agua.	55
Tabla 6. Puntos de la Red de Control y del IPA- IGME ubicados dentro de la nueva masa de agua subterránea.	62

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1.** Propuesta de nuevas masas de agua subterránea de la cuenca del Ebro. Documentos Iniciales del Tercer Ciclo de la Planificación Hidrológica de la cuenca del Ebro. 40
- Figura 2.** Límites y ubicación de las 105 Masas de agua subterránea. Tomado de CHE, Información hidrogeológica. 42
- Figura 3.** Localización de la zona de estudio, dentro de la cuenca hidrográfica del Ebro. (Mapa base Topográfico 1:200.000, IGN). 43
- Figura 4.** Contexto geológico de la zona de estudio, dentro de la cuenca del Ebro. (Mapa base litoestratigráfica de España 1:200.000, IGME). 46
- Figura 5.** Delimitación de la nueva masa de agua, dentro de la cuenca del Ebro. (Mapa base litoestratigráfica de España 1:200.000, IGME). 49
- Figura 6.** Mapa de permeabilidades según la litología de la nueva masa de agua subterránea. (Fuente IGME, Mapa 1:200.000). 53
- Figura 7.** Ubicación de las zonas protegidas LIC y ZEPA determinadas por la Red Ecológica Europea Natura 2000. 57
- Figura 8.** Mapa del inventario de puntos de agua del IGME y de Confederación Hidrográfica de Ebro dentro de la nueva masa de agua subterránea. 58
- Figura 9.** Esquema de la red de flujo somero de la nueva masa de agua subterránea. 59
- Figura 10.** Esquema de la red de flujo somero de la nueva masa de agua subterránea. 59
- Figura 11.** Mapas de precipitación, evapotranspiración potencial total, evapotranspiración real total e infiltración en las masas de agua subterráneas. Modificado de la Memoria del Plan Hidrológico del Ebro 2010-2015. 61
- Figura 12.** Mapa con la ubicación de los manantiales, pozos y sondeos utilizados para el análisis químico. 62
- Figura 13.** Diagrama Piper de los pozos y el manantial situados en la nueva masa de agua subterránea. 63
- Figura 14.** Diagrama Piper del Dominio Alto Jalón-Alto Jiloca donde se ubica la nueva masa de agua subterránea 64
- Figura 15.** Mapa de los puntos de agua analizados con sus respectivos diagramas de Stiff. 65

TABLA DE ABREVIATURAS

BOE: Boletín oficial del Estado
CC.AA.: Comunidades Autónomas
CEDEX: Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas
CEMAS: Red de Control del Estado de las Masas de Agua
CHE: Confederación Hidrográfica del Ebro
DMA: Directiva Marco del Agua
ETP: Evapotranspiración Potencial
ETR: Evapotranspiración Real
GIS/SIG: Geographic Information System / Sistema de Información Geográfica
IGN: Instituto Geográfico Nacional
IGME: Instituto Geológico y Minero de España
INE: Instituto Nacional de Estadística
ITGE: Instituto Tecnológico y Geominero de España
IPA: Inventario de Puntos de Agua
IPH: Instrucción de Planificación Hidrológica
JE: Junta de Explotación
MAPAMA: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente
MARM: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino
MIMAM: Ministerio del Medio Ambiente.
MITECO: Ministerio para la Transición Ecológica
PH: Plan Hidrológico
PIAS: Proyecto de Investigación de las Aguas Subterráneas
RD: Real Decreto
RPH: Reglamento de Planificación Hidrológica

SIMPA: Sistema Integrado de Modelización Precipitación-Aportación
UE: Unión Europea
ZEPA: Zona de Especial Protección para las Aves
LIC: Lugar de Importancia Comunitaria

RESUMEN

En la cuenca del Ebro se han definido 105 masas de agua subterráneas hasta el momento, abarcando solo el 65% de la superficie de la cuenca, estas delimitaciones son realizadas por Confederación Hidrográfica del Ebro, dentro de los Planes Hidrológicos.

Estos planes tienen como objetivo conseguir el buen estado y la adecuada protección del dominio público hidráulico y de las aguas. Conforme a esto, este trabajo pretende hacer una delimitación y caracterización de una nueva masa de agua subterránea en la parte que aún no ha sido estudiada de la cuenca del Ebro.

La zona de estudio donde se ubicará la nueva masa subterránea se localiza en la parte suroeste de la cuenca, entre la comunidad autónoma de Aragón y Castilla y León. Los planes hidrológicos han determinado esta zona como materiales de bajo interés hidrogeológico, aun así, en este estudio se quiere hacer un estudio más detallado y comprobar las características que tienen esos materiales.

Para una gestión eficaz de las aguas subterráneas es importante conocer el medio físico, funcionamiento hidrogeológico, la evolución de los recursos y los aspectos hidroquímicos. Este trabajo recopila y analiza toda la información encontrada de esta zona que, aunque sea de bajo interés hidrogeológico es importante conocer sus

características para conservar y mantener el buen estado de ella.

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

El agua subterránea es un recurso natural valioso, que debe ser protegido de todo tipo de contaminación química y del deterioro. Para ello se han tomado medidas para prevenir y controlar su contaminación, el primer trabajo realizado en España fue El Proyecto de Investigación de las Aguas Subterráneas (PIAS) que lo realizó El Instituto Tecnológico y Geominero de España (ITGE) entre 1970 y 1983, su principal objetivo era definir y delimitar los principales acuíferos del país y observar la interrelación de las aguas superficiales y las subterráneas junto con el ciclo hídrico.

Con la entrada de España en la Unión Europea, se promulgo la Ley de aguas en 1985, que introduce el establecimiento de la categorización legal de la planificación hidrológica. Es así como el Servicio Geológico de la Dirección general de Obras Hidráulicas que para los años 80 era el encargado de las tareas hidrogeológicas, en 1988 desarrolla el Estudio de delimitación de las unidades hidrogeológicas del territorio Peninsular e Islas Baleares y síntesis de sus características, denominado actualmente como “El libro Blanco”, en el hay in inventario de los recursos y los sistemas acuíferos definidos hasta ese momento.

Años más tarde, en 1998, se publica el primer Plan Hidrológico donde se establece una ordenación de los usos del agua en el ámbito de la cuenca. Los objetivos del Plan eran conseguir la mejor satisfacción de las demandas de agua y equilibrar y armonizar el desarrollo regional y sectorial, incrementando las disponibilidades del recurso, protegiendo su calidad, economizando su empleo y racionalizando sus usos en armonía con el medio ambiente y con los demás recursos naturales (art.38.1 Ley de Aguas de 1985).

En el año 2000 nace La Directiva Marco del Agua (DMA), introduciendo el concepto de Masa de Agua, el cual ha de ser delimitado teniendo en cuenta unos criterios hidrogeológicos expuestos en dicho documento, así como las medidas necesarias para controlar la contaminación y evitar el deterioro del estado de todas las masas de agua subterránea. En el año 2006, siguiendo con la estrategia de proteger la calidad de las aguas, se incorpora mediante un Real Decreto la Directiva relativa a la protección de aguas subterráneas contra la contaminación y deterioro. En dicho decreto se establece criterios para valorar el buen estado químico, al igual que crear las medidas necesarias para prevenir o limitar las entradas de contaminantes en las aguas subterráneas.

Seguido de esto en el año 2011 entran en vigor los Planes Hidrológicos de todas las cuencas de España, los cuales tienen por objetivo conseguir el buen estado y la adecuada protección del dominio público hidráulico y

de las aguas, la satisfacción de las demandas de agua, el equilibrio y armonización del desarrollo regional y sectorial, incrementando las disponibilidades del recurso, protegiendo su calidad, economizando su empleo y racionalizando sus usos en armonía con el medio ambiente y los demás recursos naturales.

Cada demarcación se ha encargado de estudiar y delimitar tanto masas de agua superficiales como subterráneas y de definir el buen estado de cada una de ellas, dentro de los Planes Hidrológicos de primer y segundo ciclo. Sin embargo, aún hay zonas que no se encuentran delimitadas dentro de cada demarcación.

En la cuenca del Ebro la delimitación de las aguas superficiales y subterráneas fue realizada durante el Primer ciclo (2009 -2015) y se realizó con ayuda del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM), del Instituto Geológico y Minero de España (IGME) y de los hidrogeólogos de la Universidad de Zaragoza. Fruto de estos trabajos resultó la actual definición de 105 masas de agua subterránea, que se han diferenciado en dos horizontes; uno superficial que incluye 103 masas de agua aflorantes y otro inferior que alberga dos masas de agua subterránea formadas por acuíferos confinados. En el Segundo ciclo (2015 – 2021) dichas masas de agua no se ven modificadas, pero sigue existiendo un 35% de la superficie total de la cuenca que aún no se encuentra estudiado ya que no se considera

que tenga una extracción significativa de agua subterránea.

Con los estudios más recientes se ha demostrado que hay aprovechamiento de esta agua, por tanto, se plantea la necesidad de definir nuevas masas de agua subterránea en todo el territorio de la cuenca del Ebro que no han sido delimitadas con anterioridad. Dentro de los documentos iniciales del Tercer ciclo se realizó un análisis de las características hidrogeológicas a ese 35% restante de la cuenca del Ebro, y se agrupó las áreas en función de sus características litológicas y se

propone tres nuevas masas de agua (Figura 1) Masa de agua subterránea denominada “Materiales carbonatados de bajo interés hidrogeológico de la cuenca del Ebro”.

Masa de agua subterránea denominada “Materiales detrítico carbonatado-evaporíticos de bajo interés hidrogeológico de la cuenca del Ebro”.

Masa de agua subterránea denominada “Materiales paleozoicos de bajo interés hidrogeológico de la cuenca del Ebro”.

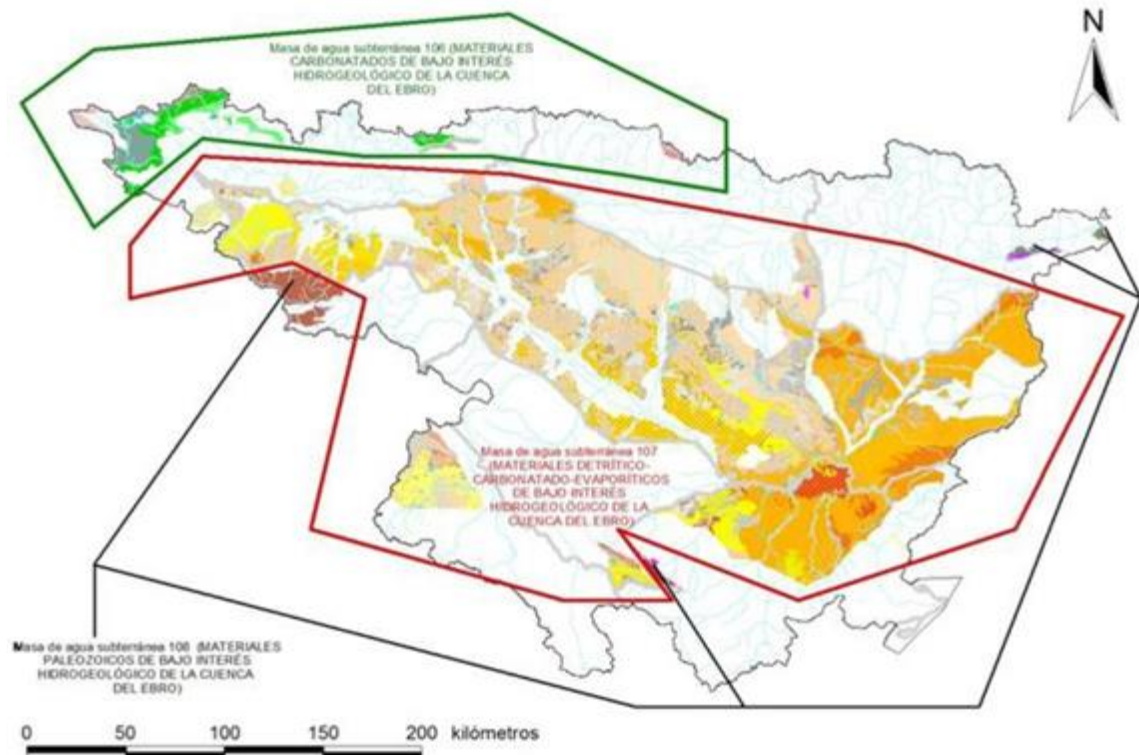


Figura 18. Propuesta de nuevas masas de agua subterránea de la cuenca del Ebro. Documentos Iniciales del Tercer Ciclo de la Planificación Hidrológica de la cuenca del Ebro.

Aprovechando esta necesidad planteada por La confederación del Ebro, el objetivo general de este estudio es adquirir un amplio conocimiento en una zona determinada dentro de las nuevas masas planteadas en los

Documentos Iniciales de Tercer ciclo. Una vez decida la zona se establecieron dos objetivos específicos. El primero es la delimitación de la nueva masa de agua subterránea teniendo en cuenta los criterios

para la identificación y delimitación de una masa de agua subterránea, que están descritas en el Documento Guía nº2 Identificación de cuerpos de agua, Estrategia de implementación común para la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE). Y el segundo la identificación de las características hidrológicas de la nueva masa de agua subterránea para poder evaluar su estado.

1.1. Localización

La cuenca hidrográfica del Ebro se ubica al noroeste de la península Ibérica, cubre un área aproximada de unos 85569 km², abarca 9 comunidades autónomas (CC.AA.) Cantabria, Castilla y León, La Rioja, País Vasco, Navarra, Aragón, Castilla la Mancha, Comunidad Valenciana y Cataluña, además de incluir 18 Provincias y 1724 Términos Municipales.

Limita con las cuencas hidrográficas del Norte, Duero, Tajo, Júcar y Pirineo Oriental, también limita con las principales cordilleras: La Cordillera Cantábro-Pirenaica, Ibérica y Costero catalana, La Cordillera Cantábrica y los Montes Vascos.

El río principal es el Río Ebro, que es uno de los ríos más importantes dentro de España, atraviesa la cuenca de Noroeste a Sureste y presenta una longitud de 930 km, posicionándolo como el río más largo y caudaloso de la península Ibérica. Sus principales afluentes son:

Desde su nacimiento hasta la frontera aragonesa recibe los siguientes afluentes por su margen derecha: Oca, Tirón, Najerilla, Iregua, Leza, Cidacos, Alhama y Queiles; y por la izquierda: Híjar, Nela, Jerea, Omecillo, Bayas, Zadorra, Ega y Aragón-Arga.

Cuando llega Aragón acoge por la margen derecha: a los ríos Huecha, Jalón (con un gran complejo de afluentes), Huerva, Aguas Vivas, Martín, Guadalupe y Matarraña. Y por la izquierda el Arba de Luesia y Gállego y el complejo Segre- Cinca.

Dentro de la cuenca pueden diferenciarse dos grupos de clima: el Oceánico y el Mediterráneo, el cual se puede dividir en cinco subtipos: mediterráneo de montaña, de transición, continental húmedo, continental subhúmedo, prelitoral y litoral. Siendo así, el clima predominante en la cuenca el mediterráneo cuya temperatura media aumenta hacia el interior, al contrario que las precipitaciones. El clima oceánico está presente en dos zonas de la cuenca del Ebro, al Norte y al Noroeste en donde las precipitaciones son más abundantes, por la vertiente meridional de la cordillera Cantábrica, los Montes Cantábricos, el Pirineo navarro y aragonés occidental y el valle de Arán

La precipitación total anual en la Cuenca Hidrográfica del Ebro es aproximadamente 52842 hm³ (618 mm), para el periodo 1980/81 – 2005/2006, según el Plan Hidrológico 2010 – 2015. Los valores máximos registrados para

este periodo son de 817 mm en los años húmedos y mínimos de 452 mm en los años más secos.

La temperatura media de la demarcación se sitúa en torno a los 12,5 °C, aunque son notables las variaciones del gradiente térmico en dirección noroeste – sureste, debido a la disposición en cubeta de la cuenca. El mar mediterráneo ejerce un efecto suavizador sobre las temperaturas en la mitad occidental, mientras que en la depresión hay una fuerte continentalización traducida en elevadas temperaturas, la media anual esta en torno a los 15°C y las medias invernales no son inferiores a los 5°C.

Según la Confederación Hidrográfica del Ebro, que es el organismo de gestión, regulador y mantenedor de las aguas y riegos de la cuenca hidrográfica del Ebro, hay presentes 702 masas de agua tipo río, 102 de lagos y lagunas según los criterios de la DMA, 16 masas de transición y 3 masas costeras. Para este trabajo es importante señalar que la CHE ha definido 105 masas de agua subterráneas hasta el momento. Estas últimas abarcan el 65% de la superficie de la cuenca (Figura 2).

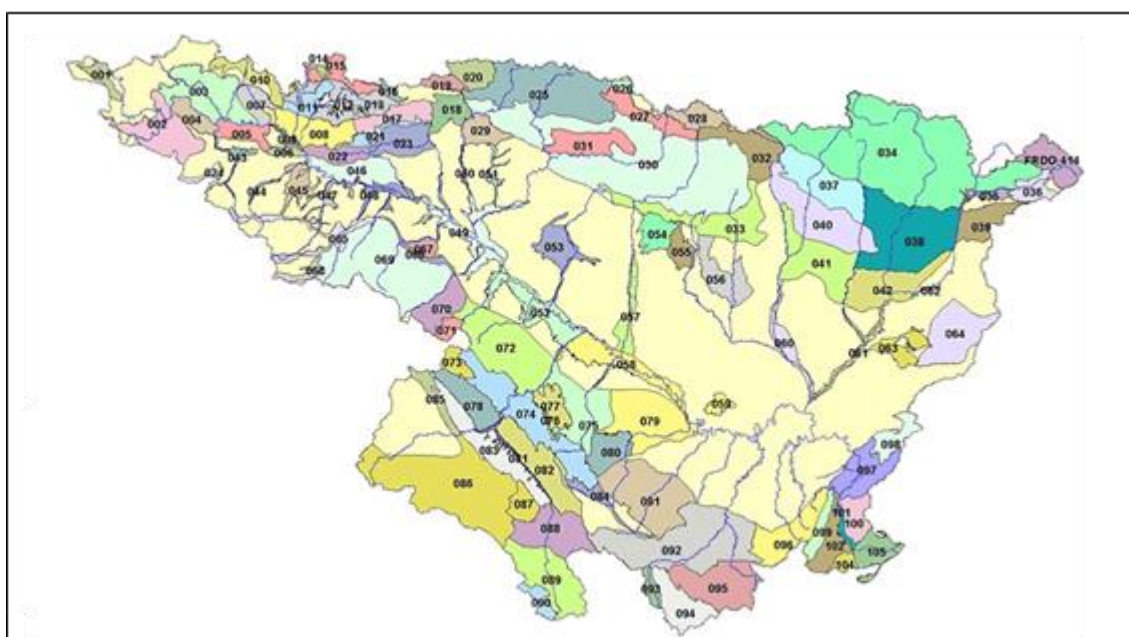


Figura 19. Límites y ubicación de las 105 Masas de agua subterránea. Tomado de CHE, Información hidrogeológica.

De acuerdo con la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH), se consideran usos del agua las distintas clases de utilización del recurso, así como cualquier otra actividad que tenga repercusiones sobre el estado de las

aguas. Dentro de la cuenca del Ebro, los principales usos del agua son:

- Abastecimientos de población: doméstico, municipal, industrial y comercial.

- Regadíos y usos agrarios: regadío y ganadería.
- Usos industriales para la producción de energía eléctrica y otros usos industriales: centrales térmicas, nucleares, termosolares y de biomasa, centrales hidroeléctricas, otros usos industriales.
- Acuicultura.
- Usos recreativos.
- Navegación y transporte acuático.
- Otros usos

En cuanto a los usos del agua subterránea, cubren una fracción relativamente reducida de la demanda de la CHE, siendo algo más del 4%. Según el Plan Hidrológico 2010 – 2015, este porcentaje crece sustancialmente en las cuencas del Jalón, Huerva y Glera- Tirón.

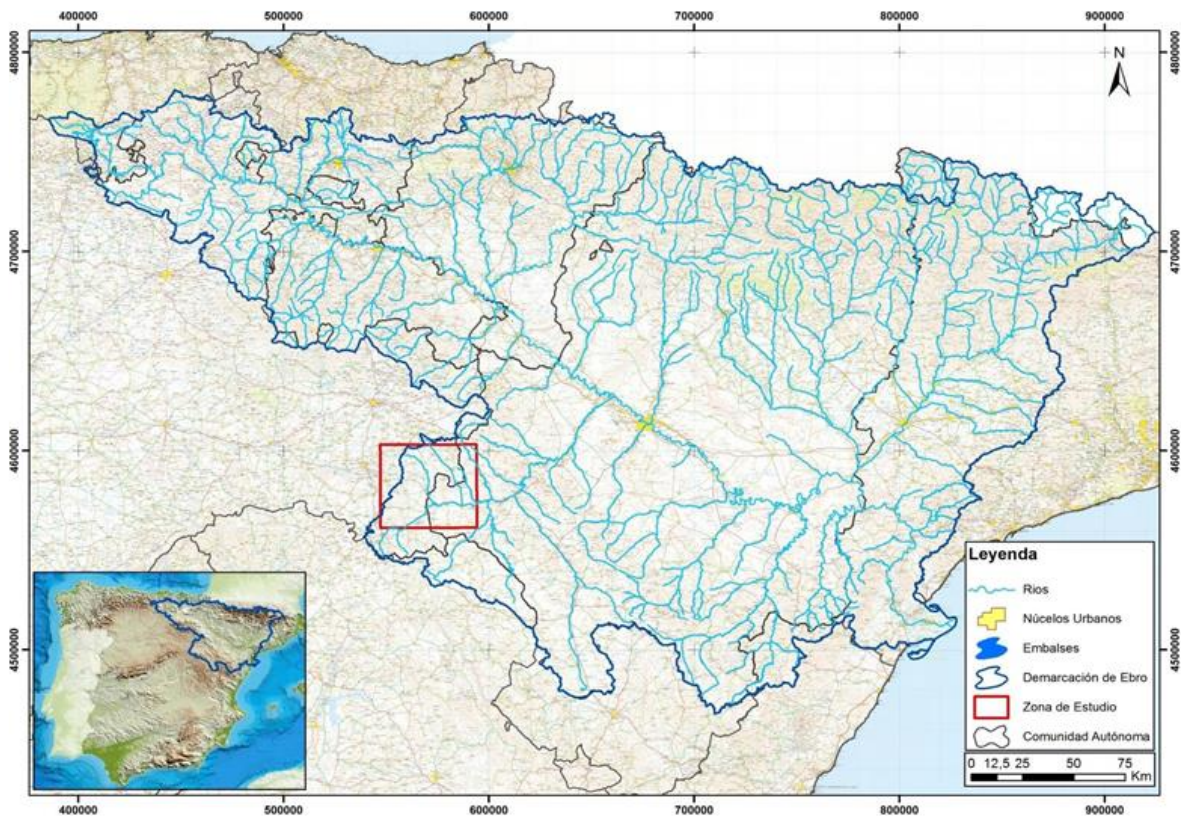


Figura 20. Localización de la zona de estudio, dentro de la cuenca hidrográfica del Ebro. (Mapa base Topográfico 1:200.000, IGN).

La zona de estudio que se ha escogido está ubicada entre la comunidad de Aragón y Castilla y León, más específicamente al sureste de la provincia de Soria y al suroeste de la provincia de Zaragoza (Figura 3). En las comarcas de Arcos de Jalón, Campo de Gómara (Soria) y Calatayud (Zaragoza).

En esta zona se encuentra la confluencia del río Najima y el río Jalón, el primero es un río corto que nace en Bliccos, provincia de Soria y es afluente del río Jalón. Este último presenta una longitud de 224 km, su nacimiento es en Soria, específicamente en Medinaceli, y desemboca en el río Ebro, en

Torres de Berrellén, un municipio de Zaragoza.

Debido a su localización en el Valle del Jalón y su proximidad a la depresión del valle del Ebro, la zona de estudio presenta un clima mediterráneo continental Subhúmedo a mediterráneo de transición, con precipitaciones medias anuales entre 500 y 700 mm y temperaturas medias muy parecidas a las de la cuenca en general.

Además, la zona de estudio se ubica en el dominio geológico del Alto Jalón – Jiloca, en donde se encuentran los acuíferos asociados a laxos sinclinales, a parameras carbonatadas jurásicas y cretácicas y al relleno detrítico de fosas intramontañas. Una de las características principales de este dominio geológico, es la existencia de extensos acuíferos carbonatados, los cuales drenan a los ríos Jalón y Jiloca a través de importantes manantiales.

1.2. Geología

Desde el punto de vista geológico, la cuenca del Ebro se caracteriza por estar formada de materiales Miocenos, que cubren la mayor parte de la cubeta central, pero también hay presencia de materiales del Eoceno y el Oligoceno. En las cordilleras que limitan la cuenca hay presencia de todo tipo de materiales, por ejemplo, en los Pirineos y en las estribaciones de la Cordillera Ibérica hay predominio de materiales del Triásico y del Paleozoico, mientras que en los montes Cantábricos predominan los materiales del

Jurásico y Cretácico. También hay presencia de materiales del Cuaternario, solo que están muy limitados a los aluviales de los ríos y a los piedemontes.

La Cordillera Ibérica tiene una dirección NO-SE se extiende entre la Depresión del Ebro y la Meseta central. Está constituida principalmente por materiales paleozoicos, en la zona de Cameros aflora sobre todo materiales del Jurásico y Cretácico. Hacia el SE, en la rama Aragonesa afloran la serie paleozoica más completa de toda la cadena y cobija la cuenca terciaria de Calatayud. Al oriente enlaza con la Cordillera Costera Catalana (NE- SO) formado el Ardo de Montalbán (Vera, J.A., 2004).

Las sucesiones del Paleozoico Inferior de la cordillera Iberia y de la cordillera Costero-catalana presentan algunas diferencias debido a que pertenecían a ámbitos paleográficos bien diferenciados. La primera región forma parte integral del Macizo Ibérico, considerándose como la prolongación de la Zona Asturoccidental - Loonesa y sus facies sedimentarias son propias de ambientes marinos someros. Mientras que Cordillera Costero-catalana presenta sucesiones de carácter mediterráneo, la cuales se pueden correlacionar con facies pirenaicas, que corresponden a ambientes más profundos (Sopeña, A., 2004).

La Cordillera Pirenaica se extiende desde el Cabo de Creus en Cataluña hasta Galicia. Su evolución geológica es el resultado de

cambios sedimentarios, tectónicos y paleoclimáticos ocurridos en el borde septentrional de la Placa Ibérica, desde finales del Paleozoico, y su interacción con la Placa Europea.

En el Mesozoico el área Pirenaica fue sometida procesos distensivos, esto se ve reflejado en extensión y adelgazamiento cortical, vulcanismo, desarrollo de varias cuencas sedimentarias, esto termina con la separación entre Iberia y Europa. A finales del Cretácico y hasta el Mioceno, la convergencia y colisión oblicua de las dos placas causó una inversión positiva y la deformación de las cuencas sedimentarias Mesozoicas, ha dicho proceso se le denomina Orogenia Alpina. Durante la Orogenia Alpina el sustrato Varisco infrayacente se vio involucrado, lo que causó que fuese nuevamente deformado. La Cordillera Pirenaica se divide en dos grandes conjuntos, Pirineos y Cordillera Cantábrica. El límite entre ambas se establece en la Falla de Pamplona (Barnolas, A. y Pujalte, V., 2004).

La cuenca del Ebro se puede dividir en tres sectores sobre la base de la estructura:

Un sector occidental de orientación E-O definido por Muñoz-Jiménez y Casa- Sainz (1997) como cuenca de antepaís simétrica, al cual se encuentra afectada por cabalgamientos activos hasta el Mioceno superior. Además, presenta un relleno cenozoico plegado, reflejo

del cabalgamiento que afecta al basamento precenozoico.

El sector central con menos subsidencia, donde el sustrato precenozoico está afectado por cabalgamientos que condicionan la sedimentación paleógena y el relleno neógeno (Klimowitz, 1992).

Y por último el sector oriental, donde no existe registro de relleno neógeno, pero que fue netamente subsidente durante el paleógeno y que al igual que en los otros sectores se reconocen los materiales plegados (Vergés et al., 1992).

La zona de estudio (Figura 4) se encuentra ubicada entre la rama aragonesa y la rama castellana de la cordillera Ibérica, en la cuenca de Almazán, más específicamente en la confluencia del río Nájima y el río Jalón. Los materiales que afloran en su mayoría van desde el paleoceno al cuaternario (conglomerados y calizas), aunque en la parte noreste de la zona afloran materiales cretácicos y jurásicos (calizas y dolomías).

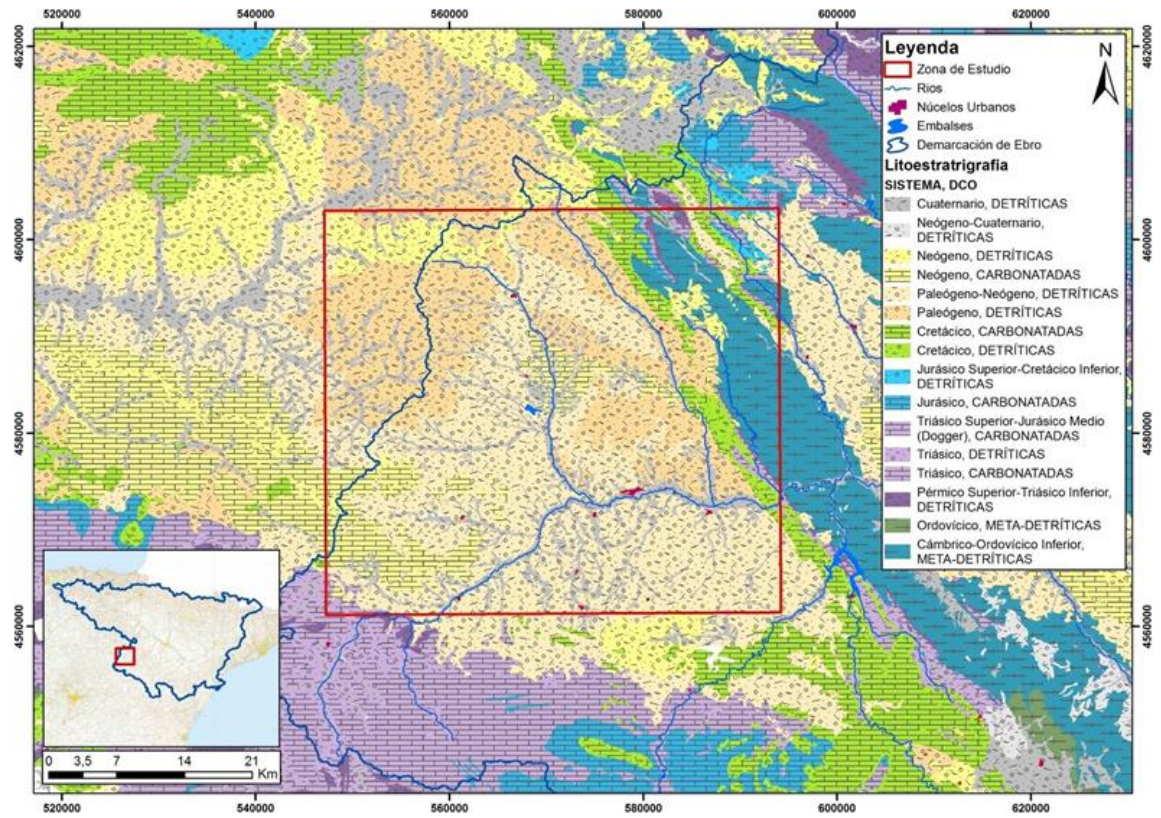


Figura 21. Contexto geológico de la zona de estudio, dentro de la cuenca del Ebro. (Mapa base litoestratigráfica de España 1:200.000, IGME).

2. METODOLOGÍA

2.1. Identificación y delimitación

Para comenzar con el trabajo propuesto y poder definir la nueva masa de agua subterránea en la Cuenca del Ebro, lo primero es tener claro algunas definiciones básicas, descritas en La Orden ARM/2656/2008, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica.

- Acuífero: “una o más capas subterráneas de roca o de otros estratos geológicos que tienen la suficiente porosidad y permeabilidad para permitir ya sea un flujo significativo de aguas subterráneas o la extracción de cantidades significativas de aguas subterráneas”.
 - Aguas subterráneas: “todas las aguas que se encuentran bajo la superficie del suelo en la zona de saturación y en contacto directo con el suelo o el subsuelo”.
 - Masa de agua subterránea: “un volumen claramente diferenciado de aguas subterráneas en un acuífero o acuíferos”.
- “Las masas de agua subterránea se definirán a partir de las unidades hidrogeológicas definidas en los planes hidrológicos de cuenca aprobados mediante Real Decreto 1664/1998, de 24 de julio, se identificarán y delimitarán aquellas zonas en las que no se definieron unidades hidrogeológicas, pero donde existen acuíferos significativamente explotados o susceptibles de explotación, en particular para abastecimiento de agua potable.”
 - “En la delimitación se seguirán los límites impermeables, lo que simplifica el establecimiento de balances hídricos y permite una evaluación más fiable del estado cuantitativo de la masa. En zonas remotas situadas en divisorias hidrográficas donde no haya actividades humanas significativas podrá utilizarse como alternativa la divisoria de flujo subterráneo. El curso de ríos efluentes también podrá utilizarse como límite en aquellos casos en que el riesgo de no alcanzar el buen estado sea diferente en las zonas en que queda dividida la unidad.”
 - “En la delimitación también se seguirán los límites de influencia de la actividad humana, con objeto de que las masas definidas permitan una apropiada descripción del estado de las aguas subterráneas.”
 - “Se delimitarán como masas de agua

La identificación y delimitación de una masa de agua subterránea se realizará mediante la aplicación de los criterios mencionados en el Documento Guía nº2 Identificación de cuerpos de agua, Estrategia de implementación común para la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE).

diferenciadas aquellas zonas de las unidades hidrogeológicas que, por razones de explotación, de intrusión marina, de afección a zonas húmedas o de contaminación difusa, presenten un riesgo evidente de no alcanzar el buen estado, lo que permitirá concentrar en la zona problemática el control y la aplicación de medidas.”

- “Con carácter excepcional, en el caso de acuíferos confinados podrán definirse masas superpuestas en la vertical si la importancia del nivel acuífero inferior lo justifica, siempre que existan marcadas diferencias con el superior en cuanto a estado, presiones, ecosistemas vinculados o valores umbral y se requiera una caracterización adicional.”
- “En aquellos casos en que una formación acuífera aflorante en superficie pase lateralmente a confinada sin volver a aflorar ni ponerse en contacto directo con otro acuífero, la masa de agua subterránea podrá prolongarse hasta una línea virtual que comprenda las captaciones existentes en el acuífero confinado, con objeto de incorporar en su caracterización las presiones a que está sometida la masa.”
- “Se considera deseable un tamaño mínimo de masa comprendido entre 25 y 100 km², por lo que se procederá a agregar unidades contiguas o próximas entre sí hasta alcanzar dicho

tamaño, siempre que con ello no se vulneren los criterios anteriores. En este proceso de agrupación se tendrá en cuenta que las formaciones de baja permeabilidad son susceptibles de integración en masas de agua subterránea.”

De acuerdo a lo anterior, para delimitar la nueva masa de agua subterránea, se tuvo en cuenta tanto los dominios hidrogeológicos, como las unidades hidrogeológicas que ya están definidos por la Confederación del Ebro. El dominio hidrogeológico que corresponde a la zona de estudio es el Dominio Ibérico del Alto Jalón – Jiloca, donde están incluidas las unidades hidrogeológicas del SO de Aragón: Sierra de Miñana, Páramos del Alto Jalón, Gallocanta, Alto Jiloca, Cella y Campo de Visiedo.

Además, como se mencionó en el apartado 2 la delimitación seguirá los límites impermeables, o en algunos casos las divisorias hidrográficas donde no haya actividades humanas significativas. Se definió así los límites para la nueva masa de agua subterránea: El límite Noroeste- Suroeste de la masa está definido por la divisoria hidrográfica Ebro-Duero, coincidiendo con la hidrogeología. Al Sur el límite se establece con la masa de agua subterránea Páramos del Ato del Jalón. Y finalmente, al Noreste-Sureste el límite coincide con la masa de agua subterránea Sierra de Miñana.

En la figura 5, aparece representada la nueva delimitación de la masa de agua subterránea con la cobertura litoestratigráfica del IGME, donde se puede observar la distribución de los materiales cenozoicos y cuaternarios que es lo que masa caracteriza a dicha masa de agua subterránea.

La nueva masa de agua subterránea cuenta con una superficie de 1224,3 km² aproximadamente, repartidos entre la comunidad Autónoma de Aragón y la Comunidad Autónoma de Castilla y León, más concretamente al sureste de la provincia de Soria y al suroeste de la provincia de Zaragoza. Entre los principales municipios encontrados dentro de la nueva masa de agua

subterránea, hay una población aproximada de 4770 habitantes, según las cifras oficiales de población calculadas por el instituto Nacional de Estadística. A continuación, en la tabla 1 se recoge el número de habitantes de los principales municipios ubicados en las provincias de Soria y Zaragoza.

Además, la masa de agua subterránea abarca desde el nacimiento del río Nájima hasta su confluencia con el río Jalón en el municipio de Monreal de Ariza. El tramo del río Jalón va desde el municipio de Arcos de Jalón, límite con la masa de agua Paramos del Alto Jalón, hasta el municipio de Cetina.

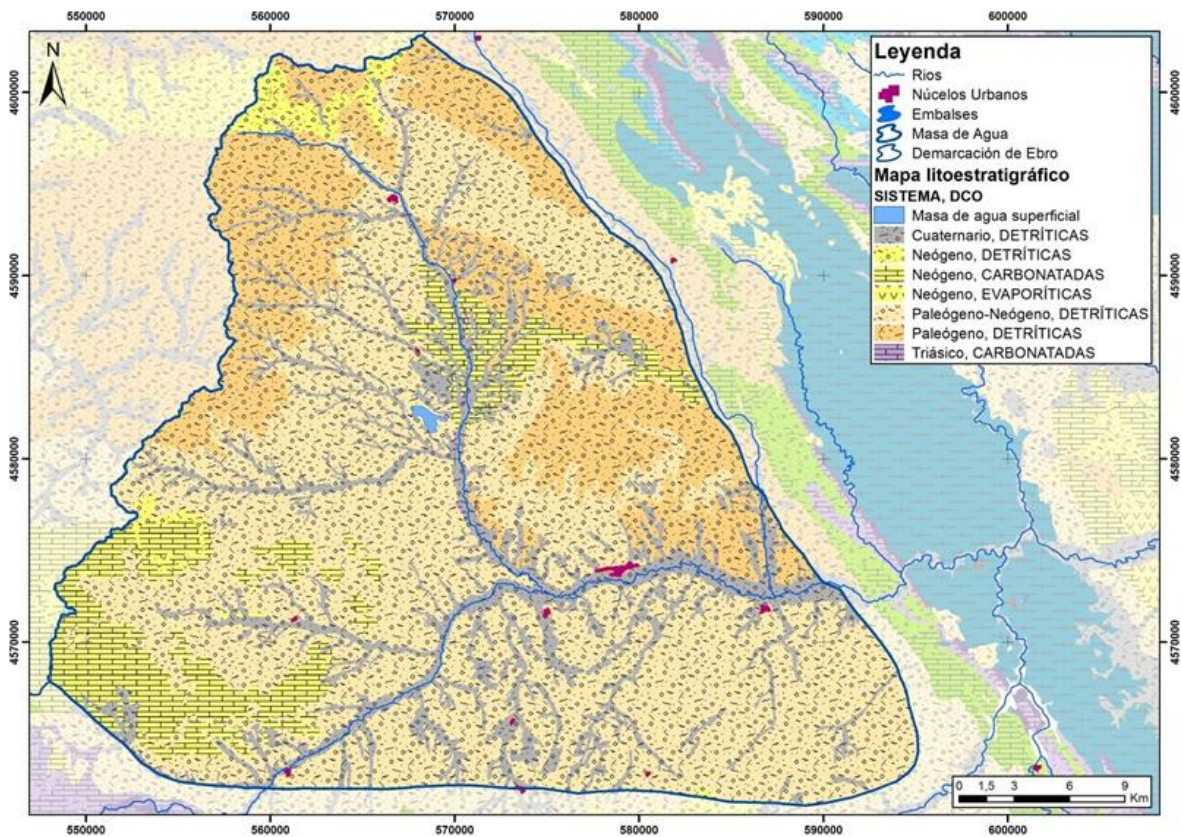


Figura 22. Delimitación de la nueva masa de agua, dentro de la cuenca del Ebro. (Mapa base litoestratigráfica de España 1:200.000, IGME).

Soria	Nº hab. 2018	Zaragoza	Nº hab. 2018
Almaluez	139	Ariza	1.246
Arcos de Jalón	1.489	Bordalba	72
Bliccos	35	Cabolafuente	46
Cañamaque	32	Cetina	679
Fuentelmonge	65	Monreal de Ariza	174
Maján	13	Pozuel de Ariza	22
Monteagudo de las Vicarías	193	Torrehermosa	81
Serón de Nágima	138		
Torlengua	58	Total Masa de Agua Subterránea	4770
Velilla de los Ajos	21		
Santa María de Huerta	267		

Tabla 5. Datos de población para los principales municipios según el INE.

2.2. Características hidrogeológicas

Geológicamente la nueva masa de agua subterránea se sitúa en la cuenca del Ebro, forma parte del extremo más suroriental de la cuenca del Almazán, y está encajada entre la Rama Aragonesa y la Rama Castellana de la Cordillera Ibérica.

Se encuentran en su mayoría materiales detríticos y carbonatados del neógeno continental y cuaternario. A continuación, se describen con más detalles las formaciones:

- Formaciones del Paleógeno: Según las Memorias de las Hojas MAGNA 379, 380, 407 y 408 las formaciones del paleógeno presentan una litología en general de conglomerados con cantos mayoritariamente calizos, procedentes del Jurásico, con textura

granostenida, es decir se encuentra englobado en una matriz arenosa, y son granodecrecientes. Estas formaciones se han formado en medios proximales de un abanico aluvial desarrollado a partir de los relieves Mesozoicos. Localmente hay presencia de nivelillos de calizas que representan depósitos de charcas en zonas deprimidas de la llanura de inundación. También, intercaladas hay presencia de arcillas pardo-rojizas, ocasionalmente estas presentan cantos dispersos o son ligeramente arenosas. Presentan una permeabilidad media y con espesores cercanos a los 300 metros, aunque en algunas zonas llega a alcanzar hasta los 600m. Estas formaciones se encuentran bastante enmascaradas por los depósitos del

Neógeno y de Cuaternario.

- Formaciones del Neógeno: Según las Memorias de las Hojas MAGNA 379, 380, 407, 408, 435 y 436 las formaciones presentes en su mayoría son de materiales del Mioceno. Las litologías en general están formadas por conglomerados, areniscas y arcillas. Los conglomerados presentan cantos calizos bien redondeados, procedentes del Jurásico y Cretácico, con textura granosostenida, es decir se encuentra englobado en una matriz arenosarcillosa, son granodecrecientes y con tonos que pasan del gris a rojizo. El medio sedimentario en el que se han depositado es un sistema de abanicos aluviales nutrido por los relieves mesozoicos y paleógenos. Hacia la mitad de la masa de agua los conglomerados presentan cantos silicios y estratificación cruzada. Además, hay presencia de areniscas en forma de lentejones o pequeños cuerpos tabulares de poca extensión latera, con potencias menores a 1 m, e intercalados con arcillas. Las areniscas corresponderían a momentos de descenso del flujo y las facies arcillosas representarían la llanura de inundación de estos canales. Y finalmente al sur de la masa de agua hay presencia de calizas y margo calizas. Las calizas se presentan en colores blancos muy

bioturbadas y las margo calizas de colores grises blancos con huellas de raíces y caliches.

Estos depósitos se podrían haber formado en ambientes lacustres, someros, donde prime la vegetación, se pueden considerar depósitos muy distales del abanico aluvial. En algunas zonas de la masa agua, repartido aleatoriamente hay presencia de yeso especular y fibroso.

En resumen, las formaciones del Mioceno están formadas por arenisca, arcilla y conglomerados de permeabilidad media y con espesores cercanos a los 200 metros, los niveles arcillosos presentan un cambio lateral de facies. A techo de las unidades medias del Mioceno hay un cambio litológico gradual apareciendo una unidad con predominio carbonatico y que presenta un frecuente cambio litológico de facies.

Las formaciones del Plioceno, en menos cantidad, se caracterizan por tener litologías muy parecidas a las del mioceno, conglomerados, areniscas y arcillas, estas últimas se presentan por un cambio lateral de facies. En las unidades medias del Plioceno también hay un cambio litológico gradual apareciendo materiales carbonatados. Estos materiales se consideran desde el

punto de vista sedimentológico a zonas encharcadas posiblemente palustres con episodios lacustres, mientras que los materiales detríticos se pueden interpretar como depósitos de un sistema aluvial en sus facies medias.

- Formaciones Cuaternarias: Según las Memorias de las Hojas MAGNA 379, 380, 407, 408, 435 y 436 son un conjunto de formaciones detríticas asociadas con el aluvial del río Jalón y el Nájima. Comprenden llanuras de inundación y sedimentos fluviales actuales. Las llanuras de inundación están formadas por arenas finas con alto contenido en limos y arcillas. Se consideran formaciones de permeabilidad alta por porosidad intersticial, y de potencia variable.

Desde el punto de vista hidrogeológico, los principales factores que van a condicionar el comportamiento hidrogeológico de las unidades cenozoicas son fundamentalmente la potencia, litología y cambios de facies. Las litologías existentes en la nueva masa de agua subterránea en general presentan una permeabilidad media (conglomerados) (Lendínez et al., 1991), y una baja continuidad lateral además de presentar intercalaciones arcillosas y distintos grados de cementación que podrían hacer disminuir su interés como formaciones potencialmente favorables para construir un acuífero. Sin embargo, localmente los conglomerados pueden

construir un acuífero multicapa, discontinuos y locales de permeabilidad y producción moderada.

Además, en algunas zonas estas litologías pueden tener un espesor de hasta 600 metros, en donde podrían formarse acuíferos profundos con características más favorables o que tengan una relación hidráulica con los materiales permeables mesozoicos.

No se dispone de información sobre los parámetros hidrodinámicos de los niveles permeables que alberga esta nueva masa de agua subterránea, pero las características generales de los materiales que la conforman podrían permitir aproximar. Según Custodio y Llamas, 1983 los parámetros hidrodinámicos que se podrían ajustar más con los materiales que conforman esta nueva masa de agua subterránea son:

- La porosidad total puede adoptar valores medios elevados entre 25 y 40%, su porosidad depende de si las rocas están parcialmente consolidadas o cementadas, por lo tanto, puede ser muy variable.
- La porosidad eficaz es también muy variable, con valores medios entre 2 y 25% con un rango de oscilación muy amplio.
- La permeabilidad se considera media-baja (figura 6), debido a la variación progresiva dentro de las mismas capas, los conglomerados pasan a arenisca y estas a arcillas, por esto se

les ha atribuido a estas litologías un carácter hidrogeológico secundario. Basándose en los estudios de Custodio y Llamas, 1983 los materiales podrían oscilar entre valores medios del orden de 10-2 a 100 m/día, aunque localmente puede presentar valores más elevados.

o semiconfinantes o hablar de acuitardos. Según Custodio y Llamas, (1983) estas rocas no son capaces de dar un caudal interesante mediante un pozo construido en ellas, pero su lenta filtración a un acuífero próximo puede jugar un papel decisivo cuando se trata de plantear una explotación intensiva y prolongada pues su capacidad de almacenamiento puede ser muy grande.

En general, no debería plantearse como rocas impermeables, sino de rocas poco permeables

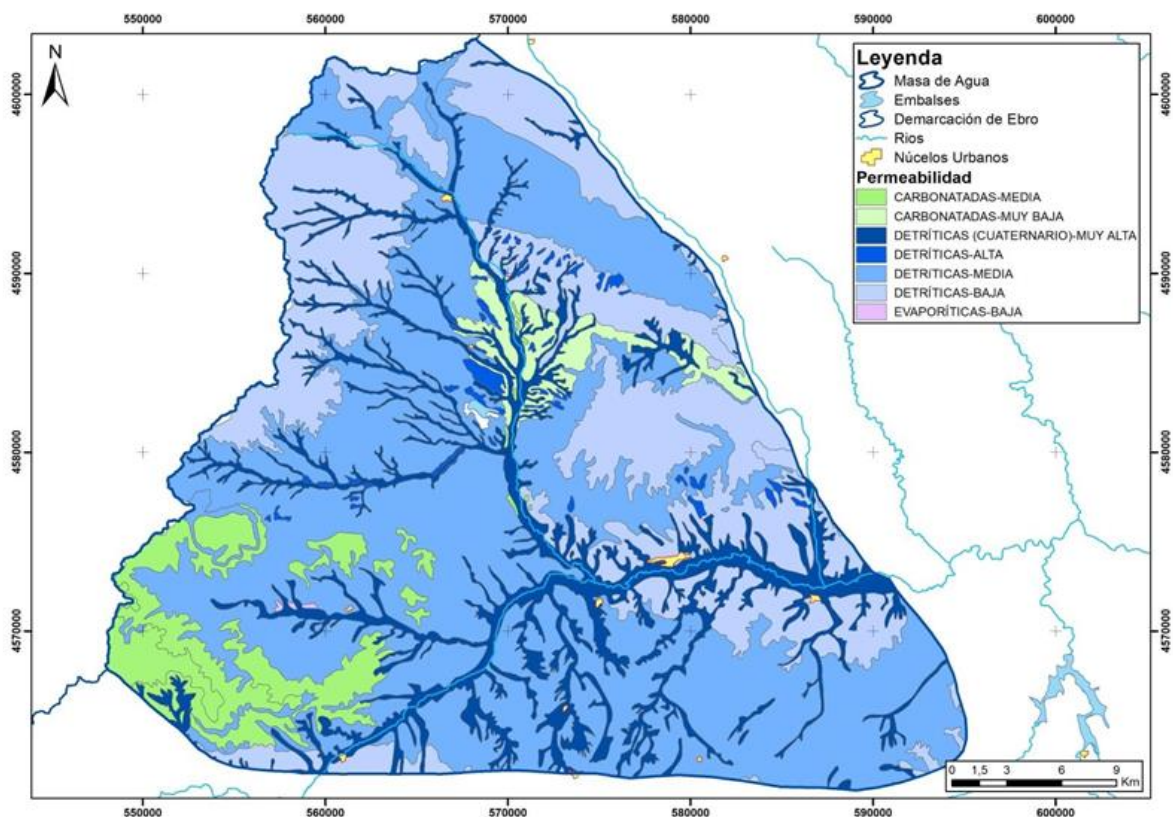


Figura 23. Mapa de permeabilidades según la litología de la nueva masa de agua subterránea. (Fuente IGME, Mapa 1:200.000).

2.3. Estaciones de control y medidas de caudales

Existen cinco estaciones de aforo perteneciente a la red de control oficial de la CHE, dos de ellos estas ubicados en el río

Nájima en el municipio de Monteagudo de las Vicarías. Un tercero ubicado cerca a la confluencia de los ríos Nájima y Jalón, en el municipio de Monreal de Ariza. Finalmente, hay dos más ubicados en el río Jalón, en el municipio de Cetina.

Como se observa a continuación en la tabla 2, de las cinco estaciones de aforos hay dos que tienen series completas hasta agosto del 2019. Mientras que hay otras dos que están en estado de baja. De estas estaciones de aforo se puede concluir que el río Nájima en el último mes de

julio ha tenido un caudal medio de 0,03 m³/s, y el río Jalón un caudal medio en el mes de julio de 0,66 m³/s, así como un caudal medio del año 2018 de 1,70 m³/s.

Código estación	Nombre de la estación	Estado	Coordenadas UTM		Cota	Nombre del Cauce	Serie de datos
			Huso				
			X	Y			
9807	Monteagudo de las Vicarías	Alta	568669	4581326		Nájima	1985 -
9147	Monreal de Ariza	Alta	573987	4573331	723	Nájima	1954 - 2019
9307	Cetina - Deza	Alta	587330	4572425	673	Jalón	2005 - 2019
9007	Cetina	Baja	586470	4572302	670	Jalón	1912 -
9232	Monteagudo de las Vicarías	Baja	568759	4581167	810	Nájima	-

Tabla 6. Estaciones de medida y control correspondientes a la red oficial de aforos.

Igualmente, se presentan en la nueva masa de agua subterránea tres puntos o estaciones pertenecientes a la Red de Calidad, Control de Zonas Protegidas - Control de Abastecimientos. Dicha Red es establecida por la DMA en el Artículo 6, donde se crea la figura Registro de Zonas Protegidas (captaciones de agua para consumo humano de más de 10 m³/día; futuras zonas de captación de agua para consumo humano;

zonas vulnerables a la contaminación por nitratos; zona de protección de hábitats y especies; y perímetros de protección de aguas minerales y termales). Estas tres estaciones son un manantial y dos pozos de abastecimiento, están ubicados en los municipios de Ariza y Cetina (tabla 3).

Código estación	Nombre de la estación	Estado	Coordenadas UTM Huso		Cota	Dominio Hidrogeológico	Serie de datos
			X	Y			
2417-3-0004	Pozo Abastecimiento Cetina	Alta	587210	4571671	683	Alto Jalón - Alto Jiloca	2007-2017
2417-2-0027	Pozo Abastecimiento Ariza	Alta	579721	4573219	704	Alto Jalón - Alto Jiloca	2007-2017
2417-2-0003	Manantial Abastecimiento Ariza	Alta	579728	4568492	800	Alto Jalón - Alto Jiloca	2007-2016

Tabla 7. Estaciones de la Red de Control de Zonas Protegidas-Control de Abastecimientos.

Así mismo, esta nueva masa de agua subterránea cuenta con un punto de control operativo de la Red de Control de Nitratos. Dicho programa tiene como objetivo controlar

la contaminación las aguas subterráneas por nitratos procedentes de fuentes agrarias, según los objetivos establecidos por la Directiva 91/676/CEE, de 12 de diciembre de 1991. Este

punto de control (tabla 4) es un pozo que se encuentra ubicado en el municipio de Torlengua.

Código estación	Nombre de la estación	Estado	Cordenadas UTM Huso		Cota	Dominio Hidrogeológico	Serie de datos
			X	Y			
2416-1-0004	Pozo Torlengua	Alta	569609	4589797	863	Alto Jalón - Alto Jiloca	2016-2019

Tabla 8. Estaciones de la Red de Control de Nitratos.

Adicionalmente como otras fuentes de información existen gran cantidad de manantiales del Inventario de Puntos de Agua (IPA) del IGME, aunque únicamente cuentan con una media del caudal que estaría entre 1 y

15 l/s, dicha información se ve recogida en la tabla 5.

Código estación	Nombre de la estación	Uso	Coordenadas UTM		Cota	Sistema Acuífero	Caudal l/s	Serie de datos
			X	Y				
2317-3-0003	Manantial Arcos de Jalón	Agricultura	557644	4570289	860	Acuífero aislado	1.01	1980
2317-3-0002	Manantial Arcos de Jalón	Agricultura	557644	4570289	860	Acuífero aislado	1.01	1980
2317-2-0002	Manantial Almaluez	Agricultura	550120	4571011	1040	Acuífero aislado	1.01	1980
2317-2-0003	Manantial Almaluez	Agricultura	550380	4571021	1000	Acuífero aislado	1.01	1980
2317-3-0001	Manantial Arcos de Jalón	Agricultura	557149	4571041	855	Acuífero aislado	1.01	1980
2317-2-0001	Manantial Almaluez	Abastecimiento	550671	4571120	1000	Acuífero aislado	15,12	1980
2317-2-0004	Manantial Almaluez	Agricultura	551649	4571441	950	Acuífero aislado	15,12	1980
2317-3-0004	Manantial Arcos de Jalón	Agricultura	555767	4573484	940	Acuífero aislado	1.01	1980

Tabla 9. Manantiales del Inventario de Puntos de Agua.

2.4. Zonas protegidas

El objetivo de este capítulo es recoger toda la información que existe con respecto a la interrelación que existe entre las aguas superficiales y subterráneas en lo que respecta a zonas húmedas y otros ecosistemas naturales.

Según la Actividad 4 de la Demarcación Hidrográfica del Ebro, existe un total de 105 humedales dentro de los límites de la cuenca

del Ebro. Se incluyen, por ejemplo: lagunas glaciares, oligotrofas de alta montaña, criptohumedales de zonas áridas, lagunas temporales, lagunas costeras, etc. Algunas de estas zonas no tienen relación alguna con las aguas subterráneas, debido a que se ubican sobre materiales impermeables, pero no en todos los casos es así, también existen zonas que están profundamente relacionadas con el funcionamiento hidrogeológico de la zona donde se ubican.

La nueva masa de agua subterránea cuenta con uno de los 105 humedales que se encuentran en la cuenca del Ebro, el Embalse de Monteagudo. Este embalse está situado en el municipio de Monteagudo de las Vicarías, en la provincia de Soria y recoge las aguas del río Nájima. Por medio del Programa de Conservación y Gestión de los Espacios Naturales Protegidos se declaró como Zona Húmeda de Interés Especial, que además también forma parte de la Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA), Monteagudo de las Vicarías, incluida en la Red Ecológica Europea Natura 2000. Este espacio protegido y declarado ZEPA tiene un área de 156 km², forma parte de la Comarca de Las Vicarías.

El embalse está asociado a materiales cenozoicos, limos, arcillas y arenas con niveles de conglomerados que presenta una permeabilidad media. El aporte principal del embalse es la precipitación y la escorrentía superficial a través del río Nájima. El vaciado del humedal se genera por tanto por evaporación, por la derivación de agua al embalse y por la infiltración que se pueda dar a través de los niveles de arenas y

conglomerados. Por lo tanto, se considera un drenaje de tipo mixto.

Igualmente, como se muestra en la figura 7 existe un Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) en esta masa de agua subterránea llamado Quejigares de Gómara- Nájima, ubicado al Suroeste de Soria. Es un espacio natural que abarca unos 62 km², compuestos en su mayoría por bosquetes de quejigo y encina.

Finalmente, en la zona sureste de la masa de agua se encuentra parte de otro LIC- ZEPA, Hoces del río Mesa. Este espacio protegido se comparte con la masa de agua subterránea colindante, Páramos del Alto Jalón. El río Mesa nace en la provincia de Guadalajara, y continúa por Aragón desembocando en el río Piedra. Actualmente no existen datos para realizar una cuantificación de la relación humedal- acuífero en esta masa de agua subterránea. Únicamente se puede comentar que la zona protegida de Monteagudo de las Vicarías podría tener una relación con las formaciones detríticas del cenozoico por lo que se trataría de zonas de recarga.

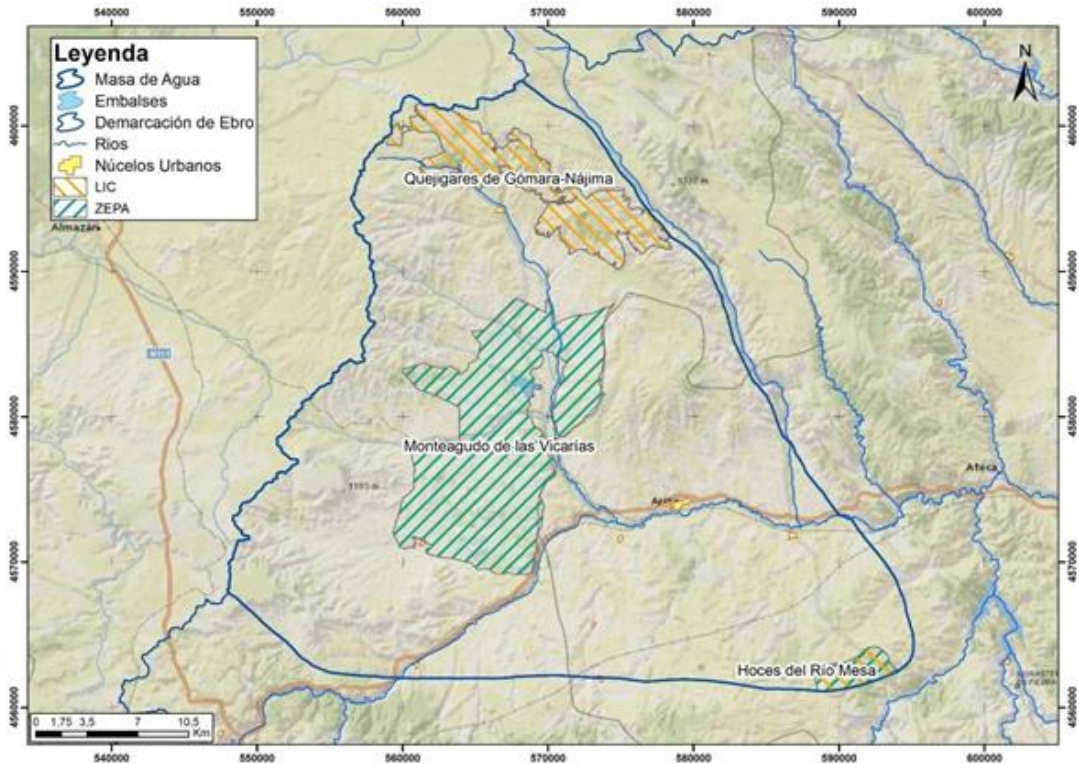


Figura 24. Ubicación de las zonas protegidas LIC y ZEPA determinadas por la Red Ecológica Europea Natura 2000.

2.5. Piezometría

En la actualidad en el área donde se propone esta nueva masa de agua subterránea, no se cuenta con ningún piezómetro de control. Por lo tanto, para realizar un estudio de piezometría o para realizar un análisis de dirección de flujo, se disponía de un primer inventario de puntos de agua entre los que figuraban el inventario de puntos de agua IPA-IGME y el registro del CHE.

Utilizando este inventario de puntos se construyó una base de datos georreferenciada para almacenar la información y poder trabajar con ella para así determinar la piezometría y realizar un análisis de dirección. Dicha base de datos cuenta con 125 puntos entre los que hay datos de manantiales, pozos

y sondeos, de los cuales 25 son manantiales (figura 8). Una característica que se observa es que la mayoría de los puntos están cerca a los cauces de los ríos Nájima y Jalón, otro punto reseñable es la profundidad de los pozos la cual no supera los 100 metros, y la de los sondeos que llega hasta los 300 metros de profundidad.

El análisis de estos puntos de agua confirma las características hidrogeológicas, tal como se mencionó en el capítulo 2.2 un rasgo distintivo de la mayor parte de la extensión de esta masa de agua está formada por materiales detríticos que presentan un cambio lateral de facies, lo cual hace que la permeabilidad sea considerada media-baja.

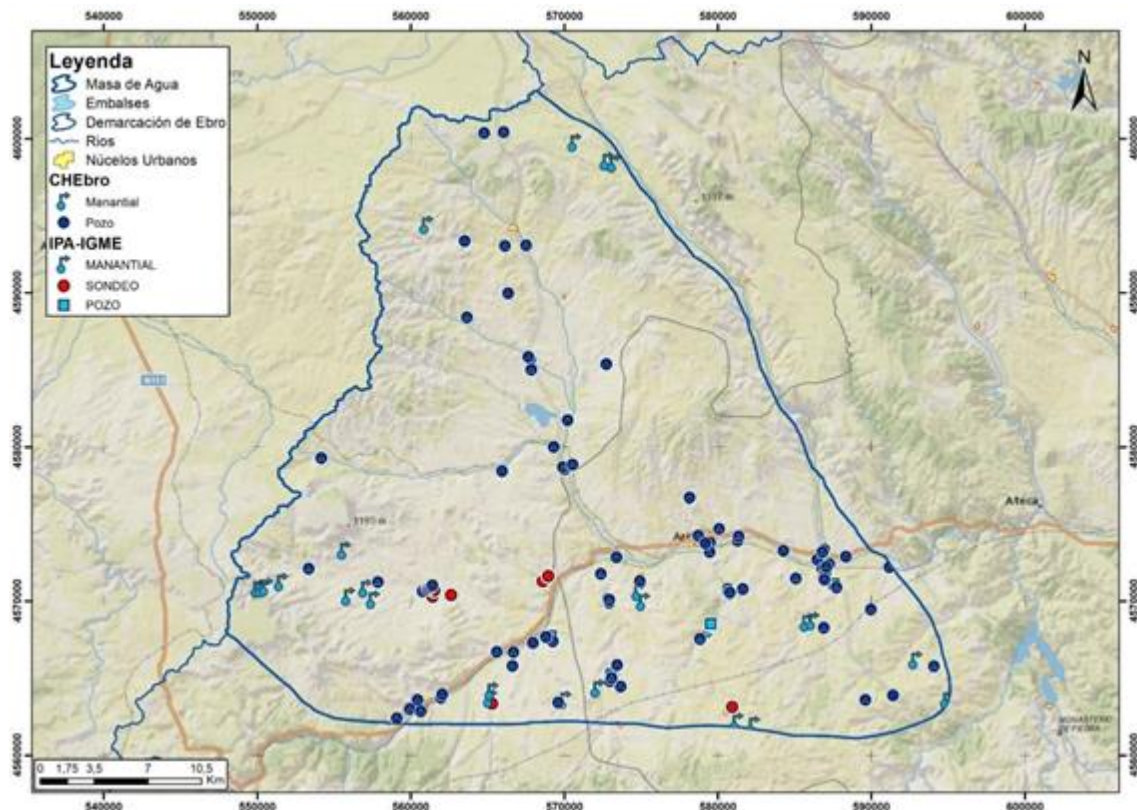


Figura 25. Mapa del inventario de puntos de agua del IGME y de Confederación Hidrográfica de Ebro dentro de la nueva masa de agua subterránea.

Por lo anteriormente expuesto se puede concluir que en esta masa de agua subterránea existirían diferentes acuíferos aislados, y por tanto lo que se ha realizado es una piezometría significativa, utilizando los puntos que contenían un dato piezométrico (Figura 10).

La Ley de Darcy indica que el flujo de agua en la zona saturada se dirige desde los niveles energéticos más altos a los más bajos, en otras palabras, el flujo irá de las zonas con un potencial hidráulico alto hacia las zonas con un bajo potencial. Tendido en cuenta dicha Ley más la información recopilada de los pozos, sondeos y manantiales se podría

suponer la dirección del flujo subterráneo de esta nueva masa de agua subterránea.

Por todas las características encontradas en la masa de agua, la permeabilidad, los cambios de laterales de facies, se podría suponer que la circulación subterránea estaría limitada a la zona de alteración superficial o flujos someros, siendo también muy condicionada por la topografía local, es decir la dirección preferente va hacia la red de drenaje superficial. A continuación, en la figura 9 se presenta un modelo de cómo serían las direcciones de flujo someras.

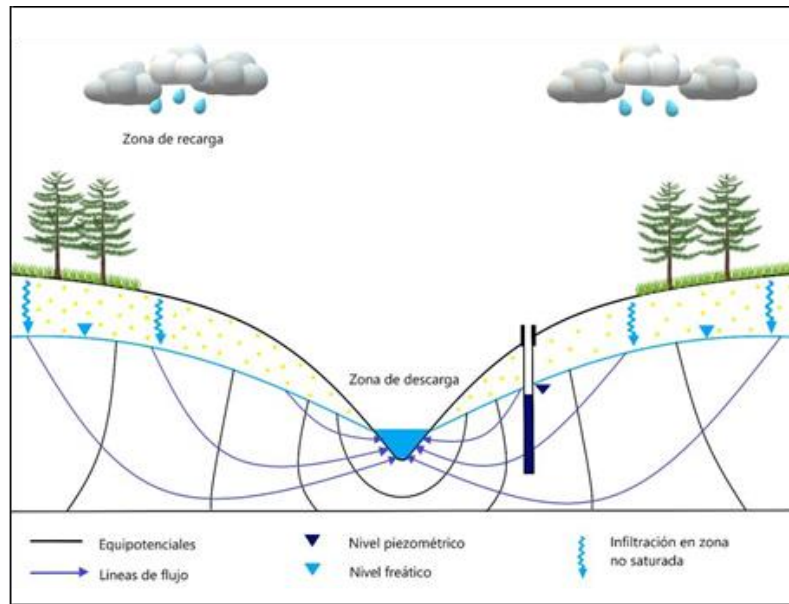


Figura 26. Esquema de la red de flujo somero de la nueva masa de agua subterránea.

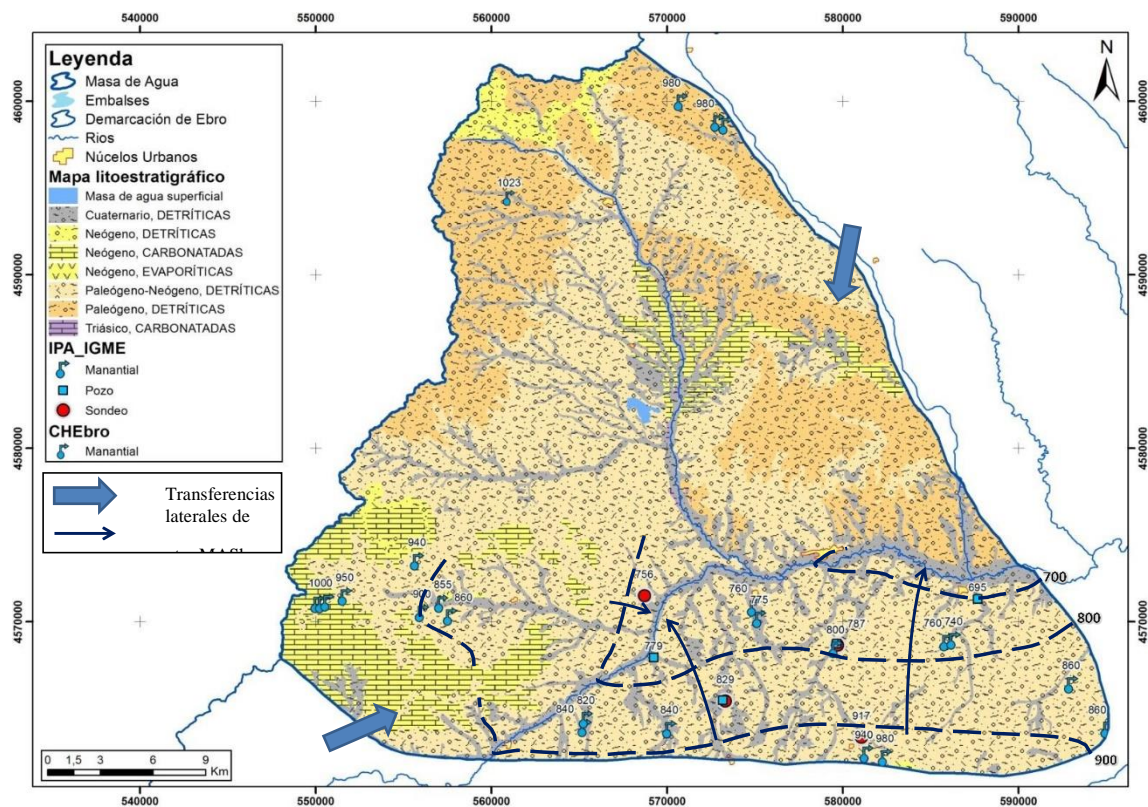


Figura 27. Esquema de la red de flujo somero de la nueva masa de agua subterránea.

2.6. Recarga

La nueva masa de agua subterránea presenta algunas incertidumbres en lo que se refiere a su funcionamiento. Se puede considerar que la

recarga de las formaciones acuíferas cenozoicas se produce por infiltración directa del agua lluvia, retornos de riego y aportaciones laterales de otras masas. Siendo entonces el mecanismo principal la

infiltración de la precipitación sobre las zonas de mayor permeabilidad relativa.

La descarga se realiza especialmente hacia los materiales cuaternarios de la red hidrográfica que se encuentran atravesando la masa de agua, el río Nájima y el río Jalón, a través de pequeños manantiales y algunas extracciones de agua por pozos.

Dentro del Inventario de los Recursos Hídricos Naturales del Plan Hidrológico de la Cuenca del Ebro se realiza una estimación cuantitativa y una descripción cualitativa de las aportaciones de los ríos y de las que alimentan los almacenamientos naturales de agua, superficiales y subterráneos a nivel de Juntas de Explotación (JE).

La nueva masa de agua subterránea estaría incluida en la Junta de Explotación N° 5 Jalón. Dicho inventario incluye series hidrológicas de las siguientes variables: precipitación, evapotranspiración potencial, evapotranspiración real, recarga a los acuíferos, escorrentía superficial y escorrentía subterráneas. Estas variables se estiman para el periodo temporal 1940/41 a 2005/06 y se describen a continuación:

- La precipitación total anual en la cuenca Hidrográfica del Ebro se encuentra en torno a los 52.848 hm³ (618mm) en el periodo 1980/81-2005/06, oscilando entre 817 mm en

los años más húmedos y 452 mm en los años más secos. En la JE N° 5, la precipitación media anual para la serie temporal 1940/41 a 2005/06 es de 447.2 mm.

- La evapotranspiración potencial (ETP) evalúa la cantidad de agua que pasa a la atmósfera en forma de vapor de agua a través de la evaporación y de la traspiración de la vegetación. Para la JE N° 5 la evapotranspiración potencial total varía entre 1000-1200 mm/año considerándose una zona subhúmeda.
- La Evapotranspiración Real (ETR) media anual está en torno a los 450 mm, equivalente a 38.336 hm³. En la JE N°5 se presenta un máximo de 538,25 mm/año y un mínimo de 289,58 mm/año para la serie temporal 1980/81-2005/06.
- La estimación de la recarga a los acuíferos en el Plan Hidrológico se calcula utilizando el Método del Número de Curva, en el caso de la JE N°5 se obtuvo una tasa de recarga entre 10 y 50 mm/año.

La escorrentía en el Plan Hidrológico se ha calculado mediante el modelo SIMPA y para la JE N°5 se obtuvo una escorrentía total anual <50 mm/año para el periodo 1980/81-2005/06.

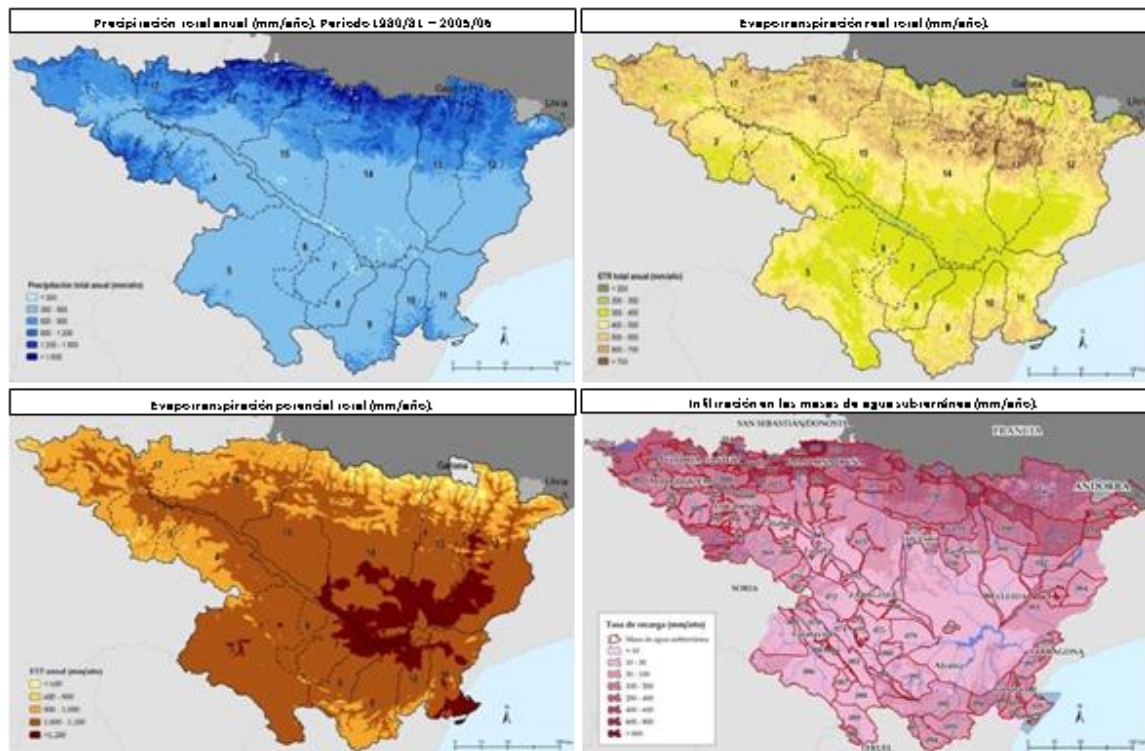


Figura 28. Mapas de precipitación, evapotranspiración potencial total, evapotranspiración real total e infiltración en las masas de agua subterráneas. Modificado de la Memoria del Plan Hidrológico del Ebro 2010-2015.

2.7. Hidroquímica

Para caracterizar hidrogeoquímicamente el agua de los acuíferos que se encuentra en esta masa se han utilizado pozos y manantiales pertenecientes a la Red de Control, así como otros puntos del IPA – IGME que contaban con datos para desarrollar un análisis químico. Los puntos de la Red de Control presentan datos desde el 2006 hasta el 2017, mientras que los del IPA – IGME desde 1991 hasta 2001.

La tabla 6 recoge toda la información encontrada en los puntos de u que se utilizó para generar un análisis químico de las aguas

presentes en la masa de agua subterránea. Y continuación en la figura 12 se muestra la ubicación de estos puntos.

Una vez recopilados los datos químicos se organizaron de tal manera que permitiera realizar una evaluación sobre la química del agua. Las facies químicas de las aguas subterráneas se han representado a partir de la presencia de los iones mayoritarios (HCO_3 , SO_4 , Cl , NO_3 , Ca , Mg , Na y K) y algunos iones que son importante en el agua subterránea como NO_2 , NH_4 , Fe y Mn , en el caso de estos dos últimos iones no se encontró datos para todas las muestras.

estos pueden ser evidencias de la disolución de yesos encontrados en la masa de agua subterránea. Los aniones mientras tanto no tienen una gran variación, la mayor parte son

cálcicas y algunos casos pasan a ser magnésico – cálcicas.

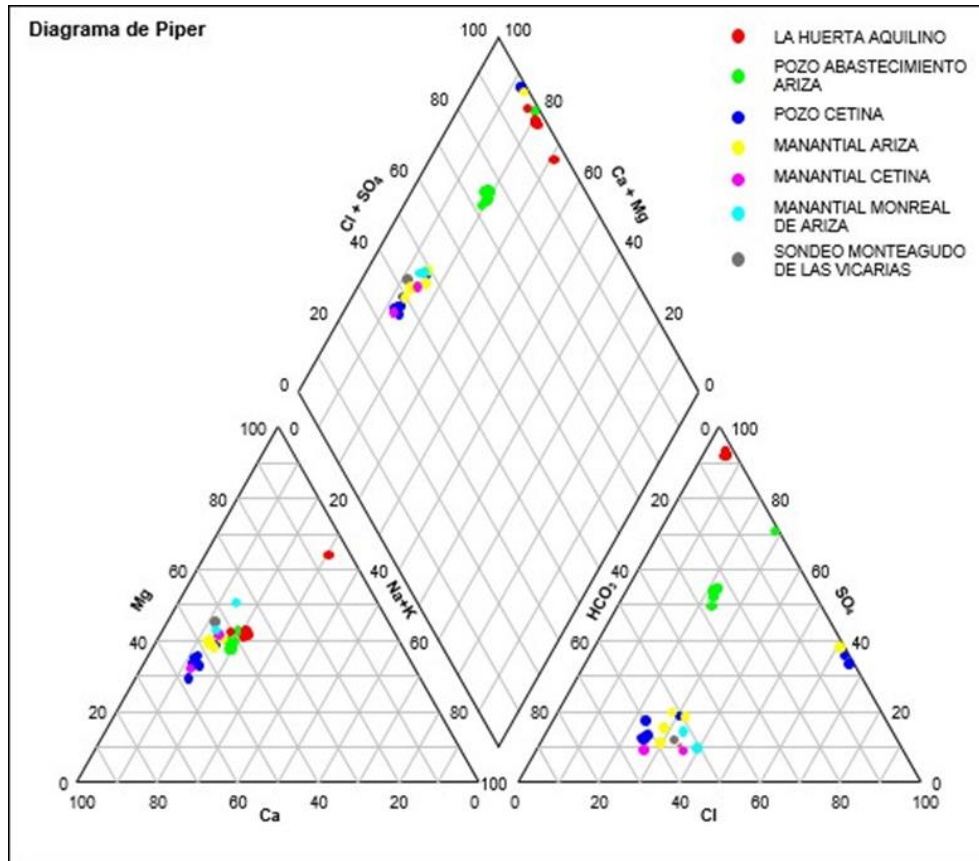


Figura 30. Diagrama Piper de los pozos y el manantial situados en la nueva masa de agua subterránea.

Por tanto, se puede apuntar que la masa de agua tiene una naturaleza predominantemente carbonatada con enriquecimiento en sulfatos. Lo que quiere decir que estas aguas bicarbonatadas se consideran que son aguas de infiltración reciente o poco evolucionadas, como en esta masa de agua subterránea hay presencia de yesos, el agua al pasar o ponerse en contacto con ellos se enriquece en sulfatos, cloruros y sodio.

Esto comprueba lo que dice el informe de control de estado de las masas CEMAS (2014-2015), que la composición hidroquímica de las masas de agua del dominio Alto Jalón-Alto Jiloca son fundamentalmente aguas de composición bicarbonatada cálcicas pasando en algún caso a aguas sulfatadas bicarbonatadas, como se muestra en la figura 14 realizada en dicho informe.

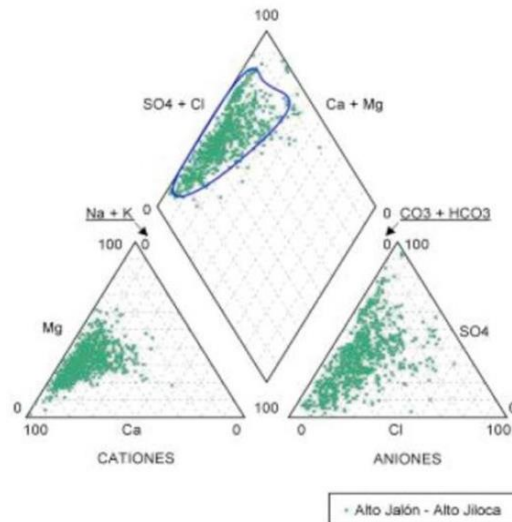


Figura 31. Diagrama Piper del Dominio Alto Jalón-Alto Jiloca donde se ubica la nueva masa de agua subterránea

También se realizaron el diagrama de Stiff para cada uno de los puntos analizados, y así poder observar el polígono que se asocia al tipo de agua de esta masa de agua, dichos diagramas se presentan sobre el mapa de la zona (figura 15). En ella se observa que el sondeo de Monteagudo de las Vicarias y el Pozo de abastecimiento de Ariza presentan datos de SO_4 mucho más alto que las demás muestras, esto coincide con la geología, ya que en la zona hay presencia de yesos. Mientras las demás tienen una tendencia bastante parecida.

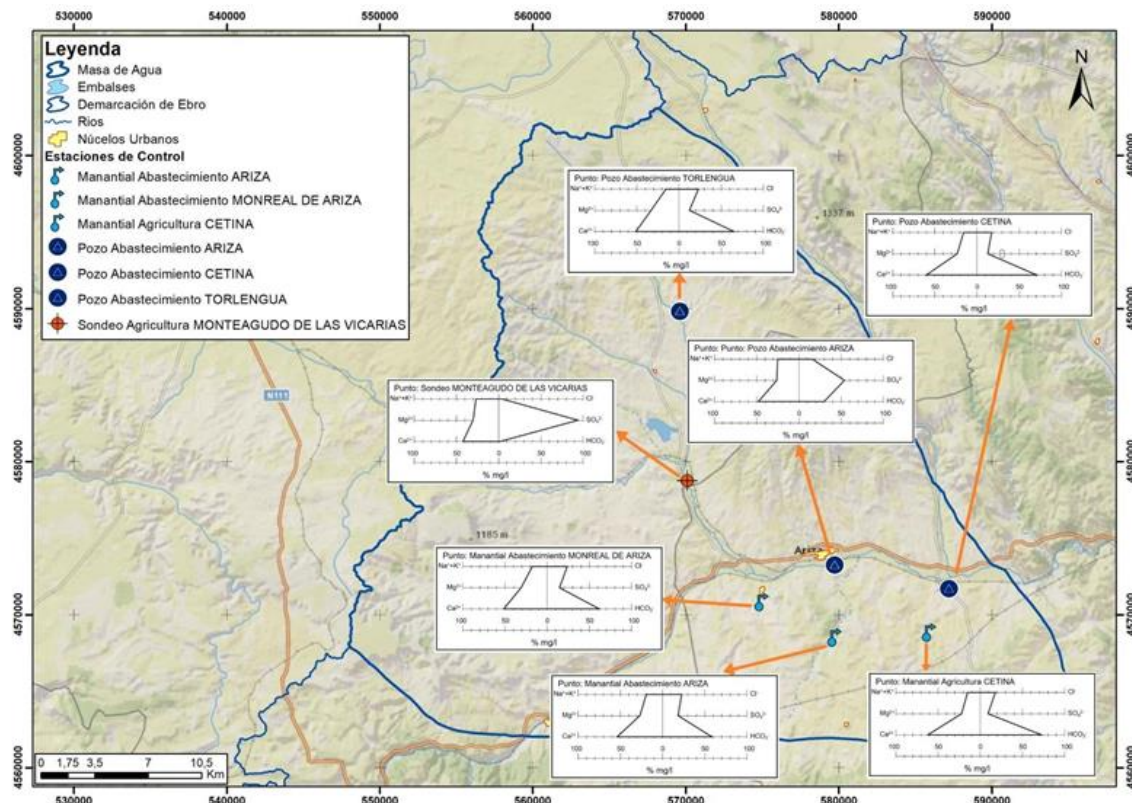


Figura 32. Mapa de los puntos de agua analizados con sus respectivos diagramas de Stiff.

2.8. Calidad

Para determinar la calidad de la nueva masa de agua subterránea se han tenido en cuenta los datos utilizados en el análisis de hidroquímica, donde se ha determinado que la masa de agua tiene un carácter general bicarbonatado cálcico con un componente sulfatado correspondiendo con la presencia de los niveles evaporíticos en las formaciones cenozoicas.

En dichas formaciones cenozoicas registran valores del orden de 632 – 6900 $\mu\text{S}/\text{cm}$, o una media de 1603 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Estos cambios de la conductividad se pueden ver reflejados en el aumento de los aniones sulfato y cloruro como también en los cationes calcio y magnesio.

Los niveles de nitratos permiten determinar si hay influencia de actividades antrópicas, como son las actividades agrícolas, en este caso en los puntos Manantial de abastecimiento de Monreal de Ariza y el pozo de abastecimiento de Cetina, la concentración es superior a 50 mg/L. Estas concentraciones estarían reflejando una problemática a futuro para la consecución del buen estado, en general estos niveles de nitrato son elevados porque pueden representar la carga ganadera que hay en el sector sureste de la masa de agua.

El contenido de sulfatos en la masa varía entre 42 – 3523 mg/L, los puntos con mayor concentración son el Pozo de Abastecimiento de Ariza y el Sondeo de Agricultura de

Monteagudo de las Vicarias que coinciden con la zona de horizontes yesíferos del cenozoico. Para definir las presiones a las que estaría sometida la masa de agua subterránea, se realizó un análisis de las principales actividades que puede haber en la superficie total, como son la agricultura, ganadería, riego, industria y si hay minería

Las principales comarcas donde se ubica la masa de agua son el Campo de Gomara y la comarca de Calatayud. Teniendo en cuenta la información encontrada para cada comarca con respecto a sus principales actividades, se puede determinar que en la masa de agua se dedican principalmente a la agricultura, a la ganadería, servicios e industria agroalimentaria. En el sector del río Jalón, sobre las terrazas se cultivan hortofrutícolas, mientras que en el resto de la masa se cultivan cereales y en zonas donde hay yesos se utiliza para pastos o la repoblación forestal.

La ganadería es bastante importante abundando el ovino y los cerdos. Con respecto a la industria en el municipio de Ariza existen industrias dedicadas a los muebles, calzado, auxiliares para automóviles y maquinaria agrícola. También existen diversas industrias dedicadas a la fabricación de ladrillo, ya que es una zona rica en materiales susceptibles de extracción.

Las mayores presiones, por tanto, se encuentran relacionadas con la agricultura de regadío que supone una parte importante de la superficie total. Otra de las presiones es la

ganadería, la cual genera una carga de nitrógeno importante, contaminando los acuíferos sobre los que están construidos, así como los vertidos de las poblaciones e industrias.

2.9. Resultados

Dentro de la cuenca del Ebro existen aún varias zonas sin definir como masa de agua subterránea. Por lo tanto, dentro de este trabajo y teniendo en cuenta lo que indica la DMA, se ha desarrollado una caracterización basada en la definición de la ubicación, límites de la masa, características generales de la geología y la hidrogeología, al igual que su dependencia con ecosistemas de aguas superficiales o ecosistemas terrestres.

El primer criterio a seguir ha sido identificar las unidades hidrogeológicas para determinar así un acuífero o un conjunto de acuíferos susceptibles de ser considerados de manera conjunta como un recurso hídrico. Teniendo en cuenta esto se ha encontrado que esta nueva masa de agua subterránea pertenece al Dominio Ibérico del Alto Jalón – Jiloca, pero en ella aún no se ha definido una unidad hidrogeológica, debido a que es una zona de permeabilidades medias-baja.

Se definió entonces los límites para la nueva masa de agua subterránea, siendo el límite Noroeste- Suroeste definido por la divisoria hidrográfica Ebro-Duero, al Sur el límite se establece con la masa de agua subterránea Páramos del Ato del Jalón y, al Noreste-

Sureste el límite coincide con la masa de agua subterránea Sierra de Miñana.

Los materiales que se encuentran en su mayoría son materiales detríticos y carbonatados del neógeno continental y cuaternario. Para definir una unidad hidrogeológica se han de tener en cuenta factores como la potencia, la litología y los cambios de facies. En este el conjunto de formaciones del mioceno que están formadas por arenisca, arcilla y conglomerados podrían definirse como una unidad hidrogeológica de permeabilidad media y con espesores cercanos a los 200 metros. Presentando un cambio lateral de facies a niveles arcillosos, y además también presentando un cambio gradual a unidades con predominio carbonático.

El cuaternario que son un conjunto de formaciones detríticas asociadas con el aluvial del río Jalón y el Nájima, y que comprenden llanuras de inundación y sedimentos fluviales actuales también se puede definir como un acuífero. Dicho acuífero presentaría una permeabilidad alta, con espesores que no sobrepasan los 10 m.

Dentro de la nueva masa de agua se han encontrado cinco estaciones de aforo perteneciente a la red de control oficial de la CHE. Se ubican, dos de ellos en el río Nájima, en el municipio de Monteagudo de las Vicarías. Hay un tercero que se ubica cerca a la confluencia de los ríos Nájima y Jalón, en el municipio de Monreal de Ariza. Y

finalmente, hay dos más ubicados en el río Jalón, en el municipio de Cetina. Estas estaciones de aforo están indicando que en el mes de julio de 2019 el río Nájima tiene además de estos cinco puntos de aforo también existen tres estaciones de la Red de Calidad, utilizadas para observar la calidad del agua que se utiliza para abastecimiento de las poblaciones de Ariza y Cetina. Estos puntos son declarados parte de la Red de Calidad porque son captaciones de más de 10 m³/día. Igualmente, esta masa de agua subterránea cuenta con un punto de la Red de Control de Nitratos, ubicado en el municipio de Torlengua. Esto confirma lo mencionado en el capítulo de calidad donde se menciona que esta masa de agua puede tener problemas de nitratos a futuro, ya que es una zona que tiene como una de sus principales actividades la ganadería.

Adicionalmente existen números manantiales en la masa de agua que forman parte del IPA del IGME, los cuales cuenta con información hidrométrica, como es el caudal medio de 1 y 15 l/s.

En el análisis de las relaciones entre la masa de agua subterránea y las zonas húmedas se encontró que dentro de los diferentes humedales que hay en la cuenca del Ebro, la nueva masa de agua subterránea cuenta con uno, llamado el Embalse de Monteagudo. Dicho embalse recoge las aguas del río Nájima, y se considera como uno de los humedales más valiosos desde el punto de vista ornitológico de toda la provincia, por ello

es declarado como ZEPA e incluido en la Red Natura 2000

Así mismo, dentro de la masa de agua hay un LIC llamado Quejigares de Gómara- Nájima, ubicado al Suroeste de Soria, puede que esta zona protegida tenga alguna conexión con las aguas subterráneas, pero actualmente no hay estudios que cuantifiquen esa relación.

Con respecto a la piezometría los datos encontrados son muy limitados para esta zona de la cuenca del Ebro, no existen piezómetros oficiales de la red piezométrica, pero sí que hay varios puntos del IPA-IGME y el registro del CH. Con ellos se hizo un análisis, se observó la profundidad y la geología de perforación, los datos fueron corroborados con la geología regional y con la permeabilidad. Con la unión de toda esta información se confirmó lo antes mencionado, es una masa de agua formada por materiales detríticos que presentan un cambio lateral de facies, que conforman acuíferos aislados de permeabilidades medias-bajas, lo que dificulta el trazo de una piezometría significativa.

Teniendo en cuenta todas las características encontradas de la masa de agua subterránea, se dibujaron las principales direcciones de flujo del agua, esto con ayuda de toda la información recopilada de los manantiales y pozos. Los flujos de la masa estarían en la zona de alteración superficial, condicionados por la topografía local, es decir que la dirección preferente va hacer la red de drenaje.

La recarga principalmente se genera por infiltración directa del agua de lluvia, los retornos de riego, ya que es una masa con bastantes cultivos, y las aportaciones que puedan venir de las masas de aguas subterráneas colindantes. Y la descarga se realiza por los manantiales que se encuentran a lo largo del río Nájima y el río Jalón, además de las extracciones que se hacen ya sea para abastecimiento o riego.

El estudio hidroquímico que se realizó con los datos del IPA-IGME y puntos de la Red de Control, tenía datos de los periodos de 1991-2017, y que tras un análisis se concluyó que la masa de agua tiene una naturaleza predominantemente carbonatada con enriquecimiento en sulfatos. Estos enriquecimientos de sulfatos van a variar dependiendo si el agua tiene mayor contacto con las zonas donde hay presencia de yesos. El análisis que se realizó se comparó con un informe de hidroquímica del dominio Jalón - Jiloca del CEMAS, donde indica que las aguas de dicho dominio tiene una composición bicarbonatada cálcicas pasando en algún caso a aguas sulfatadas bicarbonatadas.

Finalmente, para determinar la calidad de la masa de agua se tuvieron en cuenta las principales actividades, tales como ganadería, agricultura, riego e industria. Se encontró que en esa zona hay mucho cultivo de cereales y en los sectores cercanos al río Jalón se cultivan frutas. La ganadería también es importante hay gran cantidad de ovinos y cerdos. El sector de la industria se encuentra muy puntual en el

municipio de Ariza. Por todo esto las presiones que podrían llegar afectar la masa de agua estarían relacionadas con la agricultura, o con la ganadería, sabiendo que son un foco de nitratos. Y no se puede descartar los vertidos que produzcan los núcleos urbanos y la industria.

3. CONCLUSIONES

La finalidad de este trabajo ha sido delimitar y caracterizar una nueva masa de agua subterránea en una zona donde no se ha hecho anteriormente debido a sus características. A lo largo del informe se han descrito los aspectos generales que puede haber en una ficha de caracterización inicial.

Históricamente en esta zona no se han realizado trabajos hidrogeológicos detallados, por lo tanto, es importante profundizar en estos aspectos a escala de masa de agua subterránea. Por la información encontrada se sabe que litológicamente son materiales de permeabilidades medias bajas, lo que hace que hidrogeológicamente no sean de interés. Sin embargo, al ampliar los estudios se podrían identificar sectores cuyas características hidrogeológicas fueran de interés dentro de los recursos hídricos.

De la misma manera, es importante plantear una red de control, para así determinar a futuro el estado general de la masa de agua, y tener un seguimiento de la evolución de la misma. Con respecto a los parámetros hidrodinámicos lo fundamental es realizar un estudio y un

ensayo de bombeo para así determinar los parámetros hidrogeológicos del acuífero: la transmisividad, permeabilidad, coeficiente de almacenamiento. Ya que en el trabajo se han aproximado teniendo en cuenta lo mencionado por Custodio y Llamas, 1983 para los materiales que conforman esta nueva masa de agua subterránea.

Se sabe que en esta nueva masa de agua subterránea está formada por materiales detríticos que presentan un cambio lateral de facies, que conforman acuíferos aislados lo que dificulta el trazo de una piezometría significativa, por lo tanto, es importante añadir más puntos que tengan información y permitan la interpretación en la totalidad de la masa.

Igualmente, para determinar la recarga se han utilizado datos a nivel de Junta de Explotación, sería importante poder determinar estos datos a nivel de masa de agua, realizando un balance hídrico. Para el cual se ha de tener en cuenta la infiltración por las lluvias y la infiltración por riego, las transferencias laterales, las demandas, el índice de extracción y los recursos disponibles.

Dentro del tema de hidroquímica sería bueno incorporar más puntos con información y análisis químicos para tener un mayor conocimiento del tipo de aguas que hay en la zona, ya que como se ha mencionado son materiales detríticos que presentan un cambio lateral de facies, que conforman acuíferos

aislados. Así mismo seguir tomando datos y realizar los análisis a futuro para saber la evolución que puede tener la masa de agua subterránea.

La información encontrada para determinar la calidad de la masa de agua es limitada, se debería realizar un estudio de las principales características físicas, químicas y biológicas que definen la composición del agua. Dentro de este estudio se ha realizado una clasificación del agua según su uso, pero la DMA establece que en cada Demarcación hidrográfica deben de establecerse programas de seguimiento del estado de las aguas, que permitan obtener una visión general, coherente y completa de cada una de las masas de agua, para ello es importante la red de control.

Por todo lo anterior se plantean trabajos complementarios en cada apartado, los cuales se consideran necesarios para abordar y poder alcanzar los objetivos prioritarios.

BIBLIOGRAFÍA

- Barnolas, A. y Pujalte, V. (editores) (2004): La Cordillera Pirenaica. En: Geología de España (J. A. Vera, Ed.), SGE-IGME, Madrid, 233-343 p.
- Confederación Hidrográfica del Ebro, (1998). Memoria- Delimitación de Unidades Hidrológicas.
- Confederación Hidrográfica del Ebro, (2013), Propuesta de proyecto de Plan Hidrológico de la Cuenca del Ebro. - Anejo XIII - Caracterización adicional de las masas de agua subterráneas.
- Confederación Hidrográfica del Ebro, (1998). Plan Hidrológico de la Cuenca del Ebro. Confederación Hidrográfica del Ebro, (2015). Plan Hidrológico de la Cuenca del Ebro. Custodio, E. y Llamas, M. R., (1983). Hidrología subterránea. Ed. Omega. Barcelona
- European Commission. (2003). Identification of Water Bodies. WFD CIS Guidance Document No. 02. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Luxembourg.
- Europa Diario Oficial de las Comunidades Europeas (DOCE) (2000), Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por el que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. DO L 327/1 22-12-2000.

- Europa. Diario Oficial de las Comunidades Europeas (DOCE) (2006), Directiva 2006/118/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de diciembre de 2006, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro. DO L 372/19 27-12-2006.
- España. Boletín Oficial del Estado (BOEE) (2008), ORDEN ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica.
- España. Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas. Boletín Oficial del Estado, 176.
- Klimowitz, J., (1992): Estratigrafía y disposición estructural del Terciario Inferior en el subsuelo del Sector Central de la cuenca del Ebro. Acta Geológica Hispánica, v. 27, 117-125 p.
- Lendínez González, A., Martín Herrero, D., (1991): Memorias y mapas geológicos del Plan MAGNA a escala 1:50.000 de España. Hoja 436 Alhama de Aragón. Instituto Geológico y Minero de España, 68 p.
- Lendínez González, A., (1991): Memorias y mapas geológicos del Plan MAGNA a escala 1:50.000 de España. Hoja 435 Arcos de Jalón. Instituto Geológico y Minero de España, 62 p.
- Lendínez González, A., Valverde Hernández, M.F., (1991): Memorias y mapas geológicos del Plan MAGNA a escala 1:50.000 de España. Hoja 407 Morón de Almazán. Instituto Geológico y Minero de España, 34 p.
- Lendínez González, A., Ruíz Fernández de la Lopa, V., (1991): Memorias y mapas geológicos del Plan MAGNA a escala 1:50.000 de España. Hoja 408 Torrijo de La Cañada. Instituto Geológico y Minero de España, 90 p.
- Lendínez González, A., (1991): Memorias y mapas geológicos del Plan MAGNA a escala 1:50.000 de España. Hoja 380 Borobia. Instituto Geológico y Minero de España, 96 p.
- Lendínez González, A., (1991): Memorias y mapas geológicos del Plan MAGNA a escala 1:50.000 de España. Hoja 379 Gómara. Instituto Geológico y Minero de España, 35 p. Ministerio de Ciencia e Innovación e IGME, (2010): Actividad 4 Identificación y caracterización de la interrelación que se presenta entre aguas subterráneas, cursos fluviales, descargas por manantiales, zonas húmedas y otros ecosistemas naturales de especial interés hídrico Demarcación Hidrográfica del Ebro. Masa de Agua Subterránea 091.085 Sierra de Miñana.
- Ministerio de Ciencia e Innovación e IGME: Actividad 4, (2010): Identificación y caracterización de la interrelación que se presenta entre aguas subterráneas, cursos fluviales, descargas por manantiales, zonas húmedas y otros ecosistemas naturales de especial

- interés hídrico Demarcación
Hidrográfica del Ebro. Masa de Agua
Subterránea 091.086 Paramos de Alto
Jalón.
- Ministerio de Medio Ambiente, (1998).
Estudio de delimitación de las
unidades hidrogeológicas del
territorio Peninsular e Islas Baleares y
síntesis de sus características.
- Ministerio de Medio Ambiente, (2005).
Estudio para la identificación y
caracterización de las masas de agua
subterránea de la cuenca Hidrográfica
del Ebro.
- Muñoz-Jiménez, A., Casas Sainz, A M
(1997). The Rioja Trough (N Spain);
tectosedimentary evolution of a
symmetric foreland basin. Basin
Research, v.9, 65-85 p.
- MOPTMA-MINER (1994). Libro Blanco de
las Aguas Subterráneas. Serie
Monografías. Ministerio de Obras
Públicas Transporte y Medio
Ambiente-Ministerio de Industria y
Energía. Madrid, 135 pp.
- Plan Nacional de Investigación de las Aguas
Subterráneas, (1984).
- Sopeña, A. (editor) (2004): Cordillera Ibérica
y Costero Catalana. En: Geología de
España (J.A. Vera, Ed), SGR-IGME,
Madrid, 465-527.
- Vera, J.A. (editor) (2004). Geología de
España. SGE-IGME, Madrid, 890 p.
- Vergés, J., Muñoz, J. A., and Martinez, A.,
(1992): South Pyrenean fold-and-
thrust belt: Role of foreland evaporitic
levels in thrust geometry, in McClay,
- K. R., ed., Thrust Tectonics: London,
Chapman and Hall, 255-264 p.

**UNIVERSIDAD DE ALCALÁ
Y
UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS**



**Universidad
de Alcalá**



**Universidad
Rey Juan Carlos**

**MASTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS**

PROYECTO DE FIN DE MASTER

**Bacterias Resistentes a Antibióticos en Estaciones
Depuradoras de Agua Residual**

AUTOR:

Indira Jackeline Chiriboga Sisalema

DIRECTOR:

Cat. D. Eloy García Calvo (UAH)

Alcalá de Henares, 1 de diciembre de 2019

ÍNDICE

RESUMEN	77
1. INTRODUCCIÓN	77
1.1. El ser humano y los antibióticos	78
1.2. Los antibióticos	79
1.2.1. Mecanismos de acción de los antibióticos	79
1.2.2. Resistencia a los antibióticos	81
1.2.2.1. Mecanismos de resistencia en las bacterias	83
1.2.2.2. Genes de resistencia	84
2. OBJETIVOS	87
2.1. Objetivo General	87
2.2. Objetivos Específicos	87
3. METODOLOGÍA	87
4. SANEAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES URBANAS	88
4.1. Tecnologías convencionales empleadas para la depuración de aguas residuales	89
4.2. Complicaciones actuales	90
5. EL AGUA RESIDUAL Y LOS ANTIBIÓTICOS	91
5.1. Principales fuentes de ingreso de antibióticos a las aguas residuales	94
5.1.1. Antibióticos de uso veterinario	94
5.1.2. Antibióticos y la agricultura	95
5.1.3. Antibióticos y hospitales	96
5.2. Las EDAR como medio de transmisión para la resistencia a los antibióticos	98
5.2.1. Remoción de antibióticos	100
5.2.1.1. Tratamiento biológico	100
5.2.1.2. Membrana de filtración	103
5.2.1.3. Filtro de Carbón Activo	104
5.2.1.4. Desinfección por cloración	105
5.2.1.5. Desinfección por radiación ultravioleta	107
5.2.1.6. Ozonización	109

5.2.2. Nuevas tecnologías para la depuración de aguas residuales, Procesos Avanzados de oxidación	110
5.2.2.1. Fotocatálisis heterogénea con dióxido de titanio (TiO ₂)	110
5.2.2.2. Oxidación Fenton	112
5.2.2.3. Sonólisis o ultrasonido	113
6. MEDIDAS PREVENTIVAS FRENTE A LA RESISTENCIA DE ANTIBIÓTICOS	113
6.1. Monitorización y control del consumo de antibióticos	114
6.2. Seguimiento de organismos resistentes a los antibióticos en el agua	114
7. CONCLUSIONES	115
BIBLIOGRAFÍA	117

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Presencia de antibióticos en masas de agua, aguas residuales y lodos. <i>Fuente.</i> (Peñate, Haza, Wilhelm, & Delmas, 2009)	97
Tabla 2. Valor CT (ciclo umbral), a 5°C para la eliminación de 1 log de Escherichia Coli. <i>Fuente.</i> (Jorge Pérez Serrano, 2019)	105
Tabla 3. Valor CT (ciclo umbral), a 5°C para la eliminación de Escherichia Coli. <i>Fuente.</i> (Jorge Pérez Serrano, 2019)	109

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esperanza de vida en España, entre 1960-2013. <i>Fuente.</i> (Actualitix World Atlas - Statistics by Country, 2016)	79
Figura 2. Conjugación bacteriana. <i>Fuente.</i> (Tortora., Funke., & Case, 2007).	85
Figura 3. Diseminación de los antibióticos y resistencia a los antibióticos. <i>Fuente.</i> (Davies & Davies, 2010)	92
Figura 4. Reactores genéticos. <i>Fuente.</i> (Baquero, Martínez, & Cantón, 2008)	93
Figura 5. Degradación de carbón orgánico total (COT mg/l). <i>Fuente.</i> (Gálvez, y otros, 2001)	111

TABLA DE ABREVIATURAS

C: Centígrado
CAD: Computer Aided Design
CEDEX: Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas
EDAR: Estación Depuradora de Aguas Residuales
IGME: Instituto Geológico y Minero de España
IP: Ingress Protection
KM: Kilómetro(s)
M: Metro(s)
MAGRAMA: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente
MM: Milímetro
SUDS: Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible
SWMM: Storm Water Management Model
UTM: Universal Transverse Mercator

RESUMEN

Los antibióticos han marcado un antes y un después en la calidad de vida de las personas. Los antibióticos, las vacunas y buenas prácticas sanitarias son considerados grandes éxitos de la medicina del siglo XX. Su uso excesivo y descontrolado en medicina y la veterinaria ha conllevado una serie de riesgos como la resistencia a los antibióticos, se ha advertido en los últimos años de sus graves consecuencias. La resistencia a los antibióticos se ha tratado de manera extensa desde el punto de vista sanitario pero últimos estudios han demostrado el protagonismo que desempeñan las Estaciones Depuradoras de Agua Residual (EDAR), al reunir las condiciones necesarias para la propagación y difusión de la resistencia a los antibióticos al medio ambiente.

La presencia de genes de resistencia a antibióticos o ARG (del inglés, *antibiotic resistance genes*) y bacterias resistentes a antibióticos (ARB) en medios acuáticos se ha ido incrementando en los últimos años como consecuencia del elevado consumo de antibióticos a nivel mundial. Se han detectado ARB en aguas residuales urbanas, líquidos residuales hospitalarios, lodos cloacales, aguas subterráneas y en ríos contaminados con descargas de aguas residuales. Este trabajo busca presentar un resumen breve, sobre el comportamiento de las bacterias al estar sujetas a presiones selectivas debido a los antibióticos y el

desarrollo de resistencia en las mismas y del papel que desempeñan los distintos procesos del tipo biológico, químico o físico de depuración frente a los antibióticos en las aguas residuales.

1. INTRODUCCIÓN

El desarrollo y la diseminación de bacterias portadoras de genes de resistencia a los antibióticos, es una de las mayores preocupaciones en la actualidad. Es frecuente relacionar la resistencia de las bacterias a los antibióticos exclusivamente a ambientes hospitalarios, pero últimamente se han ido desarrollado diversos estudios donde se ha concluido el importante papel que desempeñan las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) al brindar las condiciones adecuadas para que las bacterias portadoras de genes interactúen con otras, para lograr de esta manera una difusión de distintos tipos de resistencia.

Se debe indicar que cuando se suministra un antibiótico para uso médico o veterinario, este solo se metaboliza parcialmente por lo tanto gran parte del antibiótico llegará a las EDARs a través de las orinas y heces. Los antibióticos y los productos de su degradación serán vertidos posteriormente al medio ambiente a través de los efluentes de estas instalaciones. Es usual la aplicación de lodos de depuradora y enmiendas orgánicas de origen animal (estiércol y purines) a suelos agrícolas también contribuyen a la presencia de antibióticos, ARG y ARB. (Alkorta Calvo & Garbisu, 2019)

1.1. El ser humano y los antibióticos

La palabra antibiótico se compone por la etimología “anti=opuesto y biótico= vida”, es una sustancia ya sea producida de forma natural por un ser vivo o generada de manera sintética, que elimina o impide el crecimiento de ciertos tipos de microorganismos sensibles a sus compuestos. En sanidad son ampliamente empleados para tratar las infecciones producidas por bacterias, considerándose al descubrimiento de los antibióticos, la anestesia y las buenas prácticas de higiene y desinfección por parte del personal como los grandes triunfos para la medicina en el siglo XX. (Morán, 2014).

El uso de los antibióticos data desde antiguas culturas milenarias como los egipcios o chinos que ya emplean ciertos tipos de moho y plantas medicinales para el alivio de malestares. Científicos de la talla de Louis Pasteur y Robert Koch habían realizado estudios previos sobre antibiosis (interacción biológica de dos organismos inhibidos uno dentro del otro, donde uno segrega una sustancia que atrofia el desarrollo del otro incluso llegando a causar la muerte).

Los antibióticos toman protagonismo en la historia durante el siglo XX gracias Alexander Fleming, quien por accidente descubrió la penicilina, mientras se encontraba realizando cultivos de bacterias su ensayo se contaminó por hongos y pudo observar como el espacio alrededor del hongo se encontraba libre de bacterias (Belloso, 2009).

Los antibióticos se vuelven un factor crucial durante la segunda guerra mundial con el propósito de evitar la mayor cantidad de muertes y sufrimiento a los soldados se decide invertir en la investigación sobre la penicilina y en el año 1940 el científico Howard Florey y su equipo logra producir grandes cantidades de penicilina en estado puro (Belloso, 2009). Para los siguientes años el uso de antibióticos se expandió a toda la población, aumentando su esperanza y calidad de vida, enfermedades que anualmente mataban a miles de personas como la tuberculosis o neumonía fueron fácilmente tratadas con antibióticos. En la figura 1, se muestra el incremento de la esperanza de vida en España, en 1960 el promedio de años que llegaba a vivir una persona era de 69.11 años mientras que para el año 2013 la esperanza de vida fue de 82.43.

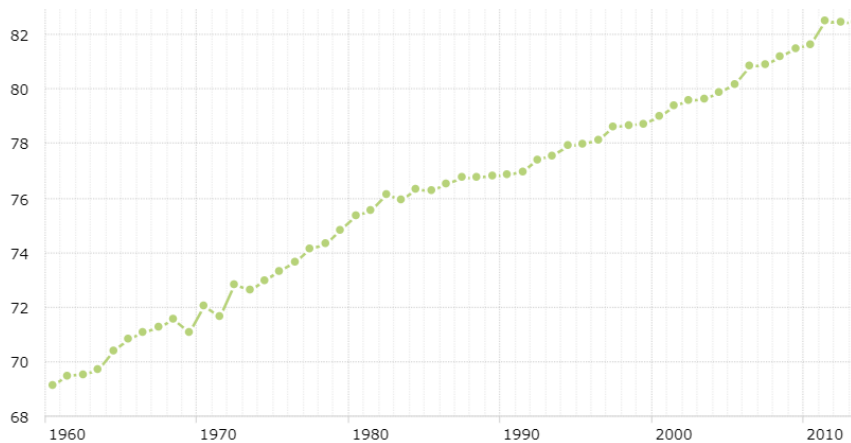


Figura 1. Esperanza de vida en España, entre 1960-2013. *Fuente.* (Actualitix World Atlas - Statistics by Country, 2016)

1.2. Los antibióticos

Los antibióticos son sustancias de origen natural o sintético que causan la muerte de las bacterias o pueden inhibir su crecimiento (Morán, 2014; Garbisu, 2019). Los antibióticos cumplen varios papeles dentro medio ecológico, al existir la resistencia intrínseca son los microorganismos quienes los producen y los utilizan como armas químicas para competir entre ellos y además los emplean como moléculas de señalización para comunicarse químicamente, de esta manera logrando promover la coordinación

entre diferentes individuos. (Alkorta Calvo & Garbisu, 2019)

1.2.1. Mecanismos de acción de los antibióticos

Los antibióticos pueden ser agrupados de acuerdo de su estructura química o según su mecanismo de acción. (Kümmerer, 2009)

Los antibióticos actúan de distinta manera para combatir a las bacterias:

Mecanismo de acción	Descripción	Ejemplo
Inhibidores de la síntesis de la pared celular	El antibiótico impide que la bacteria fabrique su pared celular de protección, dejando a la célula indefensa frente a las grandes presiones osmóticas para que finalmente se muera y rompa.	Amoxicilina Cefuroxima Fosfomicina

Antimicrobianos actúan sobre las membranas celulares	que Lesionan de manera directa o indirecta a la célula, al bloquear la capacidad de protección de la membrana celular.	Polimixinas
Inhibidores de los ácidos nucleicos (ADN/ARN)	Actúan bloqueando la síntesis de los ácidos nucleicos de esta manera impiden la multiplicación de las bacterias	Ciprofloxacino
Inhibidores de la síntesis de proteínas	Impiden que las bacterias fabriquen proteínas por inhibición de los ribosomas bacterianos.	Gentamicina Tetraciclinas

Fuente. (Morán, 2014)

Los antibióticos representan un diverso grupo de compuestos químicos que se pueden agrupar en diferentes subgrupos como: β -lactamasas, quinolonas, tetraciclinas, macrólidos, sulfonamidas y otros. Los antibióticos suelen ser moléculas complejas que poseen diferentes

funcionalidades dentro de la misma molécula. (Kümmerer, 2009)

Los antibióticos se clasifican de acuerdo a su forma de actuar frente a las bacterias, tiempo y concentración:



Fuente. (Seija & Vignoli, Principales grupos de antibióticos, 2006).

1.2.2. Resistencia a los antibióticos

Los antibióticos son considerados uno de los mayores éxitos del siglo XX, revolucionando la sanidad y mejorando la calidad de vida de las personas, conforme se aumentaban y se expandía su uso, se empezó a hablar de una realidad peligrosa, la resistencia a los antibióticos.

La resistencia se puede explicar cómo los distintos procesos bioquímicos y fisiológicos que ocurren dentro de las bacterias las ha vuelto capaces de resistir los efectos de los antibióticos. Las bacterias mutan en respuesta al efecto del antibiótico al volver a las bacterias fármaco resistentes, algunas de las infecciones que hemos logrado controlar en años anteriores últimamente se han vuelto más difíciles de tratar, aumentando los costos médicos por estancias más prolongadas en hospitales e incluso aumentado la mortalidad en pacientes. (Organización Mundial de la Salud, 2018)

Sobre la resistencia a los antibióticos muchos textos hablan sobre la respuesta de las bacterias frente a los antibióticos, los investigadores han basado sus estudios en dos teorías: Lamarck (cambios que viven los organismos dentro de su organismo celular generados por variaciones ambientales a lo largo del tiempo, permiten que se adapte al medio modificado y transmita su capacidad de adaptabilidad a las distintas generaciones) y Darwin (los organismos que mejor se

adapte a las distintas presiones externas serán los que sobrevivirán). (Celis, Rubio, & Navarro, 2017)

Desde hace más de 60 años que se introdujo el uso de antibióticos y su consumo se puede estimar en millones de metros cúbicos (Davies & Davies, 2010), las mejoras de producción y bajo costo de sus componentes fomentan su uso de compra libre. El impacto hacia el medio ambiente que generan los antibióticos se traduce en la resistencia a los mismos, como el principal problema que estamos enfrentando en la actualidad, además de las toneladas de envoltorios plásticos que se están introduciendo. (Davies & Davies, 2010)

La resistencia microbiana se relaciona estrechamente al uso de antibióticos: la falta de control en su venta comercial (automedicación), el incumplimiento de tiempo y cantidades en los tratamientos e incluso el uso que se da a los antibióticos para el crecimiento de animales (Castro Espinosa & Molineros Gallón, 2016). La Organización Mundial de la Salud recomienda adoptar medidas en todos los niveles de sociedad para crear conciencia sobre el elevado peligro que representan el tema de la resistencia a los antibióticos en la actualidad, y pide a las autoridades la creación de políticas de planificación sobre el uso responsable de antibióticos.

Una base de datos actualizada enumera la existencia de más de veinte mil genes de

resistencia (genes r) de casi cuatrocientos tipos de resistencia. Afortunadamente el número de existente como determinantes de resistencia en patógenos es mucho menor. (Davies & Davies, 2010).

Expertos dedicados al estudio de los antibióticos están advirtiendo sobre una posible era pre-antibiótica (Davies & Davies, 2010). Especialistas en salud pública llevan años advirtiendo sobre la reducción de la eficacia de antibióticos debido al abuso de los mismos (Tena de la Nuez, 2019) . En los últimos años la eficiencia del uso terapéutico de antibióticos para el tratamiento de infecciones, ha ido disminuyendo en consecuencia de su mala utilización y abuso. Sobre el 70% de las bacterias patógenas que causan infecciones hospitalarias son resistentes a múltiples antibióticos, convirtiendo en un verdadero desafío el tratamiento de tales infecciones (Alkorta Calvo & Garbisu, 2019). Como consecuencia de la resistencia a los antibióticos enfermedades que antes de trataba fácilmente con antibióticos, se convierten en infecciones peligrosas. Las infecciones causadas por bacterias resistentes a antibióticos son más difíciles de tratar y sus altos costos hospitalarios son reflejo de los tiempos prolongados de hospitalización y el empleo de nuevos medicamentos. En algunos casos las infecciones resistentes a los antibióticos pueden llevar alguna discapacidad severa o incluso la muerte (Center for Disease Control and Prevention, 2017). Las

infecciones más graves como la neumonía y la bacteriemia (de cualquier origen), pueden desencadenar un shock séptico multiorgánico, llegando a tasas de mortalidad asociadas hasta al 50% (Fariñas & Martínez-Martínez, 2013). Se prevé que para el año 2050, diez millones de vidas humanas estarán en riesgo anual debido al aumento de la resistencia a los antibióticos, sí no se halla una pronta solución. (Alkorta Calvo & Garbisu, 2019)

Los antibióticos y antimicóticos sirven para combatir infecciones en personas, pero esto no es su único uso. Los antibióticos también son empleados para tratar y prevenir enfermedades en animales de granja y los antimicóticos se utilizan como fungicidas para cultivos. Para algunos científicos el uso cada vez mayor de antibióticos y antimicóticos en la ganadería y agricultura, está contribuyendo a la aparición de infecciones resistentes a los medicamentos entre personas que consumen estos productos. (Tena de la Nuez, 2019)

Este panorama aterrador a futuro ha llevado a entidades públicas y privadas ser protagonistas de campañas a favor para limitar el uso desmesurado de antibióticos en personas y animales de granja, así como también su desecho irresponsable.

1.2.2.1. Mecanismos de resistencia en las bacterias

La resistencia en las bacterias puede ser de forma natural (intrínseca) o adquirida por las presiones selectivas que se encuentra sometida la misma (BERTOMEU BARTUAL, 2017). Los genes de resistencia a los antibióticos han permitido una interacción constante entre bacterias y antibióticos a lo largo del tiempo, permitiendo que estas puedan adquirir las capacidades suficientes para sobrevivir en presencia del antibiótico. (Alkorta Calvo & Garbisu, 2019)

Los mecanismos de resistencia son adquiridos a través de transferencia de material genético o mediante mutación. (Seija & Vignoli, Principales mecanismos de resistencia antibiótica, 2008). Los fragmentos de ADN que dan a la resistencia a las bacterias se transfieren por dos vías claramente diferenciales:

- **Trasferencia vertical de genes:** el material genético es transferido desde bacterias parentales a bacterias hijas.
- **Transferencia horizontal de genes:** se produce cuando dos bacterias no emparentadas se transfieren material genético. La transferencia horizontal es rápida y eficaz para la adquisición de genes por parte de bacterias receptoras, que les permiten vivir en ambientes hostiles

bajo presiones selectivas. (Alkorta Calvo & Garbisu, 2019)

Desde un punto de vista molecular y bioquímico, existen cuatro mecanismos de resistencia de las bacterias hacia los antibióticos:

- **Alteraciones del sitio de acción:** las bacterias pueden alterar el sitio donde el antibiótico se une con la bacteria, se produce una disfunción de la eficacia del antibiótico en la bacteria debido a las mutaciones que presenta la bacteria para contrarrestar al antibiótico.
- **Alteración de la estructura de los antibióticos mediante enzimas:** las enzimas producidas por las bacterias actúan sobre el antibiótico provocando una pérdida de eficacia al crear cambios en la estructura del mismo. Por ejemplo: producción de enzimas modificadoras como β -lactamasas y aminoglucósidos.
- **Impermeabilidad de la membrana o pared celular:** las bacterias pueden producir cambios de la bicapa lipídica pero su los cambios que producen en las porinas (proteínas de la membrana que permiten el ingreso del antibiótico a la célula). Sus mutaciones pueden ocasionar que la membrana externa no permita el paso al espacio periplásmico.
- **Transporte inespecífico al exterior de la bacteria o bomba de expulsión:**

toman al antibiótico del espacio periplásmico y lo expulsan al exterior, evitando que llegue al sitio de acción. Sistemas de resistencia múltiple (MDR) se encuentran en las células de todos los seres vivos, son proteínas de la membrana y son capaces de expulsar cualquier sustancia tóxica incluyendo los antibióticos.

Fuente. (BERTOMEU BARTUAL, 2017; Tafur, 2011; Calle, 2018)

1.2.2.2. Genes de resistencia

Los genes de resistencia a los antibióticos se encuentran de forma natural en las bacterias (sin presión de selección) por tal razón para considerar un contaminante genuino serán aquellos elementos que bajo presión selectiva son capaces de transferirse a otros microorganismos. (BERTOMEU BARTUAL, 2017)

La resistencia a los antibióticos se da por las modificaciones genéticas que sufre una especie bacteriana estas pueden ser por mutación o por adquisición de genes de resistencia (Pérez-Cano & Robles-Contreras, 2013). La transferencia de genes de resistencia son insertados a las plataformas móviles genéticas: plásmidos, transposones e integrones, capaces de propagarse en el agua y en comunidades bacterianas del suelo (Baquero, Martínez, & Cantón, 2008). La resistencia adquirida implica cambios puntuales en el DNA

(mutación) o por la adquisición de éste (Sussmann, Mattos, & Restrepo, 2002). Las plataformas genéticas móviles son capaces de esparcir e incorporar la resistencia en su genoma (Calle & Arias, 2018), aumentando la área de afección por la resistencia.

Al hablar de genes de resistencia nos referimos a las distintas mutaciones que han llevado a las bacterias a codificar enzimas que son las responsables de inhibir los efectos del antibiótico. De acuerdo al mecanismo de resistencia varía de acuerdo al gen que lo genera. Los genes de resistencia de encuentra de forma natural en las células, cuando se encuentra tanto en ecosistemas naturales como en ambientes donde el antibiótico ejerce una presión selectiva. (BERTOMEU BARTUAL, 2017)

La transferencia horizontal de genes puede darse mediante tres mecanismos:

- Transformación: las bacterias toman ADN directamente del medio que les rodea, incorporando de esta manera nuevos genes.
- Transducción: bacteriófagos o fagos (virus que infectan bacterias) pueden transmitir fragmentos del cromosoma bacteriano, incluyendo ARG, cuando durante la fase lítica pasan de una bacteria a otra.
- Conjugación (plásmido conjugativo): una molécula circular de ADN que contiene ARG y los genes que permiten su propagación,

es transfiere mediante un proceso de contacto directo entre dos bacterias. En este caso la bacteria receptora no solamente adquiere los ARG, sino que recibe todo el plásmido que los alberga, contribuyendo a la diseminación de la resistencia a antibióticos entre bacterias. (Alkorta Calvo & Garbisu, 2019)

La conjugación bacteriana es un proceso biológico que se produce la transferencia de material genético de una célula donadora a otra receptora, a diferencia de otros procesos de transferencia genética, se necesita contacto físico entre dos células vivas. El DNA transferido puede ser DNA plasmídico o DNA cromosómico de la célula donadora. Cuando se trata de la transferencia de un plásmido como, por ejemplo, el factor o plásmido F o los plásmidos R (resistencia a antibióticos), la célula receptora normalmente recibe también la capacidad de transferencia de este plásmido a otras células. Cuando el DNA que se transfiere es

cromosómico el receptor por lo general no adquiere la capacidad de transferencia de marcadores cromosómicos. (Guerrero & Jiménez Sánchez, 1982)

El plásmido es un fragmento circular de DNA que se replica independientemente del cromosoma de la célula, los plásmidos difieren de los cromosomas bacterianos en que los genes que poseen no suelen ser esenciales para el crecimiento de la célula en condiciones normales. Los plásmidos que determinan la conjugación se transmiten entre las células durante la conjugación. La conjugación requiere dos condiciones para poder realizarse: i. contacto físico directo entre dos células vivas, ii. Las células que se conjugan deben ser de tipo sexual opuesto; las células donantes deben portar el plásmido y las receptoras por lo general no. (Tortora., Funke., & Case, 2007)

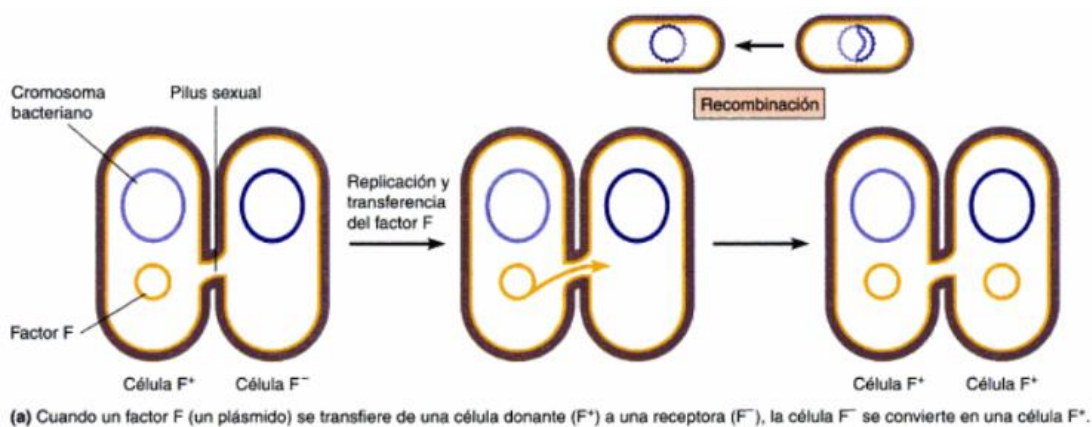


Figura 2. Conjugación bacteriana. *Fuente.* (Tortora., Funke., & Case, 2007).

Los plásmidos de resistencia a los antibióticos (factores R), fueron descubiertos en Japón en el año 1950, después de varias epidemias de disentería. Tras su aislamiento se comprobó que el patógeno era resistente al antibiótico usualmente empleado para tratar la enfermedad, además se evidenció su resistencia a diversos antibióticos. Los investigadores descubrieron que estas bacterias adquirían la resistencia por la diseminación de genes de un microorganismo a otro. Los factores R poseen genes que confieren resistencia a la célula huésped contra los antibióticos, metales pesados o toxinas celulares (Tortora., Funke., & Case, 2007). Los plásmidos, son moléculas de ADN que se encuentran presentes en las bacterias son quienes codifican diferentes transposones, integrones, secuencias de inserción, determinada resistencia y virulencia. (Schlüter, Krause, Szczepanowski, Goesmann, & Pühler, 2008).

La resistencia depende de la aparición y conservación de los genes de resistencia que se transmiten de una bacteria a otra mediante de la transferencia horizontal. Durante la conjugación una célula transporta plásmidos y transposones que son elementos móviles que albergan los genes de resistencia, permitiendo la adquisición de estos genes entre bacterias de una misma especie o distintas lo que permite la expansión epidémica de la resistencia. La resistencia múltiple (resistencia a varios antibióticos) se

produce cuando algunos plásmidos y transposones poseen elementos génicos llamados integrones que le permiten capturar genes desde el exterior, determinando la aparición de una cepa multiresistente. (Sussmann, Mattos, & Restrepo, 2002)

Las modificaciones del genoma determinan la aparición de los genes de resistencia. Los cambios que desarrolla se clasifican en microevolutivos (mutaciones nucleótidos) y macroevolutivas (mutaciones que afectan al ADN). (Sussmann, Mattos, & Restrepo, 2002)

La transferencia horizontal de genes es el mecanismo de mayor eficacia como los plásmidos, transposones y bacteriófagos fueron los posibles precursores del paso del medio ambiente al medio clínico (Calle & Arias, 2018). La movilización y transferencia de proteínas surge que muchos plásmidos que se encuentran en las bacterias de las EDARs emplean la transferencia horizontal, lo que garantiza la difusión de los rasgos codificados en dichos plásmidos entre bacterias de la misma especie e incluso de distinta especie, ampliando el rango de huéspedes en el caso de algunos plásmidos. (Schlüter, Krause, Szczepanowski, Goesmann, & Pühler, 2008)

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo General

- Determinar el papel que cumplen las EDARs, en el desarrollo y difusión de la resistencia a los antibióticos hacia el medio ambiente

2.2. Objetivos Específicos

- Conocer el comportamiento molecular y microbiológico de las bacterias en ambientes con antibióticos, sujetas a presiones selectivas.
- Determinar la incidencia del uso diario de los antibióticos tanto en seres humanos como en veterinaria, en la propagación de genes y bacterias resistentes a antibióticos al medio ambiente
- Identificar el accionar de distintos procesos de depuración empleados en EDARs para el tratamiento de agua residuales y como intervienen frente a los antibióticos.

3. METODOLOGÍA

Partiendo en primer lugar de una serie de artículos dados por el tutor para el desarrollo del presente tema, entre ellos “Antibiotics and antibiotic resistance in water environments” y “Urban wastewater treatment plants as hotspots for the release of antibiotics in the environment: A review”, como principales fuentes de información se

clasificó la búsqueda en portales académicos como Google Scholar y ScienceDirect, páginas web de entidades internacionales como la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Organización Mundial de la Salud (OMS) y Center for Disease Control and Prevention (CDC). Durante la fase de búsqueda se organizó los temas seleccionados de la siguiente manera:

1. Datos históricos del desarrollo y consumo de los antibióticos
2. Clasificación y accionar de los distintos tipos de antibióticos
3. Información del desarrollo y transmisión de resistencia a los antibióticos en las bacterias
4. Datos sobre los usuales procesos de depuración que se llevan a cabo en la mayoría de EDARs e información sobre nuevos sistemas de tratamiento.
5. Resultados de eficacia de remoción de antibióticos de los distintos procesos de depuración

Una vez que se ha recopilado la información considerada necesaria y oportuna para tratar sobre la resistencia a los antibióticos en las aguas residuales, se procedió a dar inicio al trabajo.

4. SANEAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES URBANAS

El progreso de la humanidad ha estado históricamente vinculada al uso del agua, desde las actividades diarias de una persona hasta el desarrollo industrial que hemos experimentado, el consumo de agua es una constante y como todo proceso genera sus residuos, al agua (desecho/residuo) que obtenemos una vez que la hemos usado y aprovechado para satisfacer nuestras necesidades, la denominamos agua residual; existen varias clasificaciones para el agua residual, pero aquí trataremos solo de las aguas residuales urbanas cuya característica principal es su alto contenido de materia orgánica, sólidos en suspensión así como aceites y grasas. El agua residual urbana proviene de distintos orígenes: casas, escuelas, hospitales, industria, etc.

En la actualidad dentro de la gestión integral del agua para uso urbano no podemos hablar exclusivamente del abastecimiento del agua potable ni del alcantarillado público en referencia única al saneamiento urbano, sino una serie de procesos en cadena desde la captación hasta la recolección del agua residual a través de redes de tuberías, la llegada de la misma a las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR), cuyo principal objetivo es el tratar al agua residual mediante distintos procesos (físicos, químicos y/o biológicos) para la eliminación de materia orgánica e inorgánica, así como también microorganismos que pueden ser

nocivos para la salud. El tratamiento de agua residual busca que sus parámetros físicos, químicos y biológicos cumplan con la normativa vigente que permita su disposición final en condiciones compatibles con el medio ambiente y así como también el adecuado manejo y control a los residuos generados en las EDARs.

De acuerdo a UN World Water Development Report 2017, estima que alrededor del 80% por ciento de los países en vías de desarrollo no tratan sus aguas residuales, vertiéndoles directamente a los cauces de ríos cercanos generando así problemas de salud pública y ambiental. Se estima también que alrededor de 4.5 mil millones de personas no tienen acceso a un correcto saneamiento, causando la muerte de 340.000 niños al año.

Cada año se experimentan nuevas oleadas migratorias desde las zonas rurales hacia zona urbanas, convirtiendo a la depuración de las aguas residuales generadas en las grandes urbes representa uno de los mayores retos de gestión administrativa para un municipio, ya que su correcto funcionamiento y mantenimiento involucra una fuerte inversión tanto de capital como de personal capacitado. (World Economic Forum, 2017; Rodríguez Vignoli, 2013)

4.1. Tecnologías convencionales empleadas para la depuración de aguas residuales

La historia nos relata cómo fueron los romanos quienes construyeron los primeros sistemas de recolección de las aguas negras, direccionándolas fuera de las ciudades para poder ser vertida en cauces naturales; durante la edad media en Europa se acostumbraba a almacenar el agua negra en excavaciones, fueron varios años después donde se retoma los conocimientos de los romanos para el diseño y construcciones de redes de alcantarillado ya sean estas canales a cielo abierto o a través de cunetas. Sin embargo el correcto tratamiento y disposición del agua residual ya tratada no surgió sino hasta mediados del siglo XX, cuando las ciudades empiezan a experimentar su auge poblacional se veían afectadas frecuentemente por epidemias de cólera y demás enfermedades ligadas a las aguas contaminadas, generando problemas de salud en sus habitantes, fue en la Gran Bretaña donde se desarrolló el sistema que hasta día de hoy es ampliamente utilizado por su aparente simplicidad operativa y por su costo beneficioso, es el sistema de Fangos/Lodos Activos. (Canal de Isabel II, Gestión, 2013)

Se cita por ejemplo el caso de México que cuenta con 1360 EDARs y aproximadamente el 60% de ellas cuentan con el sistemas de lodos y el resto se distribuye un 12.5% en lagunas de

estabilización y el resto son tratamientos primarios avanzados (tanques de aireación y oxidación, decantadores primarios, biofiltros, etc.) (CONAGUA Comisión Nacional del Agua, 2015)

En la actualidad alrededor del 80% de las instalaciones de una EDAR emplean algún tipo de tratamiento secundario biológico, entre los tratamientos más utilizados se encuentra son lodos activos, lagunas de estabilización, bioreactores de membrana, reactor de biológicos de lecho móvil, reactores anaeróbicos de flujo ascendente y menos comunes son los bioreactores de lecho fijo. (Noyola, 2012; Rizzo, 2013)

En el paso final el tratamiento terciario (pasos adicionales como lagunas, micro filtración o desinfección) a pesar de que su uso todavía no se expande, se puede remover fósforo por precipitación química, retener pequeñas partículas en filtración por membranas. En algunas EDARs se realiza la desinfección del afluente antes de su descarga final y esta frecuentemente se realiza por cloración o radiación ultravioleta. (Rizzo, y otros, 2013)

Los tratamientos para la depuración de aguas residuales se clasifican en dos tipos:

- Convencionales: se emplean para grandes núcleos urbanos, consumen permanente energía y necesitan de personal especializado para su

funcionamiento. Ejemplo: fangos activos, lechos bacterianos, etc.

- No convencionales: son recomendados para pequeños núcleos poblados por su bajo costo de explotación y por la simplicidad de operación. Ejemplo: humedales, filtros verdes, etc.

Una EDAR cuyo tratamiento sea uno convencional se caracterizará por tener tres ejes principales de funcionamiento:

- Línea de agua
 - Pretratamiento
 - Tratamiento primario
 - Tratamiento secundario
 - Tratamiento terciario
- Línea de lodos
 - Espesamiento
 - Digestión
 - Secado
 - Disposición final
- Línea de gas

Fuente: (Metcalf & Eddy, 1995)

El biogás que se produce durante la digestión anaerobia es compuesto principalmente por metano el mismo es almacenado en esferas de membrana (gasómetros). Este gas se lo emplea principalmente como combustible para la de energía a través de generadores eléctricos. De igual manera se suele aprovechar el calor producido por los generadores para el calentar el aire en el secado de fangos.

Aparte de los objetivos ambientales, también el propósito de una EDAR es alcanzar una economía circular y lograr suplir sus necesidades energéticas (calóricas y enérgicas), con los recursos obtenidos de cada uno de los procesos que se realicen dentro de la misma.

4.2. Complicaciones actuales

Hoy en día el saneamiento de las aguas residuales urbanas enfrenta nuevos retos y condiciones para las cuales se requieren del desarrollo de nuevas tecnologías e inversiones constantes para la depuración de las aguas residuales.

Es muy frecuente tratar sobre los contaminantes emergentes, en referencia a aquellos contaminantes que a pesar de llevar años en el ambiente han pasado durante varios inadvertidos y de los cuales se conocen poco, por lo mismo que no se han planteado legislaciones que regulen a los mismos (Gil, Soto, Usma, & Gutiérrez, 2013). En la actualidad se los analiza por sus concentraciones y la incidencia que tienen los mismos sobre el medio ambiente, la calidad del agua y sobre la salud de las personas.

Los nuevos flujos migratorios que experimentan las ciudades cada año, así como las extensas áreas urbanizadas son retos que se enfrentan las autoridades locales, ya que eso implica una extensión de su infraestructura en el tema de vivienda,

movilidad, servicios básicos, seguridad, etc. La región de América Latina y el Caribe es considerada la más urbanizada del mundo (FAO, 2017). De acuerdo al Foro Económico Mundial en su informe Migración y su impacto en las ciudades, 2017. Destaca que la planeación urbana de una ciudad debe considerar a la migración como un factor incidente con el objetivo de garantizar los recursos suficientes para atender las necesidades de la población. Los municipios quienes son encargados de la gestión de las aguas residuales en las ciudades se ven en la obligación de fortalecer sus capacidades para alcanzar los objetivos del saneamiento.

Además del crecimiento de la población urbana, los ciudadanos han visto también como sus ingresos han aumentado, lo que se refleja en un cambio en sus hábitos de consumo y en la dieta, el consumo del agua potable ha ido aumentando así como productos cuya fabricación requiera grandes cantidades de agua (FAO, 2017). Con una mayor demanda de agua potable y el aumento de la generación de aguas residuales, se pone a prueba la capacidad de saneamiento y tratamiento de las aguas residuales, el agua residual es un recurso que se debe aprovechar, pero se debe brindar las garantías necesarias para su consumo.

5. EL AGUA RESIDUAL Y LOS ANTIBIÓTICOS

Los antibióticos y demás fármacos ingresan principalmente al agua residual a través de

las excretas humanas y así como también productos no utilizados son arrojados al retrete. El uso de productos para el cuidado personal, productos farmacéuticos y demás productos relacionados a la salud humana se han identificado como contaminantes emergentes y se han convertido en una amenaza para los medios acuáticos. Se han descrito en todo el mundo una amplia gama de productos farmacéuticos, que se ha detectado en aguas superficiales, sedimentos y aguas subterráneas, que están asociadas con la eliminación inadecuada de aguas residuales y su concentración aumenta cada día debido a la industrialización, aumento de la población, urbanización y malas prácticas agrícolas (Kumar, 2018; Rizzo, 2013). El ser humano metaboliza los distintos componentes de los antibióticos en un amplio rango, algunos se metabolizan en un 90% o más, mientras que otros sólo un 10% o en algunos casos menos. (Kümmerer, 2009).

Las aguas residuales son protagonistas en la propagación de la resistencia a los antibióticos, el agua disuelve antibióticos industriales que se enlazan a partículas del suelo (sedimentos) retrasando su biodegradación, permitiendo que permanezcan en el ambiente durante largos periodos (Baquero, Martínez, & Cantón, 2008).

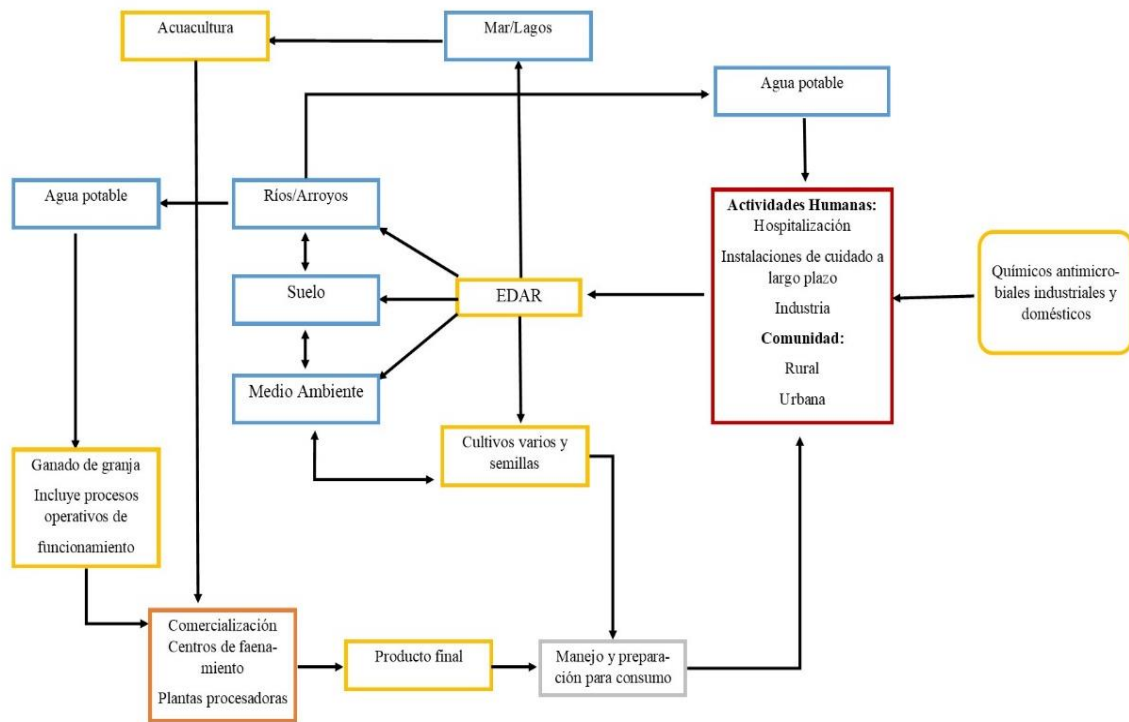


Figura 3. Diseminación de los antibióticos y resistencia a los antibióticos. *Fuente.* (Davies & Davies, 2010)

Los genes de resistencia antibiótica se encuentra en las excretas que llegan a las EDARs generando una piscina genética, muchas bacterias que se encuentran en esta piscina contiene genes de resistencia de bacterias nativas de este tipo de aguas (Baquero, Martínez, & Cantón, 2008).

Últimos estudios han demostrado que las bacterias nativas (ambientales) poseen las mismas capacidades de portar, adquirir y diseminar mecanismos de resistencia a antibióticos, enfocando la investigación ya no solo al ámbito clínica humano, sino también a la veterinaria y agricultura (Calle & Arias, 2018)

Los significativos niveles de concentración de antibióticos se han asociado a la toxicidad

crónica y resistencia a los antibióticos en especies bacterianas. Los compuestos de los fármacos prevalecen en el medio. Los compuestos fármacos son liberados continuamente al medio ambiente desde fuentes antropogénicas (Rizzo, y otros, 2013).

Se estima que el consumo de antibióticos a nivel mundial está entre 100.000 y 200.000 toneladas anuales, en la Unión Europea y Suiza se considera que cerca del 65% del total de antibióticos son destinados para el uso en pacientes, mientras que la diferencia se lo emplea en la veterinaria; mientras que en Estados Unidos de las 22.700 toneladas métricas que se consume anualmente el 50% es destinado para su uso en animales. Dentro de la Unión Europea los países que más

consumen antibióticos son: Francia, España, Portugal y Bélgica, y los que menos consumen son: Austria, Alemania, Suecia, Dinamarca y los Países Bajos. (Kümmerer, 2009)

El aporte permanente de antibióticos a las aguas residuales y por ende su diseminación hacia el medio ambiente afectando de manera especial a las masas de agua han causado alarma entre autoridades de distintos niveles de mando, por las consecuencias que conllevan la resistencia a los antibióticos. El uso extensivo de antibióticos ha contribuido al desarrollo de genes de resistencia en las bacterias reduciendo el potencial terapéutico contra

patógenos en humanos y animales. (Rizzo, y otros, 2013)

Para entender un poco mejor como influye los antibióticos en el agua residual Baquero, Martínez, & Cantón (2008), nos habla sobre la existencia de cuatro “reactores genéticos”, que son lugares donde las bacterias encuentran las condiciones ideales para una evolución genética, es decir los reactores genéticos tienen una alta conectividad biológica donde las bacterias se encuentran a libreta de generar mutaciones y compartirlas mediante transferencia horizontal.

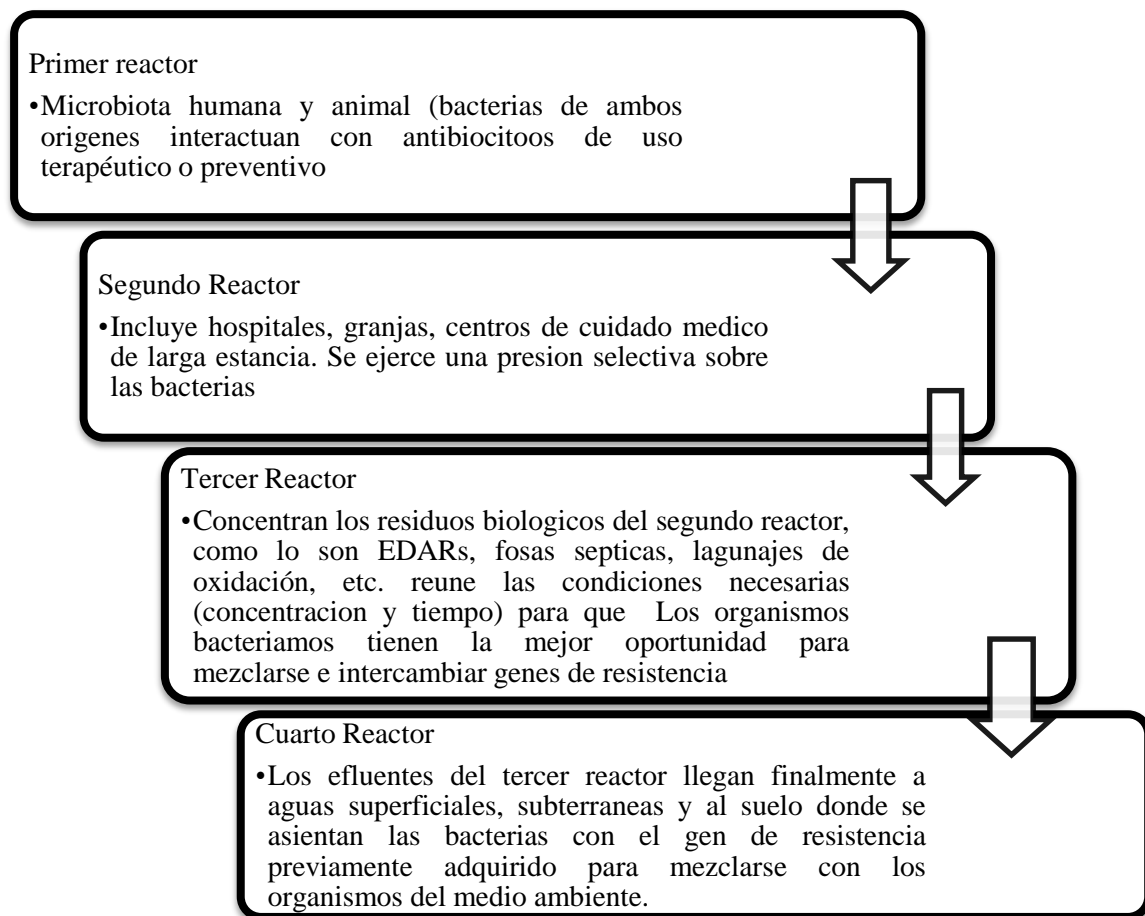


Figura 4. Reactores genéticos. *Fuente.* (Baquero, Martínez, & Cantón, 2008)

La mayoría de ríos desembocan al mar y con ellos llevan toda la contaminación que arrastran desde aguas arriba, se estima que el 90% de las cepas bacterias del agua marina son resistentes a más de un antibiótico y el 20% son resistentes al menos a cinco. El estudio de la resistencia antibióticos en organismos acuáticos nativos nos da una idea de la afección de los ecosistemas acuáticos por la acción del ser humano. Se encuentra una mayor concentración de resistencia en las líneas de costa y puntos cercanos a las bahías antes que en mar abierto. (Baquero, Martínez, & Cantón, 2008). Las bacterias en ambientes acuáticos pueden estar continuamente expuestas a residuos de antibióticos. (Rizzo, y otros, 2013)

5.1. Principales fuentes de ingreso de antibióticos a las aguas residuales

El agua residual proveniente de hospitales y de granjas de ganadería intensiva son quizás la mayor fuente de patógenos, organismos resistentes a los antibióticos y genes de resistencia a los antibióticos que se libera en el medio ambiente. (Baquero, Martínez, & Cantón, 2008)

5.1.1. Antibióticos de uso veterinario

De acuerdo a la Organización mundial de la salud (OMS) se destina cerca de la mitad de producción mundial de antibióticos al uso en animales enfermos y se emplea también como promotores de crecimiento del ganado. En la década de los años 50 se

descubrió que al dar al ganado dosis mínimas de tetraciclina su crecimiento mejoraba. (Santos, Anglada, E-libro, & Corp., 2002)

Las bacterias de origen animal pueden transmitir resistencia a otras bacterias del entorno a través de la cadena alimenticia o por excretas de los animales (Santos, Anglada, E-libro, & Corp., 2002). Muchas bacterias que son inofensivas para los animales, pero causan daño en el ser humano se transmiten principalmente a través de la cadena alimenticia. En el año de 1998 se originó un brote de salmonelosis multiresistente, enfermando a 25 personas y matando a 5 se detectó la cepa en un lote de carne de cerdo. (Santos, Anglada, E-libro, & Corp., 2002)

Se encontraron concentraciones altas (20×10^3 ng/ml) de sulfonamidas en el agua residual de una granja de cerdos en Vietnam. La detección de sulfonamidas se ha sugerido emplearla como trazador de contaminación. (Baquero, Martínez, & Cantón, 2008)

De acuerdo a estudios relacionados a granjas de cerdo se encontró agentes antibióticos como macrólidos y tetraciclina, lo que ocasiona resistencia en enterococos en sus descargas. Se comprobó también que la concentración anteriormente mencionada aumentaba conforme el recorrido de la masa de agua disminuía de pendiente. (Baquero, Martínez, & Cantón, 2008)

Se han presentado un estudio sobre la toxicidad crónica de ciertos grupos de antibióticos usados frecuentemente en veterinaria y acuicultura, a través de la inhibición crónica bioluminiscencia se detectaron altos volúmenes. (Rizzo, y otros, 2013)

De igual manera la OMS recomienda una serie de buenas prácticas que deben llevar las granjas para evitar la expansión de la problemática de la resistencia a los antibióticos:

- Los antibióticos deben ser administrados bajo supervisión veterinaria y se establece límites máximos de residuos, es decir el antibiótico debe haberse eliminado en mayor medida antes del faenamiento y distribución para su consumo bajo el manejo de buenas prácticas en todos los niveles de producción del alimento.
- Evitar el consumo de antibiótico para el crecimiento y para evitar posibles enfermedades en animales sanos. Además de fomentar la seguridad biológica en granjas y la vacunación

5.1.2. Antibióticos y la agricultura

El uso de los antibióticos en la agricultura data desde el año 1950, cuando se introducen como agentes de control para ciertas enfermedades bacterianas de frutas,

vegetales y plantas ornamentales de alto valor. En los Estados Unidos el consumo de antibióticos para la agricultura representa menos del 0.5% del total de consumo de antibióticos. (Kümmerer, 2009)

Los antibióticos ingresan a la agricultura principalmente a través de las excretas de animales que son usados como fertilizantes y también mediante lodos obtenidos de distintos tratamientos de depuración de aguas residuales. Se han realizado pruebas de lixiviados en lodos donde se encontró al menos 1% de Flouroquinolonas en lodos primarios y en secundarios se encontró altas concentraciones del mismo antibiótico. En EDARs de China se realizó un estudio donde se determinó altas concentraciones de macrólidos en los efluentes, siendo esta concentración aún más alta que las aguas sin tratar. (Baquero, Martínez, & Cantón, 2008). Los lodos resultados de los distintos procesos biológicos que se emplean en las EDARs son una ruta de entrada directa de los antibióticos hacia el medio ambiente, ya que se suele usar estos se para enriquecer los suelos de cultivo. (Peñate, Haza, Wilhelm, & Delmas, 2009)

La capacidad de algunos antibióticos de absorberse sobre los lodos generados por las EDARs nos permite evaluar el impacto de los mismos en el medio ambiente. De acuerdo a ensayos realizados en laboratorio, se determinó que se elimina cerca del 65% de ciprofloxacina que ingresa al sistema, luego el 78% de esta cantidad puede ser

extraída de lodos, lo que nos indica que en realidad no existe una verdadera biodegradación del compuesto. (Peñate, Haza, Wilhelm, & Delmas, 2009)

Algunos estudios han demostrado que existe cierto porcentaje de absorción por parte de las plantas de antibióticos de uso veterinario que se encuentran en el suelo, plantas como zanahorias, lechuga y maíz. La exposición a este tipo de antibióticos podría afectar la salud de las personas. (Kümmerer, 2009)

En algunos países los lodos procedentes de las EDARs se emplean como fertilizantes, en algunos países europeos esta práctica está prohibida y son incinerados. Al emplear los lodos donde los antibióticos se han adherido para su remoción dentro del tratamiento de lodos activos, es considerado otro ingreso de los antibióticos hacia el medio ambiente (Rizzo, y otros, 2013). Se considera a la agricultura como fuente de aumento en la prevalencia y dispersión de microorganismos resistencia a antibióticos. (Calle & Arias, 2018)

5.1.3. Antibióticos y hospitales

En los últimos años se han catalogado a los fármacos como una nueva clase de contaminante, estos productos incluyen antibióticos, hormonas, analgésicos, tranquilizantes y productos relacionados al tratamiento de enfermos con cáncer (quimioterapia). La contaminación por fármacos no proviene solamente a través de

las excretas sino también desde la fabricación de los mismos hasta la disposición inadecuada de los desechos de estos productos. (Peñate, Haza, Wilhelm, & Delmas, 2009)

Diversos estudios han citado la presencia de ciertos fármacos que se pueden encontrar en los efluentes de EDARs de hospitales, industrias farmacéuticas y por ende en diferentes masas de agua. (Peñate, Haza, Wilhelm, & Delmas, 2009). Los fármacos frecuentemente identificados en masas de agua son los siguientes: antiinflamatorios/analgésicos, reguladores lipídicos, esteroides/hormonas, agentes citostáticos, diuréticos, β -bloqueadores y antibióticos; entre los antibióticos se han reportado presencia de: penicilina, sulfametoxazol, eritromicina, ciprofloxacina, clortetraciclina, trimetoprima, oxitetraciclina, amoxicilina y lincomicina. Los antibióticos en el medio ambiente pueden inducir al desarrollo de resistencia bacteriana. Además, se ha comprobado que antibióticos como: tetraciclina, oxitetraciclina y la clortetraciclina afectan al crecimiento, reproducción y movilidad de diferentes organismos. (Peñate, Haza, Wilhelm, & Delmas, 2009)

Peñate, Haza, Wilhelm & Delmas (2009), realiza una recopilación de los distintos tipos de fármacos que se han reportado en masas de agua, aguas residuales y lodos, en la

siguiente tabla se refiera exclusivamente a los antibióticos.

País	Antibiótico	Fuente
Alemania	Sulfapiridina, sulfametoxazol, trimetoprima, azitromicina, claritromicina, roxitromicina	Lodos de EDAR
Francia	Ornidazol, sulfatoxazol, sulfametacina, ácidos pipemídico, oxolínico, nalidíxico, norfloxacino, ofloxacino, ciprofloxacina, flumequina	Ríos
España	Trimetoprima, eritromicina	Efluente hospitalario
Noruega	Trimetoprima, ciprofloxacina, sulfametoxazol, tetraciclina	Efluentes hospitalarios y de plantas de tratamiento
Estados Unidos de América	Clortetraciclina, ciprofloxacina, claritromicina, clindamicina, sulfadimetoxina, sulfametazina, sulfametiazol, sulfametoxazol, sulfatiazol, sulfisoxazol, tetraciclina	Afluente, efluente y lodos de una planta de tratamiento

Tabla 1. Presencia de antibióticos en masas de agua, aguas residuales y lodos. *Fuente.* (Peñate, Haza, Wilhelm, & Delmas, 2009)

Las aguas residuales de afluentes hospitalarios al igual que las aguas residuales de la industria farmacéutica, presentan una carga elevada y una mezcla compleja de fármacos en su composición, además que su baja relación DBO₅/DQO genera inconvenientes al momento de la aplicación de tratamientos biológicos convencionales para disminuir su poder

contaminante dentro de los límites máximos permisibles, por lo que siempre se recomendará la apuesta hacia el uso y desarrollo de nuevas tecnologías para la depuración de sus aguas residuales. (Peñate, Haza, Wilhelm, & Delmas, 2009)

Los procesos de producción de antibióticos y otros fármacos o procesos de limpieza

periódica en la industria farmacéutica generan residuos que no pueden ser fácilmente removidos con tratamientos biológicos. (Gálvez, y otros, 2001)

5.2. Las EDAR como medio de transmisión para la resistencia a los antibióticos

Los antibióticos no son metabolizados en su totalidad por el ser humano o por los animales, quiere decir que después de su administración el antibiótico o sus metabolitos es excretado en el efluente y llegando así a las EDARs. La fracción no metabolizada se excreta con un compuesto todavía activo, se estima que el 70% de los antibióticos consumos en Alemania se excretan sin cambios en sus componentes. (Kümmerer, 2009)

Las EDAR son consideradas “puntos calientes”, para la propagación de la resistencia a los antibióticos (Rizzo, y otros, 2013), en las EDARs la transferencia horizontal de genes encuentra sus condiciones ideales como lo son: densidad bacteriana alta, aumentando la posibilidad de propagar genes de resistencia a las bacterias de una misma especie u otra (Calle & Arias, 2018). Los ambientes acuáticos brindan las condiciones necesarias para la dispersión de la resistencia a los antibióticos en organismos bacterianos. Las bacterias de distinto origen ya sean animal, humano o propias del lugar, interactúan juntas son propensas al intercambio de genes. Además,

al estar en contacto con antibióticos, metales pesados y desinfectantes, es seguro que bajo estas condiciones de sobreexposición a estos agentes mencionados las bacterias desarrollen distintas resistencias. (Baquero, Martínez, & Cantón, 2008)

Las EDARs están consideradas una fuente de expansión de la resistencia de los antibióticos y como una de las principales fuentes de liberación de antibióticos hacia el medio ambiente, en la mayoría de las estaciones depuradora sus efluentes son arrojados a masas de agua dulce, y sí no han recibido un correcto tratamiento por desinfección con cloro, es probable que bacterias resistencias lleguen al ecosistema a través de aguas superficiales (Baquero, Martínez, & Cantón, 2008; Rizzo, y otros, 2013)

Las EDAR actúan como grandes piscinas genéticas donde microorganismos que llevan su resistencia intrínseca debido a los antimicrobianos que ellos mismo producen y estos genes característicos pueden ser transferidos a otros microorganismos no resistentes, en presencia de los antibióticos sujetos a presión selectiva este problema se agudiza. (Calle & Arias, 2018). Las EDARs desempeñan su papel en la propagación de la resistencia a los antibióticos, ya que los residuos farmacéuticos ingresan al ciclo del agua por las estaciones depuradoras de aguas residuales hacia las masas de agua, ya que muchos de estos compuestos no son removidos durante la depuración. Algunos

productos farmacéuticos debido a su composición pueden persistir por largos periodos en el agua. Además, muchos fármacos son vertidos directamente al medio ambiente. (Gil, Soto, Usma, & Gutiérrez, 2013)

La efectividad de remoción de antibióticos de una EDAR dependerá principalmente de los distintos procesos (físico, químico, biológicos y tratamiento avanzado) que se realicen en la misma, así como también las características de composición físico-química de los antibióticos y sus condiciones de operatividad (Rizzo, y otros, 2013)

En los ríos urbanos de Japón se encontró un alto número de agentes antibióticos como sulfonamidas o macrólidos. (Baquero, Martínez, & Cantón, 2008). En Australia se realizaron pruebas con toma de muestras cercana de los efluentes de las EDARs y se comprobó los efectos que tienen el tratamiento de las aguas residuales a la resistencia de los antibióticos la encontrarse resistencia en *Escherichia Coli*. (Baquero, Martínez, & Cantón, 2008).

De igual manera un estudio de Schlüter, Krause, Szczepanowski, Goesmann, & Pühler, (2008) realizado en EDARs determinó un incremento notable de la familia de la proteína β -lactamasa, lo que surge que los plásmidos de bacterias provenientes de EDARs codifican diferentes encimas que poseen actividad β -lactamasa

hidrolizantes, que corresponden a genes de resistencia a los antibióticos.

Las bacterias que se encuentran dentro de las EDARs son determinantes para la transmisión de resistencia a los antibióticos por su capacidad de codificar plásmidos. Las EDARs actúan como reservorios para estas bacterias. (Schlüter, Krause, Szczepanowski, Goesmann, & Pühler, 2008). Las bacterias de las EDARs poseen plásmidos genéticamente estabilizados y móviles, y se evidencia que las bacterias que se encuentran en la EDARs tienen predisposición para la replicación de plásmidos. Los plásmidos frecuentemente codifican módulos asegurando su movilidad, pueden ser móviles o auto trasmisibles (Schlüter, Krause, Szczepanowski, Goesmann, & Pühler, 2008)

Los datos obtenidos en un estudio realizado por Schlüter, Krause, Szczepanowski, Goesmann, & Pühler, (2008). Encontró plásmidos móviles e incluso auto trasmisibles relacionados a la resistencia a los antibióticos en EDARs. Se analizaron bacterias locales de las EDARs de distinto origen: patógenos Gram negativo de humanos, bacterias patógenas oportunistas y algunas bacterias Gram positivas.

El impacto de los procesos para el tratamiento de aguas residuales se comprueba en un estudio realizado en el año 2009, donde se determinó la prevalencia de resistencia a los antibióticos en la bacteria

Acinetobacter spp, una vez que el efluente final era arrojado a una masa de agua, se comprobó que la resistencia a los antibióticos era significativamente mayor aguas abajo que en el punto de descarga aguas arriba. (Rizzo, y otros, 2013)

5.2.1. Remoción de antibióticos

La eliminación de antibióticos dentro del agua residual significa que el compuesto original ya no es detectable a un análisis específico, durante su estancia dentro de la EDAR o en una fase del muestreo. (Kümmerer, 2009)

Eliminar del medio ambiente los componentes orgánicos, requiere de varios procesos que pueden ser biológicos como la biodegradación por bacterias y hongos, o procesos no biológicos como sorción, hidrólisis, fotólisis y procesos de óxido-reducción. (Kümmerer, 2009)

Como se ha mencionado anteriormente el catálogo de antibióticos de uso humano y veterinario, es muy extenso y a eso debemos sumar la falta de segregación de aguas contaminadas por fármacos, convierte a la EDAR en un “punto caliente”, donde confluyen antibióticos y bacterias indistintamente. A continuación, trataremos sobre los principales tratamientos que se están empleando en la actualidad y sus resultados para las distintas clases de antibióticos que se recoge en varios estudios.

5.2.1.1. Tratamiento biológico

La eliminación y transformación de los antibióticos durante el tratamiento secundario se puede llevar a cabo mediante procesos biológicos (biodegradación) o procesos físicos (adsorción, hidrólisis o fotólisis). La remoción de los antibióticos depende de la adherencia a los lodos generados durante el proceso de depuración para su degradación y transformación. (Rizzo, y otros, 2013)

Durante el tratamiento secundario los antibióticos pueden ser sorbidos por los flocs, sólidos suspendidos o por los lodos activos, los antibióticos ya adheridos a los elementos previamente mencionados son desalojados de la fase acuosa del tratamiento, a través de la precipitación para ser finalmente retirados con los desechos de lodos que se han retirado y continuar con el proceso para el desalojo final de lodos. La susceptibilidad de los lodos para ser adsorbidos por parte de los lodos activos, se mide a través de la constante de sorción K_d , mientras mayor sea el valor de esta constante mayor será la cantidad de antibiótico adheridos a los lodos. (Rizzo, y otros, 2013)

De acuerdo a la compilación de datos realizada por Tolls (2001), que los antibióticos poseen un amplio rango de movilidad ($0.2 < K_d \text{ K}_{sólido} < 6000 \text{ L/kg}$). El coeficiente de sorción para la asociación de tetraciclina y ácido carboxílico quinolona entre materia orgánica disuelta ($K_d \text{ K}_{DOM}$),

varía entre 100 – 50.000 L/kg. Sólo existen unos pocos casos en los que se ha determinado datos similares para sedimentos y lodos, para el resto de compuestos la variación es no considerable como baja para los sorción de carbón orgánico. La capacidad de sorción de lodos o sedimentos se ve influenciada por otros factores como la participación hidrofóbica, es decir el coeficiente K_d , variaría entre lodos de EDARs y suelo. (Kümmerer, 2009)

En tratamientos de lodos de las EDARs se han encontrados potenciales concentraciones activas de agentes

antimicrobianos a lo largo de los años, como sulfonamidas, macrólidos, cefalosporinas o flouoroquinolonas, cuyos valores varían de acuerdo a las épocas del año siendo sus concentraciones más altas en el invierno. Los episodios lluviosos favorecen a su dispersión. (Baquero, Martínez, & Cantón, 2008)

Según Rizzo, y otros, 2013, nos revela los porcentajes de remoción para los tipos de antibióticos más comunes que pueden ser removidos mediante tratamiento biológico:

Betalactámicos: se han reportado remoción del 90% en el tratamiento secundario, biológico. De acuerdo a varios estudios se ha estimado altos porcentajes de remoción. Se reportaron remoción de 82% para tratamiento de lodos activos y superiores al 94% en reactores biológicos de membranas. Un estudio realizado en cuatro EDARs taiwanesas reportaron remociones de cefalexina entre 36-99.8%, aplicando procesos combinados de tratamiento biológico secundario y desinfección (UV o cloración).

Macrólidos: se analizó remociones de roxitromicina con un porcentaje de remoción entre el 40-46% en un tratamiento secundario convencional de lodos activos, mientras que un estudio en EDAR alemana el porcentaje de remoción fue del 33%. Los valores de remoción más altos >50% para roxitromicina se obtuvieron en reactores biológicos de membranas (MBR). Para eritromicina sus porcentajes de remoción para los mismos tratamientos fueron de 15-26% en lodos activos y un 91% para reactores biológicos de membrana (MBR). Macrólidos pueden ser sorbidas por la biomasa a través del intercambio catiónico que se da en condiciones de pH 7-8 de las aguas residuales. Se comprueba que la remoción de macrólidos es mayor en MBR que en tratamiento convencional de lodos activos.

Sulfonamidas: el porcentaje de remoción de las sulfonamidas depende de varios factores: 1. No se conoce claramente la manera que los antibióticos son metabolizan en el ser humano y llegan a las excretas, a menudo las EDAR presentan concentraciones considerables de sulfonamidas en sus aguas residuales 2. Las condiciones operativas de las EDARs así como los tiempos de retención y la presencia de compartimientos anaeróbicos. Se han detectado porcentajes de remoción entre el 72.8% al 100% en EDARs de Hong-Kong mientras que en EDARs Chinas solo se alcanzó un 50% de remoción

Trimetoprim-sulfatometoxazol: ambos antibióticos están relacionados al ser administrados en combinación. Según algunos estudios han demostrado que organismos nitrificantes son capaces de degradar al antibiótico, sugiriendo la importante de las zonas aeróbicas dentro del proceso de depuración; quizás este factor sea decisivo para justificar la variación de porcentajes de remoción que se ha encontrado de este compuesto, en EDARs de Hong Kong se ha encontrado porcentajes de remoción entre el 13 y 42%, 74% Taiwán y 69% alemanas. También se reportaron porcentajes altos de remoción en Australia, 94%. Al igual macrólidos se ha demostrado la influencia del tiempo de retención, aumentado el porcentaje de remoción mientras se incrementa el tiempo de retención.

Quinolonas: en una EDAR de Suecia se encontró los porcentajes de remoción para ciprofloxacina y norfloxacino del 87% mientras que para ofloxacina del 86%, un estudio posterior donde se empleaba tratamiento de lodos activos y posterior coagulación y floculación arrojó los siguientes porcentajes de remoción: ciprofloxacina >90%, norfloxacino >70% y ofloxacina del 56%. Se realizaron análisis en EDAR donde el tratamiento secundario era un

reactor biológico de membrana, y su porcentaje de remoción fue del 51%, probablemente debido a la baja producción de lodo que genera un MBR en relación a los lodos activos, son los lodos quienes mediante sorción remueven a las quinolonas de las aguas residuales.

Tetraciclinas: son los antibióticos que más frecuentemente se encuentra en las aguas residuales, tienen propiedades complejas y pueden fácilmente enlazarse con el calcio e iones similares, estabilizándose para unirse con los sólidos en suspensión o los lodos. No se ha encontrado evidencia que las tetraciclinas se biodegraden sino más bien su remoción se debe a la sorción en los lodos activos. En EDARs de Taiwán se determinó porcentajes de remoción entre el 67.9% al 100%, sus valores más altos de remoción (89%) se han encontrado en MBR con un tiempo de retención entre de 60 días. En lodos activos y posterior cloración su remoción fue del 78% para clortetraciclina y 67% para doxiciclina.

Se ha determinado el máximo valor de adsorción para penicilina G, bajo condiciones de pH=6 y temperatura de 35°C, el equilibrio de aceptación del sorbente aumentó al aumentar la concentración inicial de penicilina G hasta los 1000 mg/L, la capacidad de adsorción de la penicilina G se determinó en 330 mg/L en lodos activos. (Kümmerer, 2009)

A pesar de los altos porcentajes de remoción se mostraron anteriormente en las EDARs el tratamiento biológico, crea un ambiente idóneo para el desarrollo de la resistencia y su propagación, debido a la mezcla bacteriana con concentraciones subinhibitorias. Las bacterias están continuamente expuestas a altos niveles de antibióticos (Calle & Arias, 2018; Rizzo, y otros, 2013). La prevalencia de los genes de resistencia en las aguas residuales depende: características iniciales del agua residual, tipo de tratamientos a emplearse, operatividad de la EDAR, etc. (Rizzo, y otros, 2013)

5.2.1.2. Membrana de filtración

La remoción de antibióticos a través de la filtración mediante membranas puede ocurrir por diversos mecanismos, en primer lugar, se da la adsorción a los antibióticos hidrófobos o los que tienen un enlace fuerte con el hidrogeno, son removidos más fácilmente en las etapas iniciales de filtración. También tienen un papel importante las características electroestáticas de los solutos, la remoción también se da porque los solutos con carga o sin carga generan un estado estable para el rechazo de los mismos. Se cree que al incrementarse la carga negativa en la superficie de la membrana, aumenta el rechazo electrostático de especies iónicas, al mismo tiempo que incrementa la capacidad de adsorción de solutos no iónicos (Rizzo, y otros, 2013). Estos mecanismos dependen de las propiedades físicas químicas del compuesto los antibióticos, características del agua residual donde se encuentren y características de la membrana.

Las membranas empleadas para los procesos de remoción, son membranas cuyo tamaño de poros sea pequeño y de acuerdo al tamaño de poro a emplearse la filtración por membranas se clasifica en: nano filtración (tamaño del poro $0.001\mu\text{m}$) y osmosis inversa (tamaño del poro $<0.001\mu\text{m}$). Según algunos estudios se ha logrado efectividades de remoción del 90% en remoción mediante nano filtración u osmosis inversa, para varios tipos de antibióticos incluidos: quinolonas, sulfonamidas y tetraciclinas. Un estudio realizado en el año 2004, en una farmacéutica para productos veterinarios se comprobó la efectividad de remoción de residuos de antibióticos de sus aguas residuales mediante nano filtración y osmosis inversa. También se ha logrado remoción del 99% en MBR complementado el proceso de depuración mediante membranas de filtración. El uso de membranas de filtración como tratamiento complementario para los biológicos, es altamente recomendable ya que no solo ha demostrado ser efectiva con la remoción de antibióticos sino también con una amplia gama de solutos. (Rizzo, y otros, 2013)

5.2.1.3. Filtro de Carbón Activo

El proceso de adsorción nos permite remover una sustancia soluble del agua por medio un sólido, en este caso es el carbón activo. El tratamiento de carbón activo permite que los componentes de antibióticos que aún no se han eliminado sean removidos mediante adsorción. El proceso de adsorción

se realiza de la siguiente manera: (i). El soluto es transportado hacia una columna que contiene el carbón, dependiendo de la temperatura y las características del soluto y las características del agua residual la activa del carbón activo variara su eficacia de remoción. (ii). El agua pasa constantemente a través de la columna de carbón. (iii). A través de una estructura porosa se produce una difusión molecular entre la superficie del adsorbente y el soluto. (iv). El paso permanente del agua con el soluto, produce una acumulación de materia en el filtro. (Rizzo, y otros, 2013; Metcalf & Eddy, 1995)

La eficiencia de la adsorción de antibióticos por medio de carbón activo se verá alterado por la concentración inicial del compuesto a remover, así como también el pH, temperatura del agua y presencia de otros compuestos en el agua. (Rizzo, y otros, 2013)

Se han encontrado reducciones entre 49 – 99% de distintas concentraciones de antibióticos en el agua residual, utilizando carbón activo en polvo (PAC) con un tiempo de contacto de 4 horas. (Rizzo, y otros, 2013). El filtrado del agua residual a través de filtros de carbón activo se muestra prometedoras para la remoción de tetraciclinas y sulfonamidas. (Baquero, Martínez, & Cantón, 2008)

A pesar de sus significativos porcentajes de remoción, el mantenimiento de un filtro de

carbón activo exige una serie de medidas a considerar para su correcto funcionamiento. Debido a la constante acumulación de sustancia en el filtro el mismo debe ser reemplazado periódicamente. (Metcalf & Eddy, 1995)

También se debe considerar que la aplicación de carbón activo en un complementario para el tratamiento secundario biológicos de una EDAR, se encontrara con materia orgánica disuelta, lo que generaría que la adsorción de antibióticos y otros micro contaminantes se reduzca, ya que la materia orgánica disuelta

presenta mayor tamaño era más fácilmente adsorbida por el carbón. (Rizzo, y otros, 2013)

5.2.1.4. Desinfección por cloración

Durante largo tiempo la cloración ha sido el método más empelado para potabilización de agua por su uso para la eliminación de patógenos del agua, de igual manera el tratamiento de cloración se ha empleado en el tratamiento de aguas residuales previo a su descarga a masas de agua, actuando como receptores finales. (Rizzo, y otros, 2013)

	(mg*min)/L
Cloración Libre (0.5 mg/L, pH 6-7)	0.02 – 0.03
Dióxido de cloro	0.4 – 0.8
Monocloraminas (pH 8-9)	95 – 180

Tabla 2. Valor CT (ciclo umbral), a 5°C para la eliminación de 1 log de Escherichia Coli. *Fuente.* (Jorge Pérez Serrano, 2019)

Algunos genes de resistencia a los antibióticos (ARG) pueden ser removidos parcialmente por los tratamientos convenciones de una EDARs, pero existen un largo número que logra sobrevivir a los mismo en el efluente porque las EDARs convencionales no fueron diseñadas para remover contaminantes emergentes. (Zhang, y otros, 2015)

Es frecuente el uso de las siguientes especies cloradas: hipoclorito (ClO^-) tiene el más alto potencial estándar de reducción ($E_0=1.48\text{V}$), cloro gas ($E_0=1.36\text{V}$) y el dióxido de cloro ($E_0=0.95\text{V}$). (Rizzo et al., 2013). El cloro actuó destruyendo los ácidos nucleicos y las membranas celulares de los microorganismos. (Zhang, y otros, 2015). Varios estudios han demostrado prometedoros resultados para la remoción de bacterias resistencias a los antibióticos y

genes de resistencia a los antibióticos en aguas residuales y agua potable. (Zhang, y otros, 2015)

De acuerdo a varios estudios se ha determinado que la cloración es el método más eficaz para la remoción de antibióticos dentro del agua residual. La cloración es un tratamiento químico y se lo emplea como un tratamiento complementario al tratamiento biológico secundario. La desinfección con dióxido de cloro (CLO₂) contribuye a la remoción de agentes β-lactamasa, elimina cerca del 80% de flouroquinolonas o tetraciclinas antes de que el efluente llegue a su receptor final que son los ríos o lagos. La remoción de macrólidos es menor debido a su persistencia de permanencia. En casos para que la cloración resulte efectiva requiere dosis al menos de 100 mg/lit. (Baquero, Martínez, & Cantón, 2008)

La cloración consigue degradar antibióticos pertenecientes a los Betalactámicos y procesos más avanzados de depuración como la coagulación, ozonización y radiación ultravioleta UV consiguen eliminar de forma más efectiva los antibióticos. (BERTOMEU BARTUAL, 2017)

Se han reportado porcentajes de remoción del 91% para cefalexina, en una EDAR de lodos activos y seguida de desinfección con resultados del 99%, dando un resultado final de remoción el 100%. (Rizzo, y otros, 2013). En 2012 se realizó una investigación en una

EDAR convencional UWTP (urban wastewater treatment plant) de Michigan, Estados Unidos para determinar la relación entre las concentraciones de tetraciclinas y sulfonamidas y el número de genes de resistencia a los antibióticos. Al realizar una comparativa entre el afluente y efluente, se determinó una reducción entre (2 -3 log) de genes de resistencia a los antibióticos, mientras que no detecto reducción en las concentraciones de tetraciclinas y sulfonamidas a pesar de la desinfección final de cloro. La desinfección por cloro se presenta como la opción viable para la minimización de los efectos (transporte y diseminación), de los genes de resistencia a los antibióticos. (Rizzo, y otros, 2013)

Un estudio de Jia, y otros (2015), al realizar un análisis sobre la influencia de la cloración en los genes de resistencia a antibióticos, determinó en un análisis químico que la cloración se mostró efectiva para la remoción de antibióticos detectables, carbón orgánico total, nitrógeno total, fósforo total y metales pesados. La eficiencia de remoción de los antibióticos oscilo entre el 77.38% y el 100%.

Se han realizado diferentes estudios en donde el efecto del cloro puede incidir en una alteración de las aguas residuales y se podría tratar sobre una posible resistencia a la cloración. (Baquero, Martínez, & Cantón, 2008)

A pesar de lo común del uso de cloración para desinfección del agua residual, se ha detectado una serie de inconvenientes, siendo sus principales desventajas las siguientes: (i). el riesgo de contaminación química debido al bodegaje, movilización y uso. (ii). La posible formación de subproductos procedentes de la desinfección. (Rizzo, y otros, 2013)

La correcta remoción de antibióticos de las aguas residuales mediante cloración requiere de la suficiente concentración de cloro libre y el adecuado tiempo de contacto. (Rizzo, y otros, 2013). Los efectos y la eficiencia de remoción de ARG en aguas residuales aplicando desinfección mediante cloración se han venido estudiando a lo largo de varios años, sin embargo, la literatura ha mostrado resultados contradictorios y posturas opuestas en cuando a la eficiencia de la cloración para la eliminación de ARG. En un estudio del 2014 se determinó que se podía eliminar más del 90% de ARG y bacterias resistentes a antibióticos (ARB) con una dosis de 30 mg/L de cloro, pero también otro estudio comprobó que el porcentaje de bacterias resistentes a las tetraciclinas mostraba un pequeño aumento luego de la cloración en un estudio desarrollado en 1984. También se encontró información del año 2011 que concluyo que dosis de 10 mg/L de cloro y un tiempo de exposición de 10 minutos podían contribuir de nuevo al crecimiento y reactivación de ARB en los efluentes secundarios y de esta manera

alterar la composición de la comunidad microbiana. (Zhang, y otros, 2015)

Todos los estudios realizados y sus informes constituyen un importante aporte al desarrollo y sobretodo entendimiento del comportamiento de los ARG y ARB en las aguas residuales frente a la desinfección mediante cloración, también se debe tomar en cuenta las condiciones que se realizó cada uno de estos estudios previamente citados, ya que la composición del agua residual y características operativas de la planta afectan de manera directa a los resultados obtenidos.

5.2.1.5. Desinfección por radiación ultravioleta

Al igual que la cloración la desinfección mediante radiación ultravioleta (UV) es un método frecuente de uso, el cual no produce subproductos y en dosis normales no produce residuos. (Zhang, y otros, 2015). La degradación fotolítica pueda ser directa o indirecta, directa el contaminante absorbe un fotón solar lo que conduce a la ruptura de la molécula, mientras que una degradación indirecta las moléculas que se reproducen naturalmente en el sistema como la materia orgánica disuelta, actúa como especie sensibilizadora (fotogeneradoras) que genera fuertes agentes reactivos como: oxígeno (O_2), radicales hidróxido (HO^*) o radical alquilo peróxido ($*OOR$) e hidratos de electrones bajo radiación solar. (Rizzo, y otros, 2013). La radiación UV actúa penetrando estructuras transparentes en la

célula y al ser absorbida principalmente por las nucleobases de ADN y RNA. (Zhang, y otros, 2015)

Algunos antibióticos son sensibles a la luz como: quinolonas, sulfonamidas, tetraciclinas, tilosina, antibióticos de nitrofurano. Sin embargo, no todos sus componentes son foto degradables. El alcance y la efectividad de la fotólisis directa o indirecta hacia los antibióticos variaran de acuerdo a sus componentes. (Kümmerer, 2009)

Se ha determinado que dosis de UV de 5 mJ/cm² podrían eliminar resistencia antibiótica a la eritromicina y tetraciclina en los efluentes de EDARs, también se ha informado que la radiación UV seguida de cloración podría prevenir la regeneración microbiana. (Zhang, y otros, 2015)

Zhang, y otros (2015), durante su experimento aplicó dosis de radiación UV de 249.5 mJ/cm², y obtuvo el máximo log de reducción de tetX y 16S rRNA genes de resistencia, fue de 0.58 y 0.60 respectivamente, mientras que la reducción de otros genes fue de 0.36 – 0.40 log. En el 2009 se reportó durante la aplicación del proceso de radiación UV la remoción de sulfonamidas y quinolonas indicaban porcentajes altos de efectividad entre el 86 – 100%, 24 – 34% para macrólidos mientras que para tetraciclinas y clorotetraciclinas el

porcentaje de remoción fue solo del 15% (Rizzo, y otros, 2013)

Para determinar la eficiencia en la remoción de antibióticos mediante radiación UV se debe considerar una serie de factores como: la materia orgánica presente en la mezcla, dosis de UV, tiempo de contacto y la estructura química del compuesto. (Rizzo, y otros, 2013)

La radiación UV es solamente aplicable a las aguas residuales que contengan compuestos fotosensibles y bajas concentraciones de DQO (demanda química de oxígeno) (Rizzo, y otros, 2013) . Sí una sustancia es sensible a luz, su foto descomposición podrá ser significativamente mayor durante el proceso de eliminación. La literatura farmacéutica nos brinda información sobre la sensibilidad de los antibióticos a ciertas condiciones como: luz, humedad y temperatura. La descomposición foto química desempeña un papel importante, como un tratamiento adicional para la eliminación de ciertos tipos de compuestos. La efectividad del proceso depende de la intensidad y frecuencia de la luz. (Kümmerer, 2009)

En relación a la desinfección con cloro, la radiación UV ha mostrado ser menos eficiente en la degradación de antibióticos y de requerir más consumo de energía. (Rizzo, y otros, 2013)

(mJ/cm ²)	Escherichia Coli
UV dosis (1 log)	1.5 – 4.4
UV dosis (3 log)	4.1 – 7.3

Tabla 3. Valor CT (ciclo umbral), a 5°C para la eliminación de Escherichia Coli. *Fuente.* (Jorge Pérez Serrano, 2019)

5.2.1.6. Ozonización

El ozono se ha empleado durante largo tiempo para el tratamiento de agua potable pero últimamente por su potente poder oxidante ha ido abriéndose espacio en la depuración de aguas residuales. (Rizzo, y otros, 2013)

Se aplicó ozono a dosis de 2 mg/L en el efluente del tratamiento secundario biológico y se obtuvo porcentajes de remoción superiores al 80% para sulfonamidas, trimetoprim-sulfametoxazol y macrólidos. Un estudio realizado en el año 2002 demostró al aplicar ozono en dosis de 7.1 mg/L durante un tiempo de contacto de 13 minutos, se logró remover >95% de sulfonamidas y trimetoprim-sulfametoxazol del agua de un río. Otro análisis determinó porcentajes de remoción superiores al 80% para β -lactamasas en agua residual después de un tiempo de contacto de 60min y dosis de ozono de 2.96 g/L/h. (Rizzo, y otros, 2013)

Se alcanzaron los mayores porcentajes de remoción en aguas alcalinas (pH=11) mientras que en ambientes ácidos (pH=3), la eficiencia del ozono se ve afectada. El pH es un parámetro a considerar durante el proceso

de ozonización ya que las variaciones del mismo pueden afectar a la velocidad de reacción y también al porcentaje de absorción del ozono. (Rizzo, y otros, 2013) El proceso de ozonización en aguas residuales que contienen antibióticos demostró que varios tipos de antibióticos incluyendo β -lactamasas, sulfonamidas, macrólidos, quinolonas, trimetoprim-sulfametoxazol y tetraciclinas, se han removido predominantemente a través de la oxidación directa. El ozono y/o radicales hidroxilos logran desactivar las propiedades bactericidas de los antibióticos atacando o modulando sus propiedades farmacéuticas activas. (Rizzo, y otros, 2013)

Uno de los mayores impedimentos para el uso de esta tecnología es el consumo energético que implica su aplicación por esa razón fue que en 2009 se realiza un estudio, para determinar el consumo de energía en una EDAR en Suiza que se adicionó el proceso de ozonificación con el fin de mejorar sus rendimientos. Para una dosis de ozono de 0.6 g O₃/g carbón orgánico disuelto (DOC), el carbón orgánico disuelto en el efluente fue de 5 g/m³, se consumió 0.035 kWh/m³ que representa el 12% del total del consumo energético que requiere una EDAR típica que es 0.3 kWh/m³. Adicional se

requiere entre 0.01 – 0.015 kWh/m³ para la producción de oxígeno puro. (Rizzo, y otros, 2013)

Para obtener mejores resultados en eficiencia de remoción se recomienda trabajar en conjunto el ozono con radiación UV, peróxido de hidrogeno o catalizadores como hierro o cobre. (Rizzo, y otros, 2013)

Todavía no se ha logrado estandarizar el proceso de ozonización para la remoción de antibióticos en el agua residual, en el área operativa y condiciones del agua residual a tratar. (Rizzo, y otros, 2013)

5.2.2. Nuevas tecnologías para la depuración de aguas residuales, Procesos Avanzados de oxidación

Procesos de oxidación avanzada (PAO) son eficientes para el tratamiento de agua residual, estos procesos involucran el uso y generación principalmente del radical hidroxilo (HO^{*}). El radical hidroxilo es un potente agente oxidante y mineralizante de la materia orgánica, que se caracteriza por su baja selectividad de ataque, sus radicales atacan a la parte oxidable de las moléculas orgánicas. (Rizzo, y otros, 2013)

La eficiencia de los procesos de oxidación para la degradación de los antibióticos, se basa principalmente en la composición del agua residual que se desea tratar. Por ejemplo, la presencia de materia orgánica disuelta puede generar subproductos de la oxidación, generando un deterioro en la

calidad del agua en relación al estado inicial de contaminación de la misma. La presencia de nitratos, carbonos y materia orgánica disuelta pueden interferir en la eliminación de antibióticos por lo tanto reduciendo la efectividad del PAO seleccionado. (Rizzo, y otros, 2013)

Las principales ventajas de los PAO son su flexibilidad frente a las variaciones de la calidad del afluente así como también las pequeñas dimensiones de su equipación. Sin embargo, su principal desventaja es su alto costo de operación. (González-Labrada, y otros, 2010)

La versatilidad de los PAO se relaciona directamente al hecho que hay diferentes formas de producir los radicales de hidroxilo, seleccionando el proceso adecuado según las características del agua a tratar y de los objetivos que deseamos cumplir. (Rizzo, y otros, 2013)

5.2.2.1. Fotocatálisis heterogénea con dióxido de titanio (TiO₂)

La fotocatálisis con dióxido de titanio es una de las aplicaciones fotoquímicas que ha ido ganando adeptos dentro del ámbito del tratamiento y/o purificación de aguas. La razón por la cual es tan apetecible el uso de esta tecnología es que, a diferencia del resto de procesos fotoquímicos, la fotocatálisis heterogéneas con TiO₂ no es selectiva y puede emplearse para tratar mezclas

complejas de contaminantes. (Gálvez, y otros, 2001)

La fotocatalisis heterogénea se consigue a través de un semiconductor de TiO_2 , absorbe luz UV para descomponer los contaminantes orgánicos en CO_2 , agua y ácidos minerales inocuos para el medio ambiente, se consigue aplicando iluminación de una suspensión de TiO_2 en una solución acuosa con energía lumínica mayor que su energía de banda, conduce a la formación de pares de electrones de alta energía (e^-/h^+) los cuales pueden migrar a la superficie del catalizador y se pueden recombinar produciendo energía térmica o participar en reacciones redox con los compuestos que se adsorben en la superficie del catalizador. Para degradar los compuestos se emplean además de la luz, sales de hierro y agua oxigenada. (Rizzo, y otros, 2013)

Un estudio para determinar la viabilidad de utilizar el proceso de fotocatalisis de TiO_2 combinado con ($\text{UV}/\text{TiO}_2/\text{H}_2\text{O}_2$) y un reactor biológico secuencial (SBR) para el tratamiento de un agua residual que contenía amoxicilina y ofloxacina. Se reportó eliminación del 100% de la amoxicilina, empleando 0.8 g/L de TiO_2 y un tiempo de 120 min, mientras que la remoción de Ofloxacina fue del 60% empleando 3 g/L de TiO_2 y un tiempo de 120 min. (Rizzo, y otros, 2013)

A continuación, se presenta los resultados de degradación de dos catalizadores de TiO_2 empleados en aguas residuales de la industria farmacéutica utilizando luz solar y dosis de 200 mg/L de TiO_2 en suspensión.

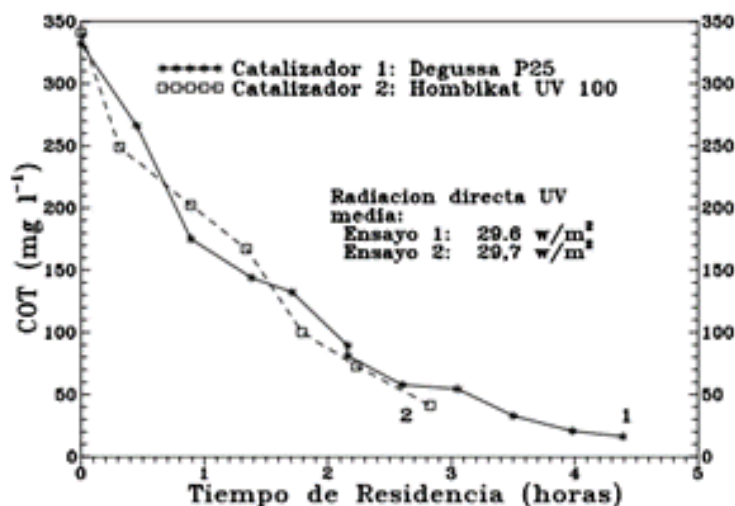


Figura 5. Degradación de carbono orgánico total (COT mg/l). Fuente. (Gálvez, y otros, 2001)

A pesar de los inconvenientes que generan la fotocatalisis como la posterior necesidad de separación y recuperación de las partículas

del catalizador de la mezcla. La fotocatalisis con TiO_2 nos da algunas características interesantes como la alta estabilidad química

en un amplio rango de pH, fuerte resistencia a la descomposición química y foto corrosión, disponibilidad comercial del catalizador y buenos resultados. También se debe considerar que el catalizador es barato y se puede reutilizar. (Rizzo, y otros, 2013) Las propiedades de los antibióticos a ser tratadas como pK_a (pK_a es la magnitud que cuantifica la tendencia que tiene las moléculas a disociarse en una solución acuosa) y la estructura molecular determinaran no solamente la eficiencia de la degradación fotocatalizadora sino también los mecanismos de oxidación de los productos en formación. (Rizzo, y otros, 2013)

5.2.2.2. Oxidación Fenton

La oxidación Fenton surge debido a la necesidad de encontrar combinaciones físicas, químicas y biológicas que posibiliten la degradación de compuestos orgánicos contaminantes. En los últimos años el tratamiento químico por oxidación catalítica ha ido creciendo sobre todo para el tratamiento de efluentes industriales. (Elías, 2012)

La oxidación catalítica se basa en la utilización de peróxidos y catalizador para oxidar y/o reducir la materia orgánica contaminante (Elías, 2012). La oxidación fenton es un proceso de oxidación homogénea. Una de las desventajas del uso de la oxidación fenton es que requiere un valor bajo de pH para evitar la precipitación

del hierro que tiene lugar un pH más alto. (Rizzo, y otros, 2013)

En el año 2007 durante un estudio se determinó remoción del 80% para tetraciclina durante el proceso de foto-Fenton empleando dos tipos de hierro e irradiación. De igual manera en el año 2008, se observó que la degradación de amoxicilina no era influenciada por la fuente de radiación durante el proceso de foto-Fenton. La eficiencia del sistema foto-Fenton modificado se basa en la reacción de la materia orgánica disuelta presente en las aguas residuales con iones de hierro (Fe^{2+}) conduciendo a la formación de complejos de hierro solubles. La degradación y mineralización de los contaminantes tiende a ser lenta en pH neutro que a pH=3. (Rizzo, y otros, 2013)

Se han realizado diversos estudios sobre la versatilidad del uso del Fenton para la eliminación de antibióticos en aguas residuales, uno de los cuales se realizó empleando ferrate ($Fe(VI)$), hierro en estado de oxidación +6, debido a sus potentes propiedades de oxidación el uso de ferrate ha ido incrementándose en el tratamiento químico para los procesos de oxidación/desinfección y coagulación. (Lee, Yoon, & von Gunten, 2005)

El uso de ferrate para la oxidación y remoción de microcontaminantes en el agua residual mostró que dosis superiores a los 5 mgFe/L eran capaces de eliminar

trimetoprim-sulfametoxazol y ciprofloxacina en un 85%. En comparación con el proceso de ozonización el Fe(VI) fue efectivo o ligeramente menos efectivo en relación a la oxidación de microcontaminantes, pero con Fe(VI) se puede eliminar fosfato. (Rizzo, y otros, 2013)

En conclusión, el proceso de Fenton ha mostrado resultados exitosos para la oxidación de muchas clases de antibióticos entre ellos betalactámicos, quinolonas, trimetoprim-sulfametoxazol y tetraciclinas. (Rizzo, y otros, 2013)

5.2.2.3. Sonólisis o ultrasonido

Ultrasonido o sonólisis es un proceso relativamente nuevo en el tratamiento del agua residual y agua potable, por lo tanto ha recibido menos atención que otros procesos avanzados de oxidación (Rizzo, y otros, 2013). El ultrasonido se encuentra en pleno desarrollo y el mecanismo responsable de la degradación de los contaminantes es la cavitación acústica. (González-Labrada, y otros, 2010). El ultrasonido mejora los cambios químicos y físicos en un medio líquido a través de la generación y posterior destrucción de burbujas de cavitación. Estas burbujas crecen por un periodo de pocos ciclos hasta alcanzar un tamaño de equilibrio para una particular frecuencia aplicada. El desenlace de estas burbujas cuando colapsan en ciclos sucesivos de compresión es lo que

genera la energía para efectos químicos y mecánicos. (Rizzo, y otros, 2013)

Se ha evaluado la aplicabilidad del proceso de ultrasonido para la remoción de antibióticos en efluentes de agua residual urbana, en concreto para la degradación de amoxicilina. El porcentaje de remoción fue del 40% pero se determinó que la conversión de amoxicilina mejoraba a mayores densidades de potencia aplicada, condiciones ácidas y presencia de aire disuelto (Rizzo, y otros, 2013)

La ventaja que tiene el uso de este PAO es que puede ser usado a temperaturas y presiones ambientales, sin la adición de agentes químicos oxidantes, mientras que su desventaja es la ineficiencia energética de la cavitación ya que se requiere de grandes cantidades de energía a la entrada del sistema. (González-Labrada, y otros, 2010)

6. MEDIDAS PREVENTIVAS FRENTE A LA RESISTENCIA DE ANTIBIÓTICOS

Es importante establecer una serie de medidas para prevenir y controlar lo mejor posible la resistencia a los antibióticos, es responsabilidad de toda la sociedad tomar conciencia sobre los riesgos a futuros que representara para la salud de las personas y animales, el desarrollo de resistencia en distintas cepas bacterianas.

La contaminación del medio ambiente debido a antibióticos, bacterias y genes

resistentes puede ser ralentizada, disminuyendo las concentraciones de los mismos que ingresan al medio ambiente.

6.1. Monitorización y control del consumo de antibióticos

Dentro de las medidas que se tome se debe contrarrestar la aparición de cepas resistencia a los antibióticos el uso racional de antibióticos, no solo en el área médica humano sino también en la medicina veterinaria, sobre todo para quienes son los encargados de la producción de alimento de origen animal. (Pérez-Cano & Robles-Contreras, 2013).

Controlar el consumo de antibióticos que se emplea en sanitaria, manteniendo un control a nivel hospitalario como en atención primaria. La recolección de información que permita un correcto análisis de datos, deberá ser obtenida a nivel local, regional y nacional. De igual manera en salud animal promover las herramientas adecuadas para la obtención de información sobre el consumo de antibióticos para cada especie animal. Se recomendará la implementación de receta electrónica y sistemas informáticos. (Ponce, 2019)

La Organización Mundial de la Salud (OMS) propone la prevención y control entre todos los protagonistas de la sociedad desde la población, trabajadores sanitarios y autoridades gubernamentales. La prevención radica desde evitar la autoprescripción hasta

la creación de políticas de planificación. (Organización Mundial de la Salud, 2018). La lucha contra la resistencia a los antibióticos es considerada uno de las prioridades para la OMS, en el año 2015 se aprobó un plan de acción mundial sobre la resistencia a los antimicrobianos, incluida la resistencia a los antibióticos. (Organización Mundial de la Salud, 2018)

Algunos países como México han implementado de forma más estricta leyes que regulen el consumo y venta de antibióticos con el propósito de reducir la creciente resistencia bacteriana en patógenos causante de infecciones comunitarias e intra-hospitalarias y evitar la autoprescripción, en el año 2010 se publicó en el Diario Oficial de la Federación la Ley “para que únicamente se administre antibióticos cuantos estos sean prescritos mediante receta emita por los profesionales de salud autorizados por la ley” (Troche, 2016)

6.2. Seguimiento de organismos resistentes a los antibióticos en el agua

La accesibilidad de nuevas técnicas moleculares como la detección clonal, que permite localizar organismos bacterianos, que contienen algún tipo de resistencia podría incrementar las posibilidades de realizar un rastreo de resistencia a los antibióticos en microorganismos, permitiéndonos conocer más sobre el comportamiento biológico y sus reacciones genéticas de dichos organismos cuando se

encuentra sometidos a presiones de agentes antimicrobianos. Técnicas menos complejas como métodos fenotípicos basadas en la utilización del carbono y los patrones de resistencia a los antibióticos podrían ser útiles para el seguimiento de fuentes bacterianas. (Baquero, Martínez, & Cantón, 2008). Los métodos fenotípicos son en la actualidad los más empleados por su coste y realización más asequible, se basa en determinar las características “observables” de las bacterias, como su morfología, desarrollo, y propiedades bioquímicas y metabólicas. (Bou, Fernández-Olmos, García, Sáez-Nieto, & Valdezate, 2011). Las diversas técnicas genéticas nos permiten visualizar de mejor manera la complejidad real de la resistencia bacteriana a los antibióticos, transmitidas por el agua. (Baquero, Martínez, & Cantón, 2008). Se deberá realizar control prioritario sobre los genes de resistencia a los antibióticos en los efluentes de las EDAR, para ayudar a reducir los riesgos en la salud evitando que los genes sean esparcidos al medio ambiente

7. CONCLUSIONES

Las propiedades de resistencia bacteriana se están convirtiendo en un problema sanitario, ecológico y económico. El excesivo uso de antibióticos está creando cepas bacterianas más resistentes. La resistencia a los antibióticos se traduce en altos costos médicos, cuando no se pueda tratar una enfermedad con medicina convencional se recurrirá a medicamentos más costosos, se aumentará también la estancia del paciente en hospitales se incrementara los costos de la atención sanitaria, lo que se significara una carga adicional económica para los gobiernos.

Las EDARs actúan como interface entre las bacterias resistentes y el medio ambiente, contribuyendo a la propagación de genes de resistencia y plásmidos entre bacterias, compartiendo mediante plataformas genéticas móviles plásmidos que incluye la resistencia. El agua residual y las EDARs brindan las condiciones necesarias para que las bacterias sean capaz de transferir los genes de resistencia.

Los antibióticos se han diseñado para ser biológicamente resistentes, en su mayoría son hidrófilos, cerca de un 30% de medicamentos son lipofílicos es decir que se disuelven en grasa, pero no en agua, razón por la cual se explica su prevalencia sobretodo en la fase acuosa de la depuración de aguas residuales. Los antibióticos están diseñados para realizar una acción específica

dependiendo de su composición molecular, pero son también los responsables de la creación de subproductos, una vez que han sido eliminados mediante excretas de animales o personas, cuando estos subproductos llegan al medio ambiente, pueden afectar a animales, plantas, hongos, bacterias, protozoos, etc.

Varios estudios han demostrado la baja biodegradabilidad que poseen las aguas residuales que contienen productos farmacéuticos entre ellos los antibióticos, incluso cuando los fármacos puedan ser biodegradables se debe tomar en cuenta la transformación que sufren los mismos durante el tratamiento terciario de una EDAR convencional (generalmente desinfección por cloración).

La vasta composición de los antibióticos (de origen sintético o natural), no ha permitido que se establezca un sólo tratamiento eficaz, ya sea este físico, químico o biológico para su remoción, dificultando el poder de eliminación de los antibióticos en el agua residual. De modo que el análisis sobre la eficiencia de remoción de antibióticos en el agua residual, se lo realiza para cada tipo de antibióticos. No todos los procesos de depuración van a tener el mismo comportamiento, y su eficiencia de remoción varía de acuerdo a la composición de cada antibiótico, características del agua residual y condiciones de operatividad.

También se debe considerar que algunos antibióticos son adsorbidos en los lodos y lo que significa que no existe una verdad biodegradación ni remoción de los mismos. Considerando estos antecedentes sobre el comportamiento de los antibióticos en EDARs cuyos tratamientos principales sean biológicos, se surgiera la valoración de nuevos tratamientos de depuración de aguas residuales NO convencionales, tales como técnicas avanzadas de oxidación, oxidación catalítica, etc.

Los PAO se muestran promisorios para el tratamiento de aguas residuales, ya que varios estudios han demostrado su efectividad de depuración, pero se debe tener especial cuidado en su monitoreo ya tienden a formar productos potencialmente tóxicos para el ecosistema. Su complejidad y costes adicionales para su funcionamiento no han permitido el esparcimiento de su uso.

BIBLIOGRAFÍA

- Actualitix World Atlas - Statistics by Country. (10 de Enero de 2016). *Actualitix* . Obtenido de Actualitix : <https://es.actualitix.com/pais/esp/espana-esperanza-de-vida.php>
- Alkorta Calvo, I., & Garbisu, C. (6 de Febrero de 2019). *Así se propaga la resistencia a los antibióticos en el medioambiente: theconversation.com*. Obtenido de theconversation.com: <http://theconversation.com/asi-se-propaga-la-resistencia-a-los-antibioticos-en-el-medioambiente-110390>
- Baquero, F., Martínez, J. L., & Cantón, R. (2008). Antibiotics and antibiotic resistance in water environments. *Current opinion in biotechnology*, 19(3), 260-265.
- Belloso, W. H. (2009). Historia de los antibióticos. *Rev Hosp Ital Buenos Aires*, 102-111.
- BERTOMEU BARTUAL, A. R. (2017). Detección de resistencias a antibióticos en efluentes de estaciones depuradoras de aguas residuales de la provincia de Valencia. *Doctoral dissertation*.
- Bou, G., Fernández-Olmos, A., García, C., Sáez-Nieto, J. A., & Valdezate, S. (2011). Métodos de identificación bacteriana en el laboratorio de microbiología. *Enfermedades infecciosas y microbiología clínica*, 29(8), 601-608.
- Calle, C. A., & Arias, J. A. (2018). Revisión sistemática sobre elementos genéticos móviles portadores de genes de resistencia a antibióticos en aguas residuales, 2000-2017. *Archivos de medicina*, 14(2), 5.
- Canal de Isabel II, Gestión. (2013). *Ciclo integral del agua, depuración del agua residual*.
- Castro Espinosa, J., & Molineros Gallón, L. F. (2016). Consumo de antibióticos a partir de las ventas en droguerías en Santiago de Cali, Colombia. *Revista Cubana de Farmacia*, 50(1), 68-84.
- Celis, Rubio, & Navarro, M. C. (2017). Evolutionary Origin of Antibiotic Resistance, A Historical Perspective. *Revista Colombiana de Biotecnología* 19.2, 95-107. Web.
- Center for Disease Control and Prevention. (25 de Septiembre de 2017). *CDC: Antibiotic Resistance Questions and Answers*. Obtenido de www.cdc.gov: <https://www.cdc.gov/antibiotic-use/community/about/antibiotic-resistance-faqs.html>
- CONAGUA Comisión Nacional del Agua. (2015). *Estadísticas del Agua en México* . México D.F.
- Davies, J., & Davies, D. (2010). Origins and evolution of antibiotic resistance. *Microbiol. Mol. Biol. Rev.*, 74(3), 417-433.
- Elías, X. (2012). *Reciclaje de Residuos*

- Industriales, residuos sólidos urbanos y fangos de depuradoras.* Madrid: Diaz de Santos.
- FAO . (2017). *Reutilización de aguas para agricultura en América Latina y el Caribe.* Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.
- Fariñas, M. C., & Martínez-Martínez, L. (2013). Infecciones causadas por bacterias gramnegativas multirresistentes: enterobacterias, *Pseudomonas aeruginosa*, *Acinetobacter baumannii* y otros bacilos gramnegativos no fermentadores. *Enfermedades infecciosas y microbiología clínica*, 31(6), 402-409.
- Gálvez, J. B., Rodríguez, S. M., Gasca, C. A., Bandala, E. R., Gelover, S., & Leal, T. (2001). Purificación de aguas por fotocatalisis heterogénea: estado del arte. *Purificación de aguas por fotocatalisis heterogénea: estado da arte. La Plata.*
- Gil, M. J., Soto, A. M., Usma, J. I., & Gutiérrez, O. D. (2013). Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos. *Producción+ limpia*, 7(2).
- González-Labrada, K., Quesada-Peñate, I., Julcour-Lebigue, C., Delmas, H., González, G. C., & Jáuregui-Haza, U. J. (2010). El empleo del ultrasonido en el tratamiento de aguas residuales. *Revista CENIC. Ciencias Químicas*, 41, 1-11.
- Guerrero, R., & Jiménez Sánchez, A. (1982). *Serie de biología fundamental: Genética Molecular Bacteriana.* España: Reverté S.A.
- Jia, S., Shi, P., Hu, Q., Li, B., Zhang, T., & Zhang, X. X. (2015). Bacterial community shift drives antibiotic resistance promotion during drinking water chlorination. *Environmental science & technology*, 49(20), 12271-12279.
- Jorge Pérez Serrano, p. t. (2019). Microorganismos como agentes que degradan la calidad del agua. *Microorganismos como agentes que degradan la calidad del agua.* España.
- Kumar, A., & Pal, D. (2018). Antibiotic resistance and wastewater: correlation, impact and critical human health challenges. *Journal of environmental chemical engineering*, 6(1), 52-58.
- Kümmerer, K. (2009). Antibiotics in the aquatic environment—a review—part I. *Chemosphere*, 75(4), 417-434.
- Lee, Y., Yoon, J., & von Gunten, U. (2005). Spectrophotometric determination of ferrate (Fe (VI)) in water by ABTS. *Water Research*, 39(10), 1946-1953.
- Metcalf, & Eddy. (1995). *Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, vertido y reutilización.* . España: McGraw-Hill.

- Morán, A. (17 de Diciembre de 2014). *Dciencia, ciencia para todos*. Obtenido de Dciencia, ciencia para todos: <http://www.dciencia.es/antibioticos/>
- Naciones Unidas. (2017). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos*.
- Noyola, A., Padilla-Rivera, A., Morgan-Sagastume, J. M., Güereca, L. P., & Hernández-Padilla, F. (2012). Typology of municipal wastewater treatment technologies in Latin America. *Clean-Soil, Air, Water*, 40(9), 926-932.
- Nuñez, L., Tornello, C., Puentes, N., & Moreton, J. (2012). Bacterias resistentes a antibióticos en aguas grises como agentes de riesgo sanitario. *Ambiente & Agua-An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 7(1), 235-243.
- Organización Mundial de la Salud. (5 de Febrero de 2018). *Organización Mundial de la Salud*. Obtenido de who.int: <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/resistencia-a-los-antibi%C3%B3ticos>
- Peñate, I. Q., Haza, U. J., Wilhelm, A. M., & Delmas, H. (2009). Contaminación de las aguas con productos farmacéuticos. Estrategias para enfrentar la problemática. *Revista CENIC. Ciencias Biológicas*, 40(3), 173-179.
- Pérez-Cano, H. J., & Robles-Contreras, A. (2013). Aspectos básicos de los mecanismos de resistencia bacteriana. *Revista médica MD*, 4(3), 187-192.
- Ponce, I. (2019). El Plan Nacional de Resistencias a los Antibióticos (PRAN) en Cantabria. *Trabajo Fin de Grado*.
- Rizzo, L., Manaia, C., Merlin, C., Schwartz, T., Dagot, C., Ploy, M. C., & ... Fatta-Kassinos, D. (2013). Urban wastewater treatment plants as hotpots for antibiotic resistant bacteria and genes spread into the environment: a review. *Science of the total environment*, 447, 345-360.
- Rodríguez Vignoli, J. (2013). *La migración interna de las grandes ciudades en América Latina: efectos sobre el crecimiento demográfico y la composición de la población. Notas de Población*.
- Santos, G., Anglada, R., E-libro, a., & Corp. (2002). Estudio De La Resistencia a Antibióticos [beta]-lactámicos En Aislamientos Clínicos De Salmonella Typhimurium [recurso Electronico]. Madrid: Universidad Complutense De Madrid.
- Schlüter, A., Krause, L., Szczepanowski, R., Goesmann, A., & Pühler, A. (2008). Genetic diversity and composition of a plasmid metagenome from a wastewater treatment plant. *Journal of biotechnology*, 136(1-2), 65-76.
- Seija, V., & Vignoli, R. (2006). Principales

- grupos de antibióticos. *Temas de bacteriología y virología médica*, 631-647.
- Seija, V., & Vignoli, R. (2008). Principales mecanismos de resistencia antibiótica. *Temas de bacteriología y virología médica*, 649-662.
- Sussmann, O., Mattos, L., & Restrepo, A. (2002). Resistencia Bacteriana. *Univ Med*, 43(1), 20-6.
- Tafur, J. D., Torres, J. A., & Villegas, M. V. (2011). Mecanismos de resistencia a los antibióticos en bacterias Gram negativas. *Infectio*, 12(3).
- Tena de la Nuez, J. (20 de Agosto de 2019). *BBC News Mundo*. Obtenido de [www.bbc.com: https://www.bbc.com/mundo/noticias-47866921](https://www.bbc.com/mundo/noticias-47866921)
- Tolls, J. (2001). Sorption of veterinary pharmaceuticals in soils: a review. *Environmental science & technology*, 35(17), 3397-3406.
- Tortora., G. J., Funke., B. R., & Case, C. (2007). *Introducción a la Microbiología*. Argentina: Editorial Médica: Panamericana.
- Troche, J. R. (2016). Reflexiones sobre la resistencia a antibióticos y qué hacer al respecto. *Revista de Gastroenterología de México*, 81(1), 1-2.
- World Economic Forum. (2017). *Migration and Its Impact on Cities*.
- Zhang, Y., Zhuang, Y., Geng, J., Ren, H., Zhang, Y., Ding, L., & Xu, K. (2015). Inactivation of antibiotic resistance genes in municipal wastewater effluent by chlorination and sequential UV/chlorination disinfection. *Science of the total environment*, 512, 125-135.

**UNIVERSIDAD DE ALCALÁ
Y
UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS**



**Universidad
de Alcalá**



**Universidad
Rey Juan Carlos**

**MASTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS**

PROYECTO DE FIN DE MASTER

**CONSUMO DE ENERGÍA PARA LA DEPURACIÓN
DE AGUA EN ESPAÑA**

**ENERGY CONSUMPTION FOR WATER
PURIFICATION IN SPAIN**

**AUTOR:
Iris Irene Cerdá Jaén**

**DIRECTOR:
Cat. D. Eloy García Calvo (UAH)**

Alcalá de Henares, a 23 de mayo de 2019

RESUMEN	126
1. INTRODUCCIÓN	126
2. METODOLOGÍA	127
2.1. Investigación bibliográfica	127
2.2. Estudio técnico comparativo	128
3. OBJETIVOS	128
4. LA DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES EN ESPAÑA EN NÚMEROS	128
4.1. Volumen de agua residual tratada en España	128
4.2. Coste unitario del saneamiento del agua residual en España	130
4.3. Consumo energético global en la depuración urbana en España	133
5.1 MEDIDAS DE AHORRO ENERGÉTICO EN LA DEPURACIÓN URBANA	142
5.1. Gestión y administración pública	143
5.2. Tecnológicas.	144
5.3. Soluciones para pequeños núcleos de población y/o depuradoras de pequeño tamaño.	146
5.4. Conclusiones de las medidas de ahorro propuestas.	147
6. EL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS EN PEQUEÑAS POBLACIONES	148
7. ESTUDIO COMPARATIVO ENTRE TECNOLOGÍAS Y TAMAÑO DE MUNICIPIO	150
7.1. Diferente tamaño de población, misma tecnología empleada	150
7.1.1. Datos de partida del influente	151
7.1.2. Dotación	151
7.1.3 Caudales	152
7.1.4. Composición del agua residual	152
7.1.5. Habitantes equivalentes	153
7.1.6. Caracterización del influente	153
7.2. Diseño del sistema de biodiscos:	155
7.3. Cálculo de la potencia del motor	159
8. CONCLUSIONES	162

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Tarifas medias correspondientes a los años 2010 y 2015. A partir de datos de AEAS y AGA, 2010	132
Tabla 2. Evaluación tendencial del consumo de energía. Adaptado de IDAE, 2010.	135
Tabla 3. Predicciones de ahorros y objetivos de consumos de energía en abastecimiento y depuración de agua. Adaptado de PNAEE, 2017.	135
Tabla 4. Potencia unitaria (W/h.e.) de los principales elementos de una planta depuradora, en la Línea de agua diferenciada por tamaño de municipio. Tomado de IDAE, 2010.	137
Tabla 5. Potencia unitaria (W/h.e.) de los principales elementos de una planta depuradora, en la Línea de fango diferenciada por tamaño de municipio. Tomado de IDAE, 2010.	138
Tabla 6. Potencias por habitante (W/h.e.) de una planta depuradora en función de su tamaño. Tomado de IDAE, 2010.	139
Tabla 7. Consumos urbanos (l/hab·día) según los usos y tamaño de la población. Tomado de Martín et al., 2006.	152
Tabla 8. Valores típicos de los principales contaminantes del agua residual urbana. A partir de datos de Metcalf y Eddy, 2000.	152
Tabla 9. Datos de diseño: dotación, caudal y h.e.	153
Tabla 10. Rendimientos de eliminación en cada etapa. A partir de datos de Huertas y Marcos, 2012.	155

Tabla 11. Concentraciones de DBO5 y SS en cada proceso de la EDAR. 155

Tabla 12. Datos de partida de la población de 500 habitantes para el diseño de los biodiscos. (1) Dato tomado de Huertas y Marcos (2012). (2) Dato tomado de Catalán Lafuente (1997). (3) Datos tomados de Isla de Juana (2005). 156

Tabla 13. Resultados del diseño de los biodiscos para una población de 500 habitantes. 158

Tabla 14. Datos de partida de la población de 2.000 habitantes para el diseño de los biodiscos. (1) Datos tomados de Isla de Juana (2005). 159

Tabla 15. Resultados del diseño de los biodiscos para una población de 2.000 habitantes. 159

Tabla 16. Parámetros de partida de cálculo del motor rotatorio para los biodiscos en una población de 500 habitantes. (1) Datos tomados de Isla de Juana (2005). 160

Tabla 17. Potencia del motor rotatorio para los biodiscos en una población de 500 habitantes. 161

Tabla 18. Parámetros de partida de cálculo del motor rotatorio para los biodiscos en una población de 2.000 habitantes. (1) Datos tomados de Isla de Juana (2005). 161

Tabla 19. Potencia del motor rotatorio para los biodiscos en una población de 2.000 habitantes. 161

Tabla 20. Consumo energético obtenido. 162

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Volumen de aguas residuales tratadas en España. Unidades de volumen en m ³ /día. Tomado de www.ine.es	129
Figura 2. Volumen de aguas residuales tratadas en España. Unidades m ³ /habitante/día. Tomado de www.ine.es	130
Figura 3. Importe facturado por alcantarillado y depuración en España. Unidades en miles de euros. Tomado de www.ine.es	131
Figura 4. Coste de suministro, alcantarillado y depuración en España. Unidades en €/m ³ . Tomado de www.ine.es	132
Figura 5. Porcentaje de población conectada a depuradora y tipo de depuración. Tomado de www.eea.europa.eu	134
Figura 6. Consumo de la depuración de agua residual en España. Tomado de IDAE, 2010.	134
Figura 7. Potencia requerida por unidad de tratamiento para distintos tamaños de EDAR expresado en W/h.e.; Tomado de Fundación Canal, 2017	140
Figura 8. Distribución de la potencia total requerida por tamaño de municipio (%) y número de depuradoras en cada tramo. Tomado de IDAE, 2010.	142
Figura 9. Esquema secuencial de tratamientos. Tomado de Huertas y Marcos, 2012.	154

TABLA DE ABREVIATURAS

ACV: Análisis del Ciclo de Vida.
AEAS: Asociación Española de Abastecimientos de Agua y Saneamiento.
AGA: Asociación Española de Empresas Gestoras de los Servicios de Agua Urbana.
DPH: Dominio Público Hidráulico.
DSEAR: Plan Nacional de Depuración, Saneamiento, Eficiencia, Ahorro y Reutilización.
EDAR: Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales.
EEA: European Environment Agency.
h.e.: Habitante Equivalente.
IDAE: Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía.
INE: Instituto Nacional de Estadística.
PAAEE: Plan de Acción de Ahorro y Eficiencia Energética 2011-2020.
PLC: Control Lógico Programable.
PNAEE: Plan Nacional de Acción de Eficiencia Energética 2017-2020.
PNCA: Plan Nacional de Calidad de las Aguas 2007-2015.
SBR: Reactor Biológico Secuencial.
TNC: Tecnologías no Convencionales.

RESUMEN

En el presente proyecto de revisión bibliográfica, se analizan los aspectos fundamentales relativos al consumo energético que representa el sector de saneamiento del agua residual urbana en España. Para ello, se comienza con un análisis del consumo total del agua abastecida (suministro) y posteriormente tratada (saneamiento) en nuestro país, evaluando su coste y las tendencias en cuanto a consumos y ahorros que se estiman en el futuro.

Se prosigue con el análisis del consumo energético nacional que supone la depuración de la totalidad de las aguas residuales urbanas en España, y su consiguiente comparativa en cuanto a tamaño de población. Se abordarán también, las medidas que favorecerían un importante ahorro energético en el sector.

A continuación, el estudio se centrará, por las particularidades que se exponen en el presente proyecto, en la depuración en los pequeños núcleos de población.

Por último, se llevará a cabo un análisis comparativo entre dos núcleos urbanos de diferente tamaño de población mediante el dimensionado de un sistema de tratamiento biológico de biodiscos, además del desempeño energético que este proceso conlleva.

1. INTRODUCCIÓN

Debido al aumento de la población mundial, con su consiguiente incremento de la demanda de energía y del volumen de agua para satisfacer tanto su uso doméstico, industrial y agrario, la optimización y el ahorro energético en las estaciones depuradoras de aguas residuales es de vital importancia. Se estima que la demanda de abastecimiento de agua para uso humano se encuentra entre los 160 y los 180 litros por persona y día, y que el aumento de exigencia sobre la calidad y depuración de las aguas residuales ha provocado un incremento de la actividad en el sector de la depuración del agua residual urbana (PNAEE, 2017).

La relación entre el agua y la energía es tan importante como compleja. Esta complejidad no solo se expresa porque la producción de energía requiere agua y la gestión del agua requiere energía, sino también por la relación entre la energía y el agua con el clima y con el cambio climático (IDAE, 2010).

El Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE), realizó en el 2010 un estudio en el que analizó el vínculo entre el agua y la energía en nuestro país, y el papel que la ciencia y la tecnología pueden tener para reducir la energía consumida en el ciclo del agua (IDAE, 2010).

Así mismo, en el Plan Nacional de Acción de Eficiencia Energética 2017-2020 (PNAEE), que contiene medidas dirigidas a mejorar la eficiencia energética, y los ahorros de energía

conseguidos o previstos en la Directiva 2012/27/UE del Parlamento Europeo y del Consejo de 25 de octubre de 2012, relativa a la eficiencia energética, identificaron mediante una auditoría energética integral de las instalaciones de abastecimiento y depuración de aguas las medidas y actuaciones de ahorro y mejora de la eficiencia energética en esas infraestructuras.

En ambos estudios se obtuvo como resultado de la estimación, que la totalidad de la depuración del agua residual en España (4.450 hm³/año) implicaba el 1% del consumo energético nacional, en forma de energía eléctrica, siendo el coste energético el mayor factor de coste de explotación (IDAE, 2010; PNAEE, 2017).

Se valoró las diferencias en cuanto al consumo energético en depuradoras pequeñas, en grandes y en instalaciones de construcción más reciente; Se observó que las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) están experimentando una mejora de su eficiencia por innovación tecnológica y por la agrupación de caudales hacia instalaciones mancomunadas, además que en el caso de las depuradoras pequeñas, sus consumos son elevados al carecer de sistemas de control de la aireación y al estar sus equipos electromecánicos sobredimensionados para satisfacer un diseño robusto de instalación. El consumo en estas depuradoras más pequeñas se estima en 50 kWh/habitantes-año, siendo en las depuradoras de mayor tamaño de unos 20-30 kWh/habitantes-año al ser instalaciones

más optimizadas en cuanto al diseño y al dimensionado. Se estima que la optimización energética de las depuradoras existentes puede significar una reducción en el consumo del 17,5% (IDAE, 2010).

2. METODOLOGÍA

2.1. Investigación bibliográfica

Se ha realizado una búsqueda sistemática de información mediante el aprovechamiento, en mayor medida, de los recursos electrónicos disponibles.

1ª Fase: con el objeto de contextualizar de forma global el sector del agua en España, he recurrido a la base de datos que ofrecen los siguientes portales de información científica y accesible a todo público que así lo desee:

-Instituto Nacional de Estadística (INE): iniciando la búsqueda en el apartado Agricultura y medio ambiente → Agua. En el buscador que ofrece el portal INEbase se buscó mediante el término “agua” que dio acceso a la “Estadística sobre suministro y saneamiento del agua”.

-European Environment Agency (EEA): En el portal de la Agencia Europea del Medio Ambiente se accedió a la información desde el apartado “Datos y mapas”, a continuación, en el buscador se introdujo la palabra “Spain” para encontrar información y recursos gráficos de nuestro país.

2ª Fase: partiendo de la información extraída del documento inicial aportado como guía por parte del tutor del presente proyecto (IDAE, 2010) se analizó dicha información y se extrajeron interesantes conclusiones que

darían inicio a los siguientes apartados: identificación de la problemática que presenta la depuración en pequeños núcleos de población y particularmente el tratamiento secundario.

2.2. Estudio técnico comparativo

Tras el planteamiento de la necesidad de realizar un estudio técnico comparativo relativo a la depuración en pequeños núcleos de población, se emplearon como documentos guía: “Guía sobre tratamientos de aguas residuales urbanas para pequeños núcleos de población: mejora de la calidad de los efluentes” y “Guía práctica para la depuración de aguas residuales en pequeñas poblaciones”. El análisis de dichos documentos, de su sistema y orden de diseño y de los valores característicos que ahí se reflejan para cada parámetro, sirvieron como base para el inicio del cálculo y dimensionado del sistema de biodiscos mediante la metodología y cálculos que se reflejan en el Manual de “Proyectos de plantas de tratamiento de aguas: aguas de proceso, residuales y de refrigeración”

3. OBJETIVOS

El presente trabajo pretende abordar y conocer el sector de la depuración de las aguas residuales urbanas en España, mediante el estudio de sus características fundamentales.

Los objetivos específicos del proyecto son:

- Análisis de los consumos, económico, energético y el volumen total que representa el sector del saneamiento en España.
- Profundizar en el consumo energético que supone la depuración de aguas residuales urbanas en España, conociendo sus deficiencias y posibles opciones de mejora y ahorro.
- La realización de un estudio tecnológico comparativo para comprobar si se cumplen las premisas que se exponen y desarrollan en el presente trabajo.

4. LA DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES EN ESPAÑA EN NÚMEROS

4.1. Volumen de agua residual tratada en España

La demanda en el subsector del agua de recogida y tratamiento de aguas residuales ha experimentado en últimos años un notable incremento, fruto del crecimiento urbano y por el aumento en cuanto a las exigencias en calidad del efluente vertido, tal como se comentó previamente, la demanda de abastecimiento de agua para el uso humano se estima entre los 160 y 180 litros por persona y día (PNAEE, 2017). Para justificar y censar

este incremento, el INE recoge y elabora registros y cálculos acerca de la recogida y abastecimiento diario de aguas residuales en España, estos datos son de libre acceso y consulta. Puede apreciarse en la Figura 1 el notable aumento del volumen de agua residual registrada a nivel nacional, se explica por la aplicación del Real Decreto 606/2003 de 23 de mayo (BOE, 2003) por el que se deben autorizar y computar los vertidos realizados al dominio público hidráulico. En los años posteriores al 2004 y ya adentrados en la crisis

económica, pueden apreciarse descensos acusados en los años 2007 y 2008 y la posterior recuperación y estabilización de la curva; a partir del año 2014 también se aprecia un leve descenso provocado por la mayor concienciación en el uso responsable del agua de la ciudadanía, mejora en los sistemas de riego y mayor eficiencia de los electrodomésticos (PWC, 2018).

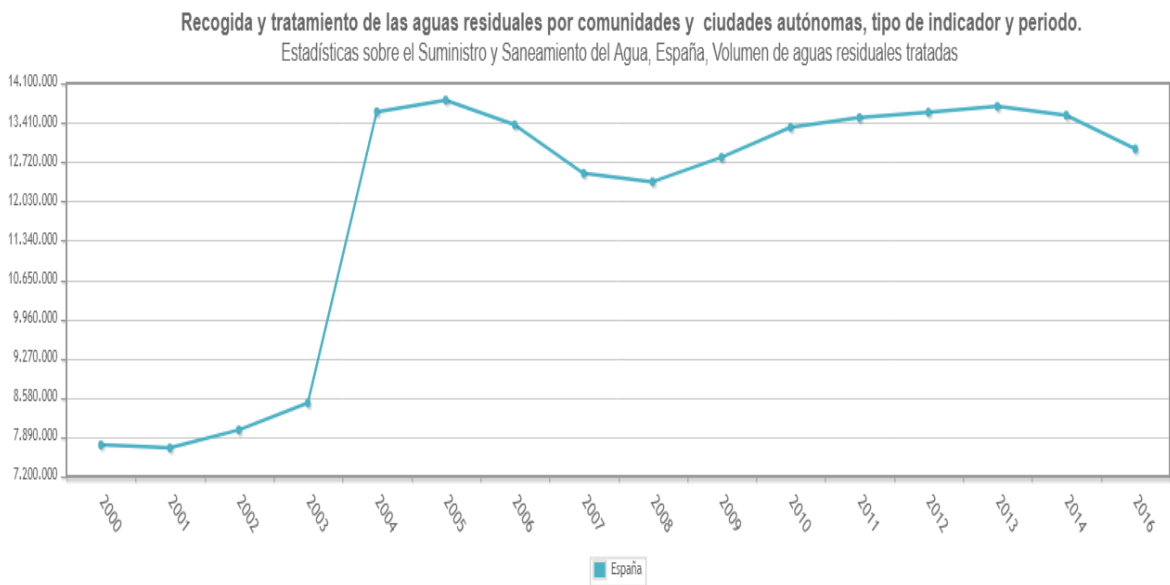


Figura 6. Volumen de aguas residuales tratadas en España. Unidades de volumen en m³/día. Tomado de www.ine.es

Los datos más actualizados encontrados respecto al volumen autorizado de vertido a Dominio Público Hidráulico (DPH) referente a tipología de vertido urbano se corresponden con los de 2017 (www.mitego.gob.es), siendo

la población en España a 1 de julio de 2017 de 46.532.869 habitantes (www.ine.es), el vertido por persona correspondería al siguiente:

$$\frac{3.081.089.164 \text{ m}^3}{46.532.869 \text{ personas} \cdot 365 \text{ días}} = 0,181 \frac{\text{m}^3}{\text{persona} \cdot \text{día}} = 181 \text{ litros/persona} \cdot \text{día}$$

En la Figura 2 que se muestra a continuación, puede observarse cómo en el periodo temporal 1996-2003 el volumen de aguas residuales tratadas cuantificadas en m³/habitante/día es un valor muy similar a la dotación diaria de 160-180 litros por habitante y día, la diferencia entre ambos valores puede explicarse por registros mal cuantificados o por las pérdidas en la red de saneamiento. Las pérdidas en las redes de abastecimiento son un indicador de su ineficiencia. Pueden dividirse en pérdidas reales (roturas, fugas, averías) y en pérdidas aparentes como pueden ser el agua no registrada, errores de medida, fraudes, etc. En el año 2006, estas pérdidas ascendieron al

16,7% del volumen de agua introducido en las redes de abastecimiento (INE, 2008).

Cabe señalar que, a partir del año 2006, no se publica el dato del 'volumen total de agua vertida' ya que el cuestionario de la encuesta se ha modificado para incluir el destino final de las aguas residuales depuradas y se ha procedido a incorporar en estos apartados las aguas residuales no procedentes de la red de distribución (pluviales, extracción propia, u otras procedencias), mientras que hasta la estadística del año 2003 inclusive, se recogía exclusivamente la información sobre las aguas residuales procedentes de la misma. (www.ine.es).

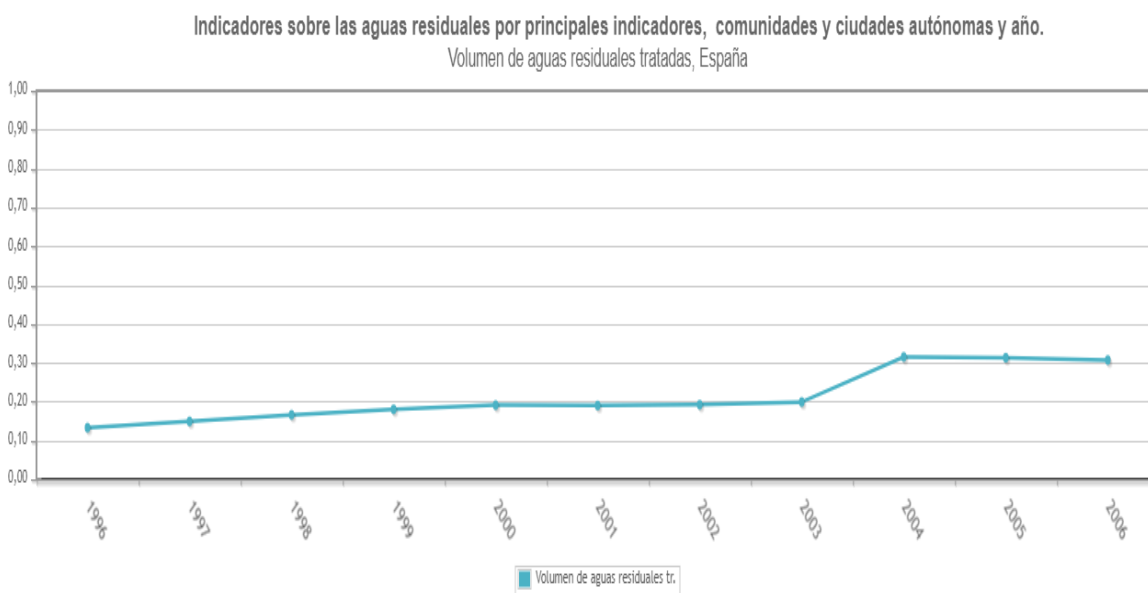


Figura 7. Volumen de aguas residuales tratadas en España. Unidades m³/habitante/día. Tomado de www.ine.es

4.2. Coste unitario del saneamiento del agua residual en España

Los servicios de alcantarillado y depuración se denominan comúnmente saneamiento. Consisten en la retirada de las aguas residuales

de los hogares, oficinas, industrias y cualquier instalación donde se produzcan y su transporte mediante el sistema de alcantarillado hasta llegar a los colectores interceptores. Estos canalizan la entrega a las EDARs, donde se trata el agua residual para reintroducirla, ya

depurada, en los cauces naturales en cumpliendo de las exigencias de vertido que marque la legislación (AEAS, 2017).

Toda esa infraestructura de saneamiento supone un elevado coste para las administraciones públicas y para los ciudadanos, para ello, el INE recopila información y elabora estadísticas acerca del importe facturado por alcantarillado y depuración del agua, como aparece reflejado en la Figura 3. A partir del año de referencia 2004 se producen algunas variaciones en los datos de los apartados de recogida y tratamiento de aguas residuales debido a un cambio metodológico, con objeto de adaptarse a las necesidades de los usuarios de estas

estadísticas y a las recomendaciones internacionales. El INE procedió a incorporar en estos apartados las aguas residuales no procedentes de la red de distribución (pluviales, extracción propia, u otras procedencias), mientras que hasta la estadística del año 2003 inclusive, se recogía exclusivamente la información sobre las aguas residuales procedentes de la misma. Hasta el año 2006 inclusive, el 'importe total de los gastos de inversión' no incluía los relativos a la recogida de aguas residuales (alcantarillado), por ello se observa el elevado incremento del importe del 2006 al 2007 (www.ine.es).

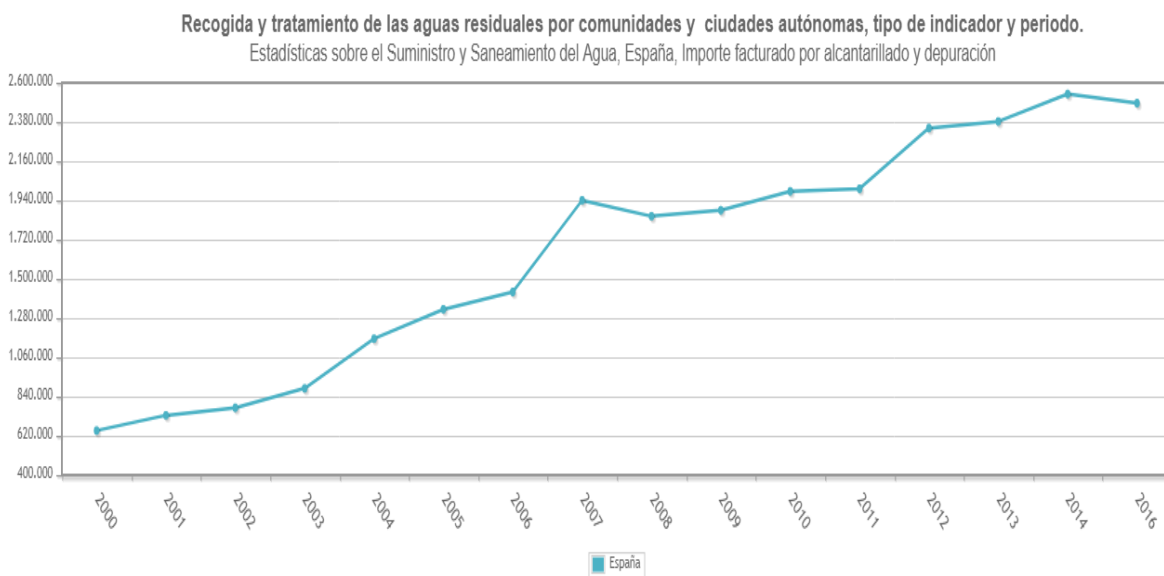


Figura 8. Importe facturado por alcantarillado y depuración en España. Unidades en miles de euros. Tomado de www.ine.es

El coste unitario del agua se define como el cociente entre los importes abonados por el suministro de agua más los importes abonados en concepto de alcantarillado, depuración y cánones de saneamiento o vertido, y el

volumen de agua registrada y distribuida a los usuarios (INE, 2018). En la Figura 4 puede observarse que, del coste unitario total, el correspondiente al alcantarillado y depuración es menor.

Indicadores economicos por comunidades y ciudades autónomas
Principales indicadores, España

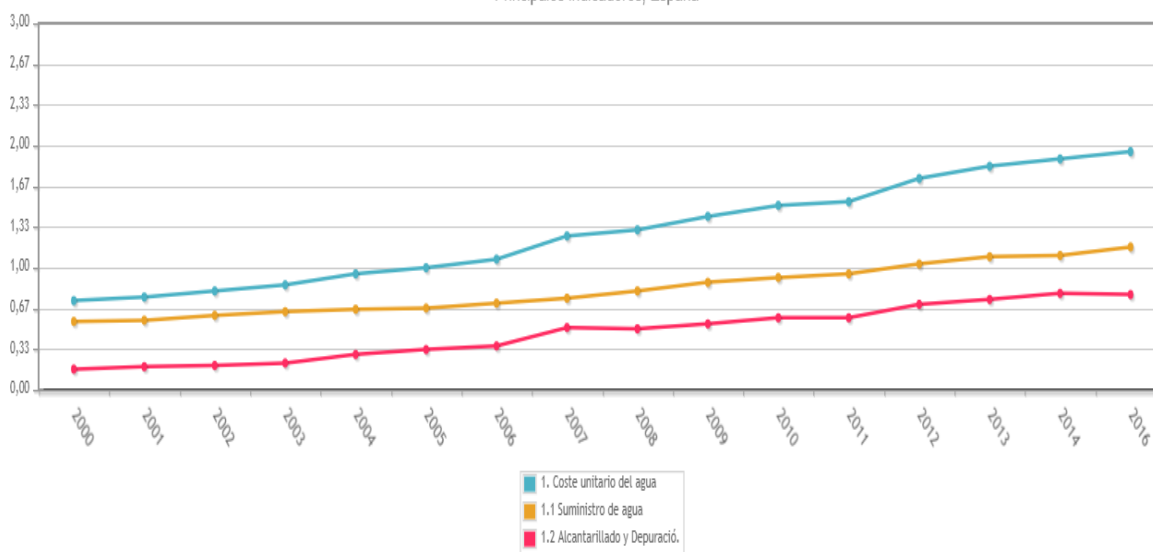


Figura 9. Coste de suministro, alcantarillado y depuración en España. Unidades en €/m³. Tomado de www.ine.es

Los datos más recientes encontrados corresponden al 2015 y pertenecen a una encuesta y posterior estudio tarifario realizado por la Asociación Española de Abastecimientos de Agua y Saneamiento (AEAS) y la Asociación Española de Empresas Gestoras de los Servicios de Agua Urbana (AGA). Los datos que obtienen permiten estimar el precio pagado por los usuarios del servicio del ciclo integral del agua (abastecimiento y saneamiento) y el segmentado por tipo de uso (doméstico y no

doméstico). Las tarifas medias se exponen en la Tabla 1, en ella se muestran los correspondientes al abastecimiento y saneamiento (vertido y depuración), representando el 42% del precio de la tarifa abonada por el usuario, el coste del saneamiento doméstico (AEAS, 2017).

Año	Abastecimiento (€/m ³)	Saneamiento (€/m ³)
2010	0,93	0,63
2015	1,02	0,75

Tabla 4. Tarifas medias correspondientes a los años 2010 y 2015. A partir de datos de AEAS y AGA, 2010

El aumento tarifario nos evidencia la importancia de alcanzar los objetivos medioambientales y la sostenibilidad económica (Morcillo, 2017).

4.3. Consumo energético global en la depuración urbana en España

El agua es un recurso vital que utilizamos cada día. Para que los consumidores finales dispongan de un servicio de abastecimiento y saneamiento de agua garantizado es necesario consumir energía. La cantidad de energía necesaria para llevar a cabo las operaciones necesarias para distribuirla al consumidor final depende mucho de las condiciones locales, de la calidad del agua (Hardy Y Garrido, 2010) y de su correcto manejo para su vertido en las condiciones adecuadas mediante la aplicación de los tratamientos necesarios.

En el subsector del abastecimiento y depuración de agua se ha experimentado un incremento del consumo de energía no sólo por el crecimiento poblacional sino también por el derivado de las exigencias sobre calidad y depuración de las aguas residuales contenidas en la Directiva 91/271/CEE sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas y el consiguiente Plan Nacional de Saneamiento y Depuración, que se ha traducido en la entrada en servicio de numerosas EDARs a lo largo de la geografía española. En concreto, en 2010 estaban en servicio en España 2.950 EDAR para el tratamiento de las aguas de origen urbano, 600 más que las existentes en 2004, lo que permite estimar que al menos el 95% de la población española está conectada a algún sistema de depuración (PNAEE, 2017). Dichos datos difieren a los encontrados más actuales,

aportados por la encuesta realizada por AEAS y AGA 2016 en la que el número de EDARs en España en el año 2016 es de 2041 unidades (Morcillo, 2017).

En la Figura 5 que se muestra a continuación, aparece desglosado por países la proporción de población conectada a sistemas de saneamiento, y al tipo de tratamiento (primario, secundario, etc) (AEAS, 2017). Se evidencia el avance tecnológico de nuestro país, por el aumento de la proporción del uso y aplicación del tratamiento terciario.

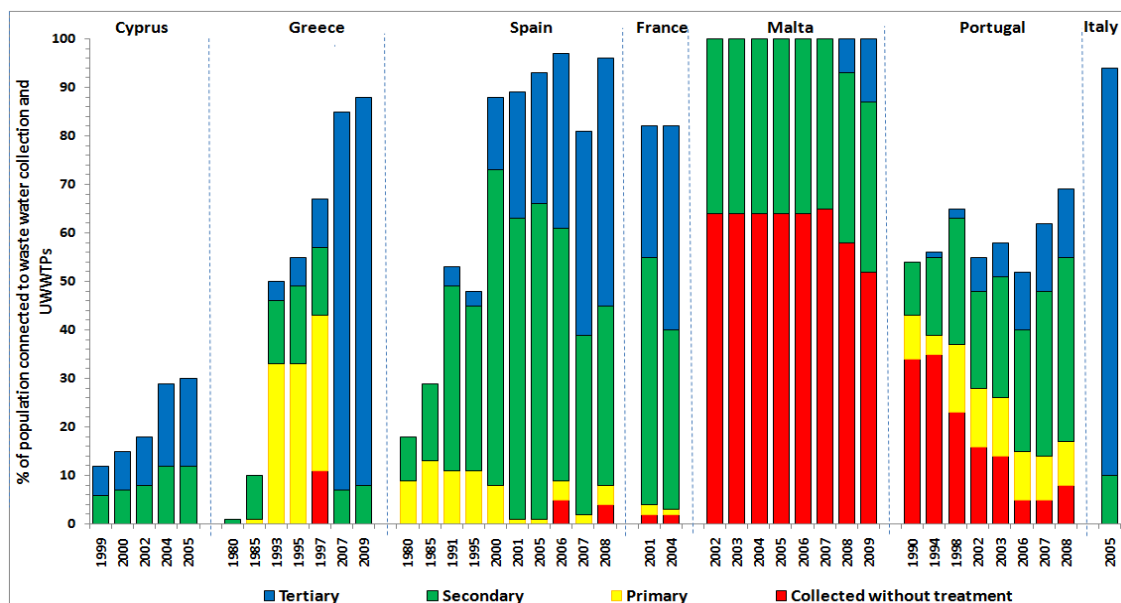


Figura 10. Porcentaje de población conectada a depuradora y tipo de depuración. Tomado de www.eea.europa.eu

El consumo de energía de los sistemas de abastecimiento de agua a las poblaciones y, sobre todo, de las depuradoras de aguas residuales depende de la tecnología empleada, del tamaño de la población abastecida y de los límites de vertido y depuración aplicables. Se puede estimar un consumo de electricidad en depuración para el conjunto de las instalaciones en 2010 de 2.225 GWh/año. Por otra parte, en captación, abastecimiento y distribución de agua urbana se ha estimado un consumo de electricidad en bombeo de otros

447 GWh/año, lo que totaliza para este subsector una cifra de 2.672 GWh/año (PNAEE, 2017).

El resultado final del estudio realizado por IDAE (2010) de consumos para la depuración de las aguas residuales urbanas en España además del ahorro potencial se muestra en la Figura 6.

	Consumo unitario		TOTAL ESPAÑA		Potencial de ahorro (%)
	(W/h.e)	kWh/(m ³ .año)	Potencia (MW)	Consumo actual GWh/año	
Consumo actual	5,6	49	305	2.672	-
Potencial ahorro	0,98	8,6	53	468	17,5%

Figura 11. Consumo de la depuración de agua residual en España. Tomado de IDAE, 2010.

Se tasó un consumo medio de energía en depuración de 0,5 kWh/m³ en el año 2010. Analizando el sector para el periodo 2011-2020 se estimó un crecimiento continuo en el consumo tal como se muestra en la Tabla 2, motivado por la consolidación de los procesos

y por la entrada en servicio de nuevas infraestructuras de depuración de agua (PNAEE, 2017).

Años	2010	2020
Abastecimiento y depuración de agua	230 ktep	238 ktep

Tabla 5. Evaluación tendencial del consumo de energía. Adaptado de IDAE, 2010.

Sin embargo, este tendencial de crecimiento en el consumo no se alcanzará por los ahorros que se producirán en el sector como resultado de las medidas directas promovidas desde las administraciones públicas (PAAEE, 2011) y

por los cambios tecnológicos. En base a los ahorros, la previsión del consumo de energía para la presente década se refleja en la Tabla 3.

Años	2010	2016	2020
Ahorros de energía final (ktep)	2	11	35
Objetivos de consumo de energía (ktep)	230	225	203

Tabla 6. Predicciones de ahorros y objetivos de consumos de energía en abastecimiento y depuración de agua. Adaptado de PNAEE, 2017.

El Plan Nacional de Calidad de las Aguas 2007-2015 previó la construcción de unas 1.000 nuevas EDARs, en parte para ampliación y modernización de depuradoras ya operativas, lo que hace estimar para la presente década una mejora del 15% en el consumo de energía de estas instalaciones, lo que significará reducir la demanda de energía eléctrica en 400 GWh/año (PAAEE, 2011).

4.4. Consumo energético de la depuración urbana en función del tamaño del municipio y de las tecnologías empleadas

El consumo energético de las depuradoras depende de la tecnología empleada. Ello a su vez, está determinado por los límites de vertido aplicables y por el tamaño de la población abastecida. Existe una gran diferencia entre la concepción tecnológica de las depuradoras pequeñas y grandes. Las depuradoras pequeñas y de medio tamaño suelen carecer de sistemas de control de

aireación. Además, el diseño, basado en la robustez mecánica, implica un cierto sobredimensionamiento de equipos electromecánicos. Por ello, el consumo unitario en tales depuradores es relativamente elevado. En grandes depuradoras, se optimiza el diseño, el dimensionamiento y el control para lograr consumos energéticos más ajustados. En tales plantas, se pueden obtener valores de 20 -30 kWh/ (h.e. ·año), mientras que se estima que la media para el parque de depuradoras en España está en torno a los 50 kWh/ (h.e. ·año), siendo la depuración de la totalidad de las aguas residuales de España el 1% del consumo energético nacional (IDAE, 2010).

En la encuesta realizada por IDAE (2010) recopilaron información de 617 depuradoras de forma que consiguieron elaborar un estudio representativo del parque de EDARs urbanas en España y en el que analizaron las relaciones entre tipo de tratamiento y tamaño de la depuradora y que resultan de gran interés para la caracterización de las instalaciones en el conjunto nacional.

Las unidades de tratamiento estudiadas, diferenciando entre la línea de agua y de fangos, han sido:

- Línea de agua: desbaste, bombeo, desarenado, fosa séptica, fosa séptica + filtro biológico, depuradora compacta, biodiscos, reactor biológico secuencial (SBR), aireación prolongada (desnitrificación),

tratamiento primario, fangos activados convencionales (desnitrificación).

- Línea de fangos: eliminación directa, espesado, deshidratación, digestión anaerobia (IDAE, 2010).
- Las potencias unitarias, expresadas en W/h.e., de los principales elementos de una planta depuradora, diferenciadas por tamaño de municipio se muestran en las Tablas 4 y 5.

Tamaño del municipio	<100	101 500	501 1.000	1.001 2.000	2.001 3.000	3.001 5.000	5.001 10.000	10.001 20.000	20.001 30.000	30.001 50.000	50.001 100.000	100.001 500.000	< 500.001
Bombeo	0,06	0,10	0,10	0,13	0,13	0,13	0,16	0,18	0,21	0,21	0,21	0,20	0,20
Motores y bombas desbaste	1,80	2,20	2,1	1,00	0,70	0,70	0,40	0,20	0,20	0,15	0,12	0,12	0,11
Motores y bombas desarenado	s.d.	s.d.	2,50	1,20	0,80	0,80	0,40	0,25	0,25	0,25	0,16	0,07	0,07
Motores y bombas primario	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	0,01	0,01
Compacto aeración extendida	30,0	20,0	6,70	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.
Aireación biodiscos	s.d.	3,30	1,80	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.
Aireación extendida mecánica	s.d.	s.d.	s.d.	9,50	6,70	6,50	6,20	5,00	4,70	4,70	4,70	s.d.	s.d.
Aireación extendida con soplantes	s.d.	s.d.	s.d.	9,50	6,70	6,50	6,20	5,00	2,88	2,88	2,88	s.d.	s.d.
Fangos activos	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	1,80	1,80
Aireación FA con desnitrificación	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	3,45	2,16	2,16
Agitación y retorno de fangos FA	s.d.	s.d.	5,70	1,60	1,30	2,00	1,80	1,50	0,90	0,80	0,40	0,30	0,30
Agitación y retorno de fangos desnitrificación	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	0,48	0,36	s.d.
Decantación y bombeo fangos	s.d.	s.d.	s.d.	0,40	0,32	0,25	0,25	0,14	0,12	0,08	0,05	0,01	0,01
Tratamiento terciario	s.d.	s.d.	s.d.	0,52	0,42	0,33	0,33	0,18	0,16	0,10	0,07	0,01	0,01

Tabla 7. Potencia unitaria (W/h.e.) de los principales elementos de una planta depuradora, en la Línea de agua diferenciada por tamaño de municipio. Tomado de IDAE, 2010.

Tamaño del municipio	<100	101 500	501 1.000	1.001 2.000	2.001 3.000	3.001 5.000	5.001 10.000	10.001 20.000	20.001 30.000	30.001 50.000	50.001 100.000	100.001 500.000	< 500.001
Espesador gravitacional	s.d.	0,20	0,10	0,05	0,03	0,02	0,15	0,10	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.
Espesador mecánico	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	0,20	0,15	0,10	0,09	0,02
Eliminación directa (húmedo)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.
Deshidratación sacos filtrantes	s.d.	s.d.	0,40	0,32	0,22	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.
Centrifugado	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	0,60	0,60	0,75	0,50	0,40	0,25	0,15	0,15
Digestión anaerobia y cogeneración	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	-0,60	-0,60

Tabla 8. Potencia unitaria (W/h.e.) de los principales elementos de una planta depuradora, en la Línea de fango diferenciada por tamaño de municipio. Tomado de IDAE, 2010.

Se pone en evidencia, con la información aportada en las Tablas 4 y 5, que los tratamientos se adaptan y se implantan dependiendo del tamaño de la población abastecida, por ejemplo: los biodiscos se instalan para pequeñas depuradoras, en cambio, los fangos activos para instalaciones de mayor capacidad; además se aprecia que en las grandes depuradoras se optimiza el diseño y los consumos energéticos son más reducidos conforme aumenta el tamaño de la instalación.

A continuación, en la Tabla 6, se muestran las potencias totales obtenidas en función del tamaño del municipio; los resultados obtenidos en el estudio elaborado por IDAE (2010), aportan conclusiones muy claras en cuanto al sobredimensionamiento y robustez excesivos en instalaciones para municipios de pequeño tamaño. Siendo la media nacional de la potencia necesaria para la depuración de las aguas residuales urbanas de 5,6 W/h.e. que equivale a un consumo energético de 49 kWh/(h.e. · año) o de 0,67 kWh/m³.

Tamaño del municipio (h.e.)	Potencia (W/h.e.)
<100	6,4
101-500	19,0
501-1.000	15,8
1001-2.000	14,0
2.001-3.000	10,1
3.001-5.000	10,5
5.001-10.000	10,0
10.001-20.000	8,1
20.001-30.000	5,6
30.001-50.000	5,1
50.001-100.000	4,4
100.000-500.000	2,5
>500.000	2,4
Media	5,6

Tabla 9. Potencias por habitante (W/h.e.) de una planta depuradora en función de su tamaño. Tomado de IDAE, 2010.

El cómputo global de la potencia necesaria para la depuración de las aguas residuales en España es de 305 MW (IDAE, 2010).

El desbaste, desarenado y en mayor medida el tratamiento secundario del agua residual, representan para las depuradoras de pequeños municipios los mayores desempeños energéticos de todo el proceso; a partir de las

instalaciones de 30.000 h.e. se comienzan a reducir y ajustar en mayor medida los consumos.

Destaco el elevado gasto energético que supone el desbaste en instalaciones de pequeño tamaño, siendo unos tratamientos simples y de poca tecnicidad.

Evidentemente, el tratamiento secundario, con su elevada relevancia en el ciclo completo de la depuración del agua es el mayor consumidor de energía, por ello, sería

conveniente su optimización y adecuada adaptación e implantación. En depuradoras de municipios de gran tamaño los costes del tratamiento secundario representan prácticamente la totalidad del consumo energético, aun así, el diseño más cuidado y técnico permiten obtener unos desempeños energéticos muy ajustados. En la Figura 7 se muestra la valoración en cuanto a los consumos dependiendo del tamaño de la población



Figura 12. Potencia requerida por unidad de tratamiento para distintos tamaños de EDAR expresado en W/h.e.; Tomado de Fundación Canal, 2017

A la vista de estos resultados, el estudio IDAE (2010) realiza unas interesantes consideraciones:

- Las depuradoras para poblaciones de menos de 100 h.e. normalmente se operan por gravedad y gran parte carece de depuración biológica aerobia, por ello, el consumo por

habitante en este rango es relativamente bajo.

- En depuradoras pequeñas el peso del desbaste y desarenado en el consumo energético de la depuradora es significativamente elevado. La explicación es que el correcto funcionamiento de estos equipos requiere de una potencia mínima de

los motores y bombas, con el fin de evitar el mal funcionamiento debido a atascos y obstrucciones (robustez). El diseño, por tanto, no guarda una relación directa con el tamaño de la instalación, sino que se parte de una potencia mínima.

- En depuradoras pequeñas, la aireación se suele sobredimensionar. Ello se debe por una parte a los requisitos de robustez, similares a los del pretratamiento; por otra, se emplea el sistema de aireación para la doble función de aireación y mezcla, a pesar de ser energéticamente ineficiente, además de que las depuradoras pequeñas y de tamaño medio suelen carecer de sistemas de control de aireación.
- El diseño de una depuradora se basa exclusivamente en parámetros de proceso y de ingeniería mecánica (robustez). No se realiza una evaluación coste/beneficio energético.
- Las depuradoras grandes tienen un consumo más ajustado ya que cuentan con sistemas de control de aireación. Además, se ha superado el umbral mínimo de potencia para conferir el carácter de robustez al equipamiento mecánico, por lo que su dimensionamiento está determinado por parámetros mecánicos e hidráulicos acordes con la capacidad de la planta.

- Una parte importante del consumo energético de las EDAR se produce en el proceso biológico de eliminación de materia orgánica, el cual tiene lugar por vía aerobia mediante el aporte de oxígeno a los reactores. Este aporte se puede realizar con distintas tecnologías, las cuales tienen distintas eficiencias y rendimientos, por lo que según la tecnología adoptada en una determinada EDAR el consumo final para una misma eliminación de materia orgánica puede ser mayor o menor (Fundación Canal, 2017).

El estudio y los reveladores resultados obtenidos, ponen en evidencia las ineficiencias energéticas y la necesidad de mejora, modernización y optimización de los tratamientos implantados en las depuradoras de aguas residuales urbanas.

La siguiente Figura 8 representa el reparto de los 305 MW de potencia global consumida por la depuración de las aguas residuales de España dependiendo del tamaño del municipio. Las observaciones extraídas por el estudio realizado por IDAE (2010) de la Figura 8 son:

- Se observa que el 28% de la potencia total está instalada en municipios de menos de 5.000 habitantes que conforman el 84% del número total de municipios. En esta franja, además, se encuentran las depuradoras con

equipamiento sobredimensionado por razones de robustez y simplificación del proceso.

- El 44% de la potencia está instalada en depuradoras de 5.000–50.000 habitantes, con el 14% del número de municipios. Estas depuradoras generalmente carecen de sistemas de

control de aireación, lo que se traduce en elevados consumos.

- El 28% restante de la potencia instalada se encuentra en depuradoras grandes (<50.000 h.e.), con consumos unitarios más ajustados (IDAE, 2010).

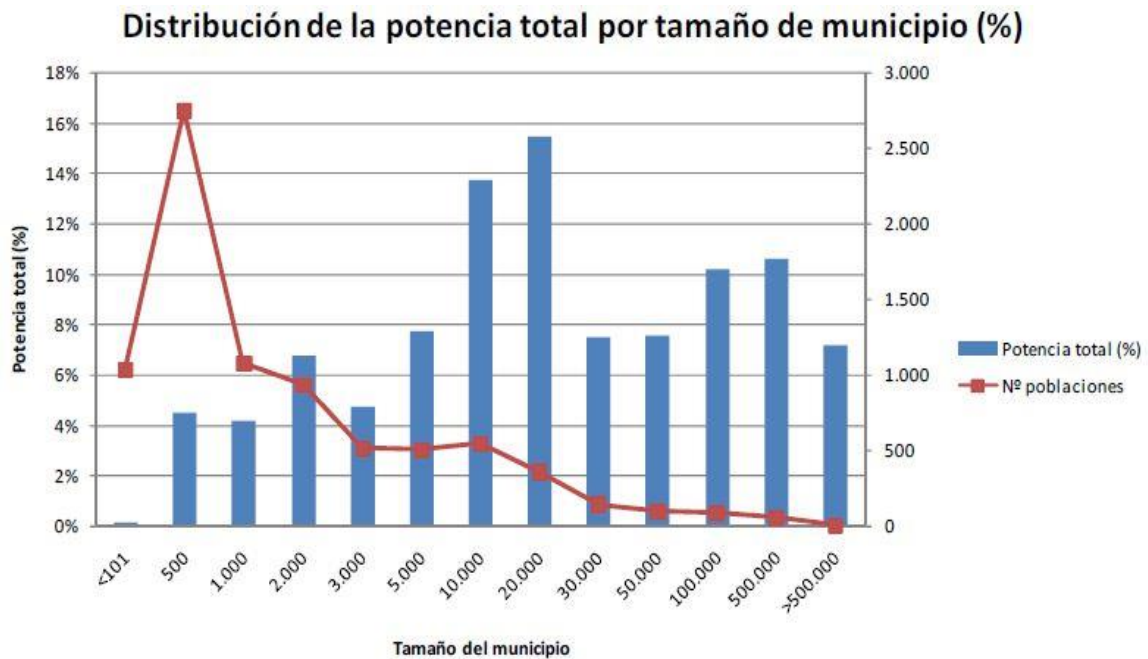


Figura 13. Distribución de la potencia total requerida por tamaño de municipio (%) y número de depuradoras en cada tramo. Tomado de IDAE, 2010.

5.1 MEDIDAS DE AHORRO ENERGÉTICO EN LA DEPURACIÓN URBANA

Siendo la demanda de agua creciente a lo largo de los años, la gestión en el suministro de este recurso y de sus tratamientos de potabilización y depuración plantean a las administraciones públicas una espiral creciente de costes, siendo el reto lograr una gestión que contribuya a un desarrollo sostenible (www.idae.es).

A nivel nacional, el Plan de Saneamiento y Depuración de 1995 como el Plan de Calidad de Aguas: Saneamiento y Depuración del 2010, supusieron un importante esfuerzo en la inversión de infraestructuras para cumplir la Directiva 91/271/CEE y en el caso del segundo plan mencionado, para alcanzar los objetivos ambientales fijados en la Directiva Marco del Agua (www.iagua.es).

El actual Plan Nacional de Depuración, Saneamiento, Eficiencia, Ahorro y

Reutilización 2018 (DSEAR), cuyos objetivos son entre otros: garantizar una gestión sostenible basada en el ciclo integral del agua, prestar especial atención al aprovechamiento de las aguas residuales para avanzar en economía circular, eficiencia energética, favorecer la reutilización y en materia de generación de energía, por ejemplo, el aprovechamiento de los lodos de la depuradora (www.miteco.gob.es).

Para perseguir los objetivos específicos del Plan DSEAR como para progresar en el cumplimiento de la Directiva Marco del Agua, es necesaria la implantación de medidas de ahorro y eficiencia energética.

El estudio llevado a cabo por IDAE (2010) puso en relieve las deficiencias en materia de eficiencia y competitividad sufridas por el sector de la depuración de aguas residuales urbanas, además especifican medidas concretas con las que puede obtenerse un ahorro energético considerable con la optimización de las depuradoras existentes; junto con el estudio de Fundación Canal (2017) se han recopilado las medidas propuestas por sendos estudios para el ahorro energético:

5.1. Gestión y administración pública

- Alargar los plazos de las concesiones de explotación para permitir que el concesionario pueda amortizar las inversiones que acometa y modificar los contratos de concesión para que

aplicar las medidas de optimización energética se convierta en un incentivo económico para el concesionario. En la actualidad los contratos de explotación son de 2-4 años, este plazo es demasiado corto para que un explotador pueda rentabilizar iniciativas propias destinadas a la mejora de la gestión.

- Desarrollo de conceptos de gestión de aguas basados en el saneamiento y reutilización descentralizados: mediante la descentralización y separación en la fuente de las aguas grises (ducha, lavamanos, agua de lavado), aguas negras (inodoros) y aguas pluviales, se pretende ahorrar energía y reutilizar el agua. Estos conceptos crean el marco para el desarrollo de nuevas tecnologías enfocadas a la recuperación de nutrientes, la generación de energía, la reutilización del agua y el aprovechamiento de la materia orgánica.
- Introducción de Análisis del Ciclo de Vida (ACV) en la toma de decisiones: permite identificar y mitigar aspectos de gestión relevantes para los consumos energéticos. Introducir sistemáticamente la evaluación energética en procesos de toma de decisiones o de diseño contribuiría a mejorar la eficiencia energética.
- Desarrollar una calificación de eficiencia hídrica: la reducción del consumo de agua en equipos

domésticos implica reducción del consumo energético, tanto directamente, como en transporte y depuración, por tener aguas residuales más concentradas.

- Gestión tarifaria de la deshidratación del fango: se recomienda analizar la gestión del proceso de deshidratación para realizar en la medida de lo posible el proceso aprovechando el periodo más económico que abarca todos los días desde las 24h hasta las 8h. En este análisis se debe considerar el ahorro que supone realizar el proceso de deshidratación durante los periodos de tarificación más económicos y las implicaciones que tiene el desplazamiento horario del proceso en el funcionamiento global de la EDAR (disponibilidad y coste de personal, almacenamiento y evacuación del fango...).

5.2. Tecnológicas.

- En el campo de la investigación: detectar flujos, condiciones de proceso o reacciones bioquímicas o microbiológicas que puedan mejorar los procesos.
- Desarrollo de métodos de diseños de depuradoras basados en la optimización del recurso energético y el control de procesos: el diseño de depuradoras para situaciones de gran variación de caudal y carga, como las que se producen en áreas turísticas,

requiere asumir muchos compromisos (condiciones de proceso, tamaño de instalaciones, eficiencia energética) y métodos de diseño para su optimización.

- Aprovechamiento del 100% del biogás de la digestión para generación eléctrica: en muchas depuradoras solamente se aprovecha parte del biogás generado en la digestión. Posibles medidas para aprovechar la totalidad del biogás requieren flexibilizar el sistema de aprovechamiento energético. Algunas posibles medidas consisten en: instalación de un mayor número de motores de gas, instalación de un gasómetro, fluctuación de la temperatura de la digestión entre 32°C y 36 °C para actuar como búfer de calor.
- Instalación de un sistema de cogeneración en las EDARs con digestión anaerobia: con esta medida el porcentaje de ahorro estimado se encuentra entre un 30% y 60% del consumo total de la EDAR.
- Sistemas de control/temporizadores de agitación: Dado el importante porcentaje de consumo energético que representa el sistema de agitación se podría analizar la implementación de un sistema de control para temporizarla. Este sistema de control pondría en marcha y apagaría los agitadores de forma periódica y debería tener en cuenta la velocidad

de sedimentación del fango para evitar que durante el periodo de paro de los agitadores sedimentara en exceso dicho fango. El porcentaje de ahorro en el consumo energético esperable con esta medida es de entre un 10 y un 20%, siendo proporcional al porcentaje del tiempo que se puedan mantener parados los agitadores sin afectar al buen funcionamiento del proceso.

- Instalación de variadores de frecuencia: para reducir el consumo energético se podría ajustar los caudales de recirculación interna al caudal de tratamiento. Para ello sería necesaria la instalación de un sistema de control que modificara los caudales de recirculación interna en función del caudal de entrada a la planta o ajustar dichos caudales en función de las necesidades de desnitrificación existentes. Para la instalación del sistema de control para modificar los caudales de recirculación interna de acuerdo al caudal de entrada, sería necesaria la instalación de caudalímetros en las recirculaciones, la instalación de variadores de frecuencia en las bombas que no dispongan de ellos y la programación del sistema de control. Con la instalación de este sistema sería esperable una reducción del orden del 25% en el consumo energético de las bombas de recirculación interna. De todas

formas, conviene señalar que el porcentaje de reducción del consumo energético respecto del total de la EDAR que se podría conseguir con este sistema de control sería bastante bajo, teniendo en cuenta que el consumo energético de las bombas de recirculación interna representa únicamente el 3% del consumo energético total de la EDAR.

- Implantación de sistemas de control por sensores para regular el nivel de ventilación en naves cerradas mediante el ajuste del caudal de extracción del sistema de desodorización: la mayoría de las depuradoras cuentan con sistemas de tratamiento del aire para el control de olores. Estos sistemas que mueven grandes volúmenes de aire, suelen operar por ventilación fija y sobredimensionada para garantizar la calidad del aire tratada. Para reducir el consumo energético, se deberían colocar medidores de ácido sulfhídrico y en función de las mediciones obtenidas modificar el caudal de aire tratado. Además, dada la mayor densidad del sulfhídrico respecto del aire, se puede reducir el caudal de aire extraído, y con ello el consumo energético, realizando la extracción del aire de los edificios de pretratamiento, deshidratación y espesamiento por la parte inferior. Implantando estas medidas se podría

conseguir una reducción del consumo energético de entre un 30 y un 40%.

- Cambiar la tipología de aireación para mejorar la eficiencia energética: el cambio de aireación superficial a aireación por burbujas, puede significar un ahorro energético, hasta el 100%, por dos vías: mayor rendimiento del sistema de aireación y mayores posibilidades de control del proceso. Puede requerir la instalación de mezcladores.
- Implantar equipos de aireación más eficientes: el cambio de los aireadores superficiales por otros de alto rendimiento puede significar un ahorro energético importante, entre 25 – 90%. Compresores de alto rendimiento pueden tener un 10 - 15% más de rendimiento. Mezcladores de tipo hiperboloide ofrecen un rendimiento del 20 - 55% superior que los convencionales.
- Separación de la función de aireación y agitación en reactores de fangos activados: el diseño del sistema de aireación de reactores de fangos activados tradicionalmente se implantaba para la doble función de oxigenar y mantener los fangos activados en suspensión. La consecuencia es que la regulación de la aireación está condicionada a las necesidades de mezcla. Dado que los sistemas de aireación no son muy eficientes para la mezcla, en régimen de aireación extendida se incurre en

un gasto excesivo de energía. La medida de ahorro consistiría en introducir sistemas separados para mezcla y oxigenación.

5.3. Soluciones para pequeños núcleos de población y/o depuradoras de pequeño tamaño.

- Implantar medidas de optimización en instalaciones medianas y pequeñas, cuyo uso está ampliamente extendido en depuradoras de mayor tamaño y que no requieren de grandes modificaciones en el proceso ni de grandes costes de inversión, y con los cuales, se aprecian mejoras a corto plazo:
- Instalación del control de procesos por sensores: implantar sistemas de control de aireación por sensores que controlen parámetros de proceso (oxígeno, redox, amonio, nitrato). Requiere de sistemas de aireación de potencia variable o intermitente. Según la configuración, pueden obtenerse importantes reducciones en el consumo energético del 25 al 55%.
- Empleo de la lógica difusa en el control de procesos: la carga de una depuradora responde a procesos cíclicos (día-noche) o patrones conocidos (lluvia-seco). Mientras que controles convencionales por control lógico programable (PLC) responden a puntos fijos de arranque y parada. El

control del proceso mediante lógica difusa permite la anticipación a las nuevas condiciones de operación. El ahorro energético se estima en un 20%.

- Optimización de los bombeos: en ocasiones, los bombeos no operan en su punto óptimo de rendimiento. Mediante el uso de sistemas de control de frecuencia puede optimizarse el bombeo en función del caudal y presión (caudal de entrada) o parámetros de proceso (caudal de retorno de fangos). La optimización de rendimientos y regulación del caudal permite ajustar el consumo eléctrico. La instalación de un sistema de control avanzado para el bombeo de cabecera proporcionaría un porcentaje de ahorro estimado entre un 10 y 15% del consumo del sistema de bombeo. En el caso del bombeo de elevación del agua del decantador primario hasta el tratamiento biológico, la instalación de una bomba de menor caudal dotada de variador de frecuencia supondría un ahorro energético de entre un 10% y un 20%.
- Implantación y desarrollo de sistemas descentralizados de depuración: sistemas naturales y de pequeña escala se prestan para integrarlos en sistemas de gestión de agua a nivel local, urbanizaciones, barrios y pequeños municipios. Promueven soluciones de bajo consumo

energético al no depender de una oxigenación artificial.

5.4. Conclusiones de las medidas de ahorro propuestas.

- Lograr la máxima optimización energética de las instalaciones debe ser prioritario a la hora de la toma de decisiones a nivel organizativo y de gestión.
- Se requiere una mejora de la capacitación tecnológica, estímulo a la investigación, formación de los trabajadores y la necesidad de incentivos por parte de la administración (IDAE, 2010).
- Es necesario detectar las deficiencias en la explotación de la planta y desarrollar un correcto mantenimiento de la misma para adaptar los procesos y subsanar los fallos operativos.
- Es necesaria la optimización energética de las depuradoras pequeñas.
- Las oportunidades de ahorro energético en el sector del agua no se encuentran únicamente en la parte tecnológica, sino también en la parte administrativa y de organización de la gestión. Las condiciones de los contratos de concesión no incentivan e incluso impiden iniciativas en materia de control del proceso y de la eficiencia energética de las plantas. Ello permite que las plantas sean

operadas de forma energéticamente ineficiente, a la vez que cumplan administrativamente su cometido. Se recomienda la introducción de concesiones a más largo plazo y la introducción de condiciones que convierten la optimización energética en un incentivo económico para el concesionario (IDAE, 2010).

6. EL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS EN PEQUEÑAS POBLACIONES

Como se puede comprobar en este estudio, el tratamiento de aguas residuales de pequeñas comunidades rurales o áreas urbanas descentralizadas es motivo de gran preocupación debido a los altos costes, tanto de inversión como de mantenimiento de las plantas de tratamiento de aguas residuales convencionales. De hecho, hoy en día, todavía hay muchas áreas rurales que vierten sus aguas residuales sin cumplir con la Directiva 2000/60/CE. Por este motivo, se requieren tecnologías de bajo coste para el tratamiento de aguas residuales en estas áreas (www.madrimasd.org).

Según la Directiva 91/271/CEE (DOCE, 2001) se considera pequeña aglomeración urbana, aquella inferior a 2.000 h.e. excluyendo las viviendas aisladas o poblaciones muy pequeñas que no dispongan de sistemas colectores para aguas residuales. En el caso de España, que cuenta con más de

8.000 municipios, en el 72% de éstos su población es inferior a los 2.000 habitantes, elevándose al 47 % los municipios que cuentan con menos de 500 habitantes (www.iagua.es); dichas condiciones, crean un difícil contexto para extender y establecer sistemas de depuración a todos los municipios de nuestro país.

A causa de la dispersión poblacional de España, se ha impuesto la necesidad de implantar numerosas plantas de depuración para adecuarse a la ley vigente. Por otro lado, en ocasiones, el diseño y dimensionado de los sistemas de depuración en pequeñas poblaciones se ha realizado copiando a escala más pequeña los sistemas de depuración de grandes núcleos. No se realizaban estudios previos adecuados de caudales, carga contaminante, alternativas posibles, etc. Como resultado, se han construido en algunas poblaciones instalaciones poco o nada adecuadas para la realidad del núcleo y de sus aguas residuales (www.madrimasd.org).

Uno de los principales retos del Plan Nacional de Calidad de las Aguas (PNCA) es extender los sistemas de depuración a todas las pequeñas poblaciones por las circunstancias particulares que condicionan el tratamiento del agua residual en el medio rural que especifican Huertas y Marcos (2012):

- La irregularidad de los vertidos en caudal y carga contaminante.

- Los efluentes depurados deben cumplir las normativas y límites de vertido vigentes.
- La limitación de recursos económicos, humanos y capacidad técnica para la explotación y el mantenimiento.
- Dificultad e incluso imposibilidad de aprovechamiento de las ventajas económicas y tecnológicas que ofrece la economía de escala como consecuencia de su pequeño tamaño y dispersión geográfica.
- La posibilidad de que los vertidos sobre el medio receptor generen un impacto significativo, especialmente en zonas de alto valor ecológico, lo que hace aconsejable buscar métodos alternativos a los sistemas de depuración convencionales.

Para las poblaciones de menos de 2.000 h.e. la normativa exige un “tratamiento adecuado” de las aguas residuales, entendiéndose como tal aquel tratamiento que permita que las aguas receptoras cumplan después del vertido los objetivos de calidad previstos. El concepto de “tratamiento adecuado” establecido para pequeñas poblaciones, es mucho más amplio y flexible que los límites fijos de emisión establecidos reglamentariamente para grandes vertidos. Por tanto, el sistema de depuración escogido podrá ser más o menos intenso en función de la naturaleza del vertido y del medio receptor. Para los pequeños municipios, el reto reside en implantar

tecnologías de depuración que se adapten a las peculiaridades y condicionantes de cada núcleo, que permitan obtener un efluente con la calidad deseada acorde con los objetivos ambientales del medio receptor (Huertas y Marcos, 2012).

A la hora de seleccionar e implantar las instalaciones para el tratamiento de las aguas residuales generadas en los pequeños núcleos de población, debe tenerse en cuenta las características tecnológicas que cumplan las siguientes especificaciones según Martín et al., (2006):

- Consumo energético mínimo, procurando evitar el uso de dispositivos electromecánicos, como, por ejemplo, en el caso de la aireación, optar por sistemas de oxigenación natural.
- Que requieran de un mantenimiento y explotación simples, así como, unos costes asociados ajustados.
- Simplificar la gestión de los lodos generados en los procesos de depuración.
- Que presenten un bajo impacto ambiental sonoro y una buena integración paisajística en el medio ambiente.
- Garantizar un funcionamiento eficaz y flexibilidad y estabilidad frente a las grandes oscilaciones de caudal y carga en el influente a tratar,

circunstancias comunes en los pequeños municipios.

Las tecnologías de depuración de aguas residuales urbanas que reúnen estas características se conocen bajo el nombre genérico de “Tecnologías no Convencionales” (TNC). Este tipo de tecnologías requieren actuaciones de bajo impacto ambiental, logrando la reducción de la carga contaminante con costes de operación inferiores a los de los tratamientos convencionales y con unas necesidades de mantenimiento sin grandes dificultades técnicas, lo que permite su explotación por personal no especializado. Los procesos que intervienen en las TNC incluyen muchos de los que se aplican en los tratamientos convencionales (sedimentación, filtración, adsorción, precipitación química, intercambio iónico, degradación biológica, etc.), junto con procesos propios de los tratamientos naturales (fotosíntesis, fotoxidación, asimilación por parte de las plantas, etc.); pero a diferencia de las Tecnologías Convencionales, en las que los procesos transcurren de forma secuencial en tanques y reactores, y a velocidades aceleradas (gracias al aporte de energía, como por ejemplo para aireación y/o agitación/mezcla), en las TNC se opera sin aporte de energía, a velocidad natural, desarrollándose los procesos en un único reactor-sistema y el ahorro en energía se compensa con una mayor necesidad de superficie (Martín et al., 2006).

7. ESTUDIO COMPARATIVO ENTRE TECNOLOGÍAS Y TAMAÑO DE MUNICIPIO

Como puede observarse en la Tabla 4 del presente documento, la etapa en el proceso de depuración del agua con mayor consumo de energía, tanto en pequeñas como en grandes instalaciones, es el tratamiento secundario. El tipo de procedimiento implantado, las etapas necesarias, las características y composición del agua residual a tratar y la necesidad o no de aireación son factores determinantes en el desempeño energético que supone el tratamiento biológico en una depuradora urbana.

Entre las múltiples problemáticas que presenta el tratamiento de aguas residuales en pequeños núcleos, quiero destacar la dificultad de obtención de beneficios en la reducción de costes por economía de escala frente a grandes instalaciones; por ello he realizado un estudio comparativo con diferente tamaño de población abastecido y con la misma tecnología aplicada, para verificar o no si se cumple esta premisa:

7.1. Diferente tamaño de población, misma tecnología empleada

La DOCE (1991) establece que para poblaciones superiores a 2.000 h.e., las aguas residuales urbanas que entren en los sistemas colectores sean objeto, antes de verterse, de un tratamiento secundario o de un proceso equivalente. Dicho tratamiento debe incluir

por lo general de un tratamiento biológico con sedimentación secundaria u otro proceso en el que se respeten los requisitos de la Directiva. En cambio, y como se comentó en el apartado anterior, para las poblaciones de menos de 2.000 h.e. la normativa exige un “tratamiento adecuado” de las aguas residuales. El tratamiento biológico que en la recopilación de datos del estudio llevado a cabo por IDAE (2010), está presente en poblaciones menores a 2.000 h.e. es el de biodiscos, por ello ha sido el seleccionado para el análisis comparativo entre diferentes tamaños de población.

Los biodiscos consisten en un tratamiento de oxidación de materia orgánica mediante bacterias fijas en un soporte (Isla de Juana, 2005). Constan de un reactor semicilíndrico, en cuyo interior se han dispuesto, mediante un eje horizontal, una serie de discos que giran lentamente dentro del depósito, el cual contiene el agua residual a depurar. Los discos constituyen el soporte inerte sobre cuya superficie se forma un film biológico, en su movimiento, se encuentran alternativa y sucesivamente en contacto con el agua residual (inmersión) y con el oxígeno del aire (emersión). Sumergida aproximadamente el 40% del área de los discos, giran lentamente de 1 a 2 revoluciones por minuto (Catalán Lafuente, 1997). La principal ventaja de los biodiscos es su reducido consumo energético, debido a no necesitar aporte de oxígeno.

7.1.1. Datos de partida del influente

Se compara la misma tecnología de tratamiento secundario biológico (biodiscos) en 2 tamaños diferentes de población: 500 y 2.000 habitantes ya que según Huertas y Marcos (2012) es un tratamiento que resulta adecuado para núcleos con ese rango de población.

7.1.2. Dotación

El primer paso para dimensionar la instalación consiste en conocer el volumen de las aguas que se deben tratar. La cantidad de aguas residuales que produce una comunidad está en proporción con el consumo de agua abastecido y con el grado de desarrollo económico y social de la misma (Martín et al., 2006).

Las dotaciones consideradas para nuestro caso de estudio se han extraído de la Tabla 7.

Población (habitantes)	Domésticos municipales	Industrial	Servicios	Fugas de redes y varios	TOTAL
<1.000	60	5	10	25	100
1.000-6.000	70	30	25	25	150
6.000-12000	90	50	35	25	200
12.000-50.000	110	70	45	25	250
50.000-250.000	125	100	50	25	300
>250.000	165	150	60	25	400

Tabla 10. Consumos urbanos (l/hab·día) según los usos y tamaño de la población. Tomado de Martín et al., 2006.

7.1.3 Caudales

La estimación del caudal diario del agua residual urbana que llega a una estación depuradora, se realiza a partir de la dotación y población servida, de la forma (Martín et al., 2006):

$$Q = \frac{(D \cdot P)}{1000}$$

Donde:

Q = caudal diario (m³/día)

D = dotación (l/hab·día)

P = población (hab)

7.1.4. Composición del agua residual

Para la caracterización del agua residual se emplean un conjunto de parámetros, los cuales han sido seleccionados en una concentración de: contaminación fuerte, para realizar el diseño considerando valores concentrados y posibles picos de contaminación, han sido tomados a partir de los valores aportados por la Tabla 8:

Parámetro	Contaminación fuerte	Contaminación media	Contaminación ligera
Sólidos en Suspensión (mg/l)	350	220	100
DBO ₅ (mg O ₂ /l)	400	220	110
DQO (mg O ₂ /l)	1000	500	250
Nitrógeno (mg N/l)	85	40	20
Fósforo (mg P/l)	15	8	4
Grasas (mg/l)	150	100	50
Coliformes Fecales (ufc/100 ml)	10 ⁶ -10 ⁸	10 ⁶ -10 ⁷	10 ⁵ -10 ⁷

Tabla 11. Valores típicos de los principales contaminantes del agua residual urbana. A partir de datos de Metcalf y Eddy, 2000.

7.1.5. Habitantes equivalentes

Se emplean para la medición de la contaminación biodegradable presente en las aguas residuales. El cálculo de los habitantes equivalentes es un factor sumamente importante en el ámbito de la depuración de las aguas residuales, e influye de forma significativa sobre: los caudales, la calidad de

las aguas residuales generadas y la tecnología a aplicar para la depuración de las aguas residuales. Su metodología de cálculo según Martín et al., (2006) es la siguiente, y los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 9:

$$h. e. = \frac{Q \left(\frac{m^3}{día} \right) \cdot DBO_5 \left(\frac{mg}{l} \right)}{60 \text{ g } DBO_5 / día}$$

Población (habitantes)	Dotación (l/hab·día)	Q (m ³ /día)	h.e.
500	100	50	333
2.000	150	300	2.000

Tabla 12. Datos de diseño: dotación, caudal y h.e.

7.1.6. Caracterización del influente

La composición del agua residual a la entrada del tratamiento secundario se obtendrá a partir de la realización de balances de materia, conociendo la calidad del influente (Tabla 8), los tratamientos que se llevan a cabo previos a los biodiscos, y sus rendimientos en cuanto a la eliminación de la contaminación. La secuencia de procesos que experimenta el agua residual es la que se muestra en la Figura 9:

1. Pretratamiento: en esta etapa de depuración se persigue la eliminación de los sólidos flotantes más voluminosos y la eliminación de grasas y arenas que dificultarían los tratamientos posteriores, constaría de una etapa de desbaste y otra de desarenado-desengrasado.

2. Tratamiento primario: El *tanque imhoff* consta de un depósito dividido en dos cámaras en las que se produce sedimentación y digestión anaerobia de los sólidos decantados. El rendimiento de eliminación de contaminantes alcanzado es comparable a un decantador primario para los sólidos en suspensión y la DBO, lo que indica una pobre eliminación de materia orgánica.



Figura 14. Esquema secuencial de tratamientos. Tomado de Huertas y Marcos, 2012.

El inconveniente es que tiene un coste mayor que la fosa séptica, aunque también se obtiene algo más de calidad en el efluente (Isla de Juana, 2005). Normalmente este sistema de depuración se utiliza como tratamiento primario de las aguas residuales como etapa previa a otros sistemas de depuración, por lo tanto, no constituiría un sistema de tratamiento de aguas residuales en sí mismo (Huertas y Marcos, 2012); le seguiría el decantador primario, previo a los biodiscos.

Los rendimientos de eliminación en cada etapa de tratamiento se muestran en la siguiente Tabla 10, cabe mencionar que para el posterior balance de materia se ha considerado el máximo rendimiento de eliminación en cada etapa

Tratamiento	Parámetro	Rendimiento (% de eliminación)
Pretratamiento	Sólidos en suspensión	5-15
	DBO ₅	5-10
Tanque Imhoff	Sólidos en suspensión	60-70
	DBO ₅	30-40
Decantador primario	Sólidos en suspensión	40-60
	DBO ₅	25-35
Biodiscos	Sólidos en suspensión	80-90
	DBO ₅	80-90

Tabla 13. Rendimientos de eliminación en cada etapa. A partir de datos de Huertas y Marcos, 2012.

Aplicando dichos rendimientos de eliminación a la composición inicial del influente a la entrada de la EDAR, se obtendrían los balances de materia mostrados en la Tabla 11:

Proceso	DBO ₅ (mg/l)	SS (mg/l)
Influente	400	350
Efluente del pretratamiento	360	297,5
Efluente del Tanque Imhoff	216	89,25
Efluente del Decantador primario	140,4	35,7
Efluente de los biodiscos	14,04	3,57

Tabla 14. Concentraciones de DBO₅ y SS en cada proceso de la EDAR.

7.2. Diseño del sistema de biodiscos:

Para el diseño del tratamiento de los biodiscos, se han empleado las concentraciones correspondientes al efluente del decantador primario, y para el dimensionado del tratamiento se ha empleado la metodología que aparece en el manual de Isla de Juana (2005). Los parámetros de partida considerados se muestran a continuación en la Tabla 12:

Datos de partida

Caudal de diseño (m ³ /h)	2,08
Número de líneas	1
Concentración de DBO a la entrada de biodiscos (mg/l)	140,4
Concentración de DBO a la salida de biodiscos (mg/l)	14,04
Factor de corrección por temperatura	1 ⁽³⁾
f	18,32 ⁽³⁾
Factor de seguridad	1,1 ⁽³⁾
Diámetro de biodiscos (m)	2 ⁽¹⁾
Superficie específica bruta de los biodiscos (m ² /m ³)	90 ⁽³⁾
Sumergencia de los biodiscos (%)	40 ⁽²⁾
Concentración de SS a la entrada de los biodiscos (mg/l)	35,7
Velocidad ascensional decantador secundario (m ³ /m ² h)	0,8 ⁽³⁾
Factor producción de fangos	0,23 ⁽³⁾

Tabla 15. Datos de partida de la población de 500 habitantes para el diseño de los biodiscos. (1) Dato tomado de Huertas y Marcos (2012). (2) Dato tomado de Catalán Lafuente (1997). (3) Datos tomados de Isla de Juana (2005).

Para el cálculo de f, se sigue la siguiente correlación según Isla de Juana (2005) para el diseño de biodiscos:

$$f = -11,6 + (5,962 \cdot \ln[DBO_5] \text{ en influente})$$

Para el cálculo del Factor de producción de fangos, se ha estimado mediante la siguiente fórmula:

$$\text{Factor de producción de fangos} = -0,0725 + 0,0215 \cdot [DBO_5] \text{ en influente}$$

El formulario empleado para el diseño de los biodiscos es el siguiente:

Rendimiento esperado de eliminación de DBO_5 (%)

$$= \left(\frac{([DBO_5]_{entrada} - [DBO_5]_{salida})}{[DBO_5]_{entrada}} \right) \cdot 100$$

$$\text{Kilos de } DBO_5 \text{ alimentado (kg/día)} = Q \left(\frac{m^3}{h} \right) \cdot 24 \left(\frac{h}{\text{día}} \right) \cdot \frac{[DBO_5]_{entrada}}{1000 \left(\frac{l}{m^3} \right)}$$

Superficie de biodiscos (m^2)

= Factor de corrección por temperatura · Factor de seguridad

$$\cdot \left(\frac{Q \left(\frac{m^3}{h} \right) \cdot 24 \cdot \left(DBO_5 \text{ a la entrada } \left(\frac{mg}{l} \right) - DBO_5 \text{ a la salida } \left(\frac{mg}{l} \right) \right)}{\frac{F \cdot \text{Concentración de } DBO_5 \text{ a la salida de biodiscos } \left(\frac{mg}{l} \right)}{15,1 + \text{Concentración de } DBO_5 \text{ a la salida de biodiscos } \left(\frac{mg}{l} \right)}} \right)$$

$$\text{Volumen biodiscos total (} m^3 \text{)} = \frac{S \text{ biodiscos (} m^2 \text{)}}{S \text{ específica bruta (} m^2/m^3 \text{)}}$$

$$\text{Carga superficial (gr de } \frac{DBO_5}{dxm^2} \text{)} = \frac{\text{Kilos de } DBO_5 \text{ alimentado (kg/día)} \cdot 1000}{\text{Superficie de biodiscos total (} m^2 \text{)}}$$

$$V \text{ útil mínimo de balsa (} m^3 \text{)} = V \text{ biodiscos total (} m^3 \text{)} \cdot \frac{\text{Sumergencia (\%)}}{100} \cdot 1,5$$

$$\text{Longitud de los biodiscos (} m \text{)} = \frac{S \text{ biodiscos (} m^2 \text{)} / S \text{ específica bruta (} m^2/m^3 \text{)}}{\frac{\pi}{4} \cdot (\text{Diámetro de los biodiscos (} m \text{)})^2}$$

Concentración de SS en salida de biodiscos $\left(\frac{mg}{l} \right)$

$$= \text{Concentración de SS a la entrada de los biodiscos } \left(\frac{mg}{l} \right)$$

+ Factor de producción de fangos

$$\cdot \left(\text{Concentración de DBO a la entrada de biodiscos } \left(\frac{mg}{l} \right) \right)$$

$$- \text{Concentración de DBO a la salida de biodiscos } \left(\frac{mg}{l} \right)$$

$$\begin{aligned}
 & \text{Producción de fangos biológicos } \left(\frac{\text{kg}}{\text{día}} \right) \\
 &= \left(\frac{\text{Concentración de SS en salida de biodiscos } \left(\frac{\text{mg}}{\text{l}} \right) \cdot 24 \cdot Q}{1000} \right) \\
 & \cdot \left(\frac{\text{Velocidad ascensional decantador secundario } (m^3/m^2h) \cdot 0,039}{1,9 - \text{Velocidad ascensional decantador secundario } (m^3/m^2h)} \right)
 \end{aligned}$$

Se obtienen los siguientes resultados mostrados en la Tabla 13:

Resultado del cálculo

Rendimiento esperado de eliminación de DBO ₅ (%)	90
Kilos de DBO ₅ alimentados por día	7,02
Superficie de biodiscos total (m ²)	787,4
Volumen de biodiscos total (m ³)	393,7
Carga superficial (g DBO ₅ /dxm ²)	8,92
Volumen útil mínimo recomendado de balsa (m ³)	236,22
Longitud de biodiscos (m)	0,886
Concentración de SS en salida de biodiscos (mg/l) (antes de decantación)	64,68
Producción de fangos biológicos DBO ₅ decantación (kg/día)	3,14

Tabla 16. Resultados del diseño de los biodiscos para una población de 500 habitantes.

Se ha aplicado la misma metodología para el cálculo del diseño en el caso de la población de 2.000 habitantes; los datos de partida y los resultados obtenidos se muestran en las siguientes Tabla 14 y Tabla 15 respectivamente.

Datos de partida

Caudal de diseño (m ³ /h)	12,5
Número de líneas	1
Concentración de DBO a la entrada de biodiscos (mg/l)	140,4
Concentración de DBO a la salida de biodiscos (mg/l)	14,04
Factor de corrección por temperatura	1 ⁽¹⁾
f	18,32 ⁽¹⁾
Factor de seguridad	1,1 ⁽¹⁾
Diámetro de biodiscos (m)	3 ⁽¹⁾
Superficie específica bruta de los biodiscos (m ² /m ³)	90 ⁽¹⁾
Sumergencia de los biodiscos (%)	40 ⁽¹⁾
Concentración de SS a la entrada de los biodiscos (mg/l)	35,7
Velocidad ascensional decantador secundario (m ³ /m ² h)	0,8
Factor producción de fangos	0,23

Tabla 17. Datos de partida de la población de 2.000 habitantes para el diseño de los biodiscos. (1) Datos tomados de Isla de Juana (2005).

Resultado del cálculo

Rendimiento esperado de eliminación de DBO ₅ (%)	90
Kilos de DBO ₅ alimentados por día	42,12
Superficie de biodiscos total (m ²)	4724,35
Volumen de biodiscos total (m ³)	1574,78
Carga superficial (g DBO ₅ /dxm ²)	8,92
Volumen útil mínimo recomendado de balsa (m ³)	944,87
Longitud de biodiscos (m)	2,37
Concentración de SS en salida de biodiscos (mg/l) (antes de decantación)	64,68
Producción de fangos biológicos DBO ₅ decantación (kg/día)	18,85

Tabla 18. Resultados del diseño de los biodiscos para una población de 2.000 habitantes.

7.3. Cálculo de la potencia del motor

A continuación, se comenta el procedimiento para el cálculo de las variables del motor

necesario en cada caso. Los parámetros de partida considerados en el caso de la población de 500 habitantes y los resultados

obtenidos se muestran en la Tabla 16 y Tabla 17 respectivamente.

Datos de partida

Superficie de biodiscos en el mismo eje (m ²)	787,4
rpm del biodisco	1,8 ⁽¹⁾
Viscosidad del agua en la balsa de biodiscos (cp)	1,1 ⁽¹⁾
Concentración DBO entrada (mg/l)	140,4
Relación DBO suspendida/SS en suspensión	0,6 ⁽¹⁾

Tabla 19. Parámetros de partida de cálculo del motor rotatorio para los biodiscos en una población de 500 habitantes. (1) Datos tomados de Isla de Juana (2005).

El formulario empleado para el cálculo del motor rotatorio de los biodiscos es el siguiente:

$$Potencia\ absorbida\ (kW) = 1,7 \cdot \left(\frac{S\ biodiscos\ (m^2)}{9.295} \right) \cdot \frac{\mu\ balsa\ (cp)}{1.002} \cdot \left(\frac{Rpm\ biodisco}{1,5} \right)^{1,55}$$

$$Potencia\ mínima\ del\ motor\ (kW) = Potencia\ absorbida\ (Kw) \cdot 1,2$$

$$V\ periférica\ (m/min) = 2 \cdot \pi \cdot Rpm\ biodisco \cdot \frac{Diámetro\ de\ biodiscos\ (m)}{2}$$

Se obtuvieron los siguientes resultados:

Resultado del cálculo

Potencia absorbida estimada (kW)	0,21
Potencia mínima del motor (kW)	0,25
Velocidad periférica de los biodiscos (m/min)	11,31

Tabla 20. Potencia del motor rotatorio para los biodiscos en una población de 500 habitantes.

Se realizó de igual forma para el caso del motor del sistema de tratamiento biológico en una instalación para una población de 2.000 habitantes, los datos de partida y los resultados

obtenidos se muestran en la Tabla 18 y en la Tabla 19 respectivamente.

Datos de partida

Superficie de biodiscos en el mismo eje (m ²)	4724,35
rpm del biodisco	1,8 ⁽¹⁾
Viscosidad del agua en la balsa de biodiscos (cp)	1,1 ⁽¹⁾
Concentración DBO entrada (mg/l)	140,4
Relación DBO suspendida/SS en suspensión	0,6 ⁽¹⁾

Tabla 21. Parámetros de partida de cálculo del motor rotatorio para los biodiscos en una población de 2.000 habitantes. (1) Datos tomados de Isla de Juana (2005).

Resultado del cálculo

Potencia absorbida estimada (kW)	1,26
Potencia mínima del motor (kW)	1,51
Velocidad periférica de los biodiscos (m/min)	16,96

Tabla 22. Potencia del motor rotatorio para los biodiscos en una población de 2.000 habitantes.

Con los resultados obtenidos tras el cálculo se procede a su comparación en cuanto al

consumo energético por habitante en cada caso de aplicación, como se refleja en la

siguiente Tabla 20. Para el cálculo del consumo energético se ha considerado que los sistemas de biodiscos operan ininterrumpidamente las 24 horas al día los 365 días del año.

Como puede observarse, el resultado obtenido es el mismo en ambos casos de población

(5,51 kWh/h.e.) Considerando las diferencias notables en cuanto a dotación abastecida en cada uno de los casos, se puede concluir que se aplica el principio de economía de escala en el presente estudio comparativo.

Población (habitantes)	Dotación (l/hab·día)	h.e.	Potencia (kW)	Consumo energético anual Total (kWh/año)	Consumo energético por h.e. (kWh/h.e.)
500	100	333	0,21	1837,2	5,51
2.000	150	2.000	1,26	11023,1	5,51

Tabla 23. Consumo energético obtenido.

8. CONCLUSIONES

En el presente estudio se han analizado los factores característicos relativos al consumo energético que supone la depuración de las aguas residuales urbanas de España tomando como referencia los consumos reflejados en el “Estudio de Prospectiva: consumo energético en el sector del agua” realizado por IDAE (2010).

Las tendencias futuras en cuanto al consumo energético del sector del saneamiento en España son optimistas; la creciente concienciación ciudadana en cuanto al malgasto del agua, las mejoras tecnológicas, facilidades y agilización administrativa en el sector público y la identificación de procesos no ejecutados correctamente, provocarán en

un futuro un importante ahorro energético en el sector.

Tras el análisis realizado se detectó la problemática que provoca la descentralización de la depuración en pequeños núcleos urbanos, presentando elevados costes de explotación y mantenimiento producidos por la robustez de sus instalaciones y por el incorrecto diseño y mantenimiento del sistema de depuración. La adecuada aplicación y diseño de tecnologías no convencionales de depuración resultaría beneficiosa en el ámbito económico y paisajístico de los municipios.

Se identificó, además, como principal consumidor de energía, el tratamiento biológico, por ello se eligió como punto de partida para el análisis técnico comparativo. Se obtuvieron resultados interesantes en cuanto al consumo energético anual por h.e.

pese al suponer el mismo desempeño energético una población de 2.000 habitantes con una dotación de 150 l/hab·día que una población de 500 habitantes con una dotación de 100 l/hab·día

La diferencia en cuanto a dotación abastecida en ambos casos de diferente población evidencia una de las mayores problemáticas que presentan los pequeños municipios, la imposibilidad de aprovechamiento de la economía de escala en el sector del saneamiento de las aguas residuales en España.

BIBLIOGRAFÍA

AEAS (2017). Día Mundial del Agua 2017: informe sobre aguas residuales en España. Asociación Española de Abastecimientos de Agua y Saneamiento. España.

AEAS y AGA (2011). Tarifas 2010: precio de los servicios de abastecimiento y saneamiento en España. Asociación Española de Abastecimientos de Agua y Saneamiento y la Asociación Española de Empresas Gestoras de los Servicios de Agua a Poblaciones. España.

Aquamundam (2018). Catálogo de Buenas Prácticas. "AQUAMUNDAM. Soluciones para la gestión integrada sostenible del agua en el espacio POCTEP". En: <http://www.aquamundam.eu/wp-content/uploads/2018/09/CATALOGO-BUENAS-PRACTICAS-AQUAMUNDAM.pdf> Accedido en abril de 2019.

BOE (2003). Real Decreto 606/2003, de 23 de mayo, por el que se modifica el Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, por el que se aprueba el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, que desarrolla los Títulos preliminar, I, IV, V, VI y VIII de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas. Boletín Oficial del Estado núm., 135 de 6 de julio de 2003.

- Catalán, Lafuente, J.G. (1997). Depuradoras: “bases científicas”. Madrid. Bellisco.
- DOCE (1991). Directiva del Consejo, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas (91/271/CEE). Diario Oficial de las Comunidades Europeas.
- DOUE (2012). Directiva 2012/27/UE del Parlamento Europeo y del Consejo de 25 de octubre de 2012 relativa a la eficiencia energética. Diario Oficial de la Unión Europea.
- Fundación Canal, 2017. Huella energética en el ciclo integral del agua en la Comunidad de Madrid. Fundación Canal, Canal de Isabel II. Madrid.
- Hardy, L., Garrido, A. (2010). Análisis y evaluación de las relaciones entre el agua y la energía en España. Papeles de agua virtual nº6. Fundación Botín. Santander.
- Huertas, R., Marcos, C. (2012) Guía práctica para la depuración de aguas residuales en pequeñas poblaciones. Valladolid. Confederación Hidrográfica del Duero.
- IAGUA. Decálogo de la depuración de las aguas residuales en las pequeñas poblaciones, Juan José Salas. En: <https://www.iagua.es/blogs/juan-jose-salas/decalogo-depuracion-aguas-residuales-pequenas-poblaciones> Accedido en abril de 2019.
- IAGUA. Elementos para un Plan Nacional de Depuración, Saneamiento, Eficiencia, Ahorro y Reutilización. Iagua, en: <https://www.iagua.es/blogs/agustina-lopez/elementos-plan-nacional-depuracion-saneamiento-eficiencia-ahorro-y> Accedido en marzo de 2019.
- IDAE (2010). Estudio de Prospectiva. Consumo energético en el sector del agua. Fundación OPTI. Instituto para la Diversificación y el Ahorro de la Energía (IDAE). Madrid.
- IDAE. Abastecimiento y depuración de agua. En: <https://www.idae.es/tecnologias/eficiencia-energetica/servicios/abastecimiento-y-depuracion-de-agua> Accedido en marzo de 2019.
- INE (2008). Estadísticas e indicadores del agua. Cifras INE: boletín informativo del Instituto Nacional de Estadística, enero 2008. www.ine.es Estadísticas e indicadores del agua. En: <https://www.ine.es/revistas/cifraine/0108.pdf> Accedido en febrero de 2019.
- INE (2017). INE base: serie detallada desde 2002. En: <http://www.ine.es/jaxiT3/Datos.htm?t=9663> Accedido en febrero de 2019.
- INE (2018). Estadística sobre el Suministro y Saneamiento del Agua - Año 2016. Notas de prensa, 27 de noviembre de

2018. En: http://www.ine.es/prensa/essa_2016.pdf Accedido en febrero de 2019.
- Isla de Juana, Ricardo (2005). Proyectos de plantas de tratamiento de aguas: aguas de proceso, residuales y de refrigeración. Madrid. Bellisco.
- Madrid+d (2016). Tecnologías para el tratamiento de aguas residuales en áreas rurales descentralizadas. En: <http://www.madrimasd.org/blogs/remta/2016/07/05/132747> Accedido en marzo de 2019.
- Martín García, I., Betancort Rodríguez, J.R., Salas Rodríguez, J.J., Peñate Suárez, B., Pidre Bocado, J.J., Sardón Martín, N. (2006). Guía sobre tratamientos de aguas residuales urbanas para pequeños núcleos de población: mejora de la calidad de los efluentes. Instituto Tecnológico de Canarias.
- Metcalf & Eddy (2000). Ingeniería de aguas residuales: tratamiento, vertido y reutilización. Madrid. McGraw-Hill.
- Ministerio de Energía, Turismo y Agenda Digital (2017). Plan Nacional de Acción de Eficiencia Energética 2017-2020.
- Ministerio de Industria, Turismo y Comercio (2011) e IDAE. Plan de Acción de Ahorro y Eficiencia Energética 2011-2020.
- Ministerio de Medio Ambiente (2007). El Plan Nacional de Calidad de las Aguas: saneamiento y depuración 2007-2015. En: https://www.miteco.gob.es/images/es/PlanNacionalCalidadAguas_tcm30-279844.pdf Accedido en marzo de 2019.
- Ministerio para la Transición Ecológica (2018). Reunión del Consejo Nacional del Agua, Madrid (2018). En: https://www.miteco.gob.es/es/prensa/181016consejonacionaldelagua_tcm30-482753.pdf Accedido en marzo de 2019.
- Ministerio para la Transición Ecológica (diciembre de 2018). Informe de autorizaciones de vertido a 31 de diciembre de 2017: Dominio Público Hidráulico. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. En: https://www.miteco.gob.es/es/agua/publicaciones/informeautorizacionesdevertidoaldph-2017_tcm30-485855.pdf Accedido en marzo de 2019.
- Morcillo Bernaldo de Quirós, Fernando (2017). Estado actual de las aguas residuales en España: desde la visión de los operadores de servicios urbanos de agua. En: pasado, presente y futuro de las aguas residuales, 22 de marzo de 2017. Asociación Española de Abastecimientos de Agua y Saneamiento y Canal de Isabel II, 2017.

PWC (2018). La gestión del agua en España:
análisis y retos del ciclo urbano del
agua. PWC, España.

**UNIVERSIDAD DE ALCALÁ
Y
UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS**



**MASTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS**

PROYECTO DE FIN DE MASTER

**CARACTERIZACIÓN HIDROLÓGICA DE LA
CUENCA DEL RÍO COELLO (DEPARTAMENTO
DEL TOLIMA, COLOMBIA) CON EL PROGRAMA
HYDROBID**

**ENERGY CONSUMPTION FOR WATER
PURIFICATION IN SPAIN**

**AUTOR:
D. Freddy Leverí Amaya**

**DIRECTOR:
Dr. Juan Antonio Pascual Aguilar (Universidad de Valencia)**

Alcalá de Henares, 1 de diciembre de 2019

ÍNDICE

RESUMEN	173
1. INTRODUCCIÓN	174
1.1. Objetivo general	176
1.2. Objetivos Específicos	176
1.3. Localización y Caracterización de la cuenca del río Coello	176
2. METODOLOGÍA	180
2.1. Etapa 1: Visión general del programa HydroBID	180
2.2. Etapa 2: Recopilación y análisis de información existente en la cuenca	181
2.2.1. Información Hidroclimatológica	181
2.2.2. Información de uso del suelo	185
2.3. Etapa 3: Construcción y Parametrización del modelo HydroBID	185
2.3.1. Construcción del modelo	185
2.3.2. Parametrización del modelo	189
2.4. Etapa 4: Desarrollo y Calibración del modelo HydroBID	190
2.4.1. Calibración modelo HydroBID	191
2.5. Etapa 5: Variación de Parámetros por Cambio climático	192
3. RESULTADOS	194
3.1. Tratamiento de datos hidrológicos	194
3.2. Desarrollo y Calibración del Modelo HydroBID	196
3.3. Modelo: Escenario Actual	200
3.4. Escenario de Cambio Climático	206
4. DISCUSIÓN	210
5. CONCLUSIONES	216
BIBLIOGRAFÍA	217

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Morfología de la Cuenca del río Coello.	176
Tabla 2. Estaciones Hidroclimatológica seleccionadas.	182
Tabla 3. Parámetros para la calibración del Modelo.	191
Tabla 4. Rangos de Parámetros estadísticos para calibración del Modelo. <i>Fuente.</i> Adaptado de SPOC HydroBID, 2019	192
Tabla 5. Parámetros Estadísticos resultantes de la modelación inicial en HYDROBID.	196
Tabla 6. Parámetros hidráulicos definidos en calibración del Modelo.	199
Tabla 7. Parámetros Estadísticos de la modelación Calibrada en HYDROBID.	200
Tabla 8. Definición de parámetros calculados en los resultados del balance hídrico calculado por HydroBID.	202
Tabla 9. Balance Hídrico de la Cuenca del río Coello hasta la estación Payande.	203
Tabla 10. Balance Hídrico de la cuenca del río Coello hasta salida.	204
Tabla 11. Balance Hídrico de la Cuenca del río Coello para el escenario 1 de cambio climático.	207
Tabla 12. Balance Hídrico de la cuenca del río Coello para escenario 2 de cambio climático.	209

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización de la Cuenca hidrográfica del río Coello.	177
Figura 2. Mapa de Pendientes de la Cuenca del Rio Coello.	177
Figura 3. Isoyetas de precipitación total anual de la Cuenca del río Coello.	179
Figura 4. Cobertura de Tierra de la Cuenca del río Coello. <i>Fuente.</i> Adaptado por autor de mapa Oferta Ambiental Colombia Escala 1:100.000, IGAC.	179
Figura 5. Visualización de la Base hidrográfica para América Latina propuesta en la base de datos LAC-AHD. <i>Fuente.</i> Adaptado por Autor de LAC-AHD en QGIS.	182
Figura 6. Localización de las estaciones hidroclimatológicas en la cuenca del río Coello.	183
Figura 7. Construcción de Base de datos para HydroBID.	186
Figura 8. Organización de los registros climatológicos para la base de datos.	186
Figura 9. Organización de los registros de caudales para la base de datos.	186
Figura 10. División e identificación de subcuencas del río Coello con la base de datos LAC-AHD.	187
Figura 11. Interfaz Climate Data Interpolating Tool HydroBID.	188
Figura 12. Interfaz de inicio Setup HydroBID.	189
Figura 13. Interfaz de parametrización HydroBID.	190
Figura 14. Interfaz de escenarios climáticos HYDRO_BID.	193
Figura 15. Proyecciones medias de cambio de temperatura y precipitación Global. <i>Fuente.</i> Adaptado de IPCC, 2014, Figura 2.2)	193
Figura 16. Correlación Estación de Caudales Payande – Estación de Caudales El Carmen.	195
Figura 17. Correlación Estación Pluviométrica El Plan – Estación Pluviométrica Cucuana.	195
Figura 18. Grafica de Doble Masas para la Estación El Plan - Estación Cucuana.	195
Figura 19. Grafica de Doble Masas para la Estación Las Delicias - Estación Cajamarca.	195
Figura 20. Grafica de Doble Masas para la Estación. Palogrande - Estación Cucuana.	195
Figura 21. Grafica de Doble Masas para la Estación Buenos Aires - Estación Cucuana.	195
Figura 22. Grafica de Doble Masas para la Estación Buenos Aires - Estación El Carmen.	196
Figura 23. Grafica de Doble Masas para la Estación Buenos Aires - Estación Payande.	196
Figura 24. Serie histórica de temperatura media para la estación Cucuana.	197
Figura 25. Grafica de Caudales Modelados Vs Observados	198
Figura 26. Curva de duración de caudales Modelados Vs Observados.	199
Figura 27. Correlación de Caudales Modelados Vs Observados en modelo Calibrado.	200
Figura 28. Curva de duración de caudales Modelados Vs Observados en modelo Calibrado.	201

Figura 29. Grafica de Caudales Modelados Vs Observados en modelo Calibrado.	201	Figura 41. Total Multivariate ENSO Index Version 2 (MEI.v2). Fuente: adaptado de: https://www.esrl.noaa.gov/psd/enso/mei/#ElNino	214
Figura 30. Delimitación de cuenca hasta la estación de caudales Payande con base de datos LAC-AHD incluyendo estaciones Hidroclimatológicas.	202		
Figura 31. Delimitación de la cuenca total del río Coello hasta su salida al río Magdalena con la base de datos LAC-AHD incluyendo estaciones Hidroclimatológicas.	204		
Figura 32. Balance de Caudal – Precipitación para la cuenca del río Coello en su Estado Actual.	205		
Figura 33. Balance de humedad para la cuenca del río Coello en su Estado Actual.	206		
Figura 34. Balance de Caudal – Precipitación para la cuenca del río Coello en escenario 1.	207		
Figura 35. Balance de humedad para la cuenca del río Coello en Escenario 1.	208		
Figura 36. Balance de Caudal – Precipitación para la cuenca del río Coello en escenario 2.	208		
Figura 37. Balance de humedad para la cuenca del río Coello en escenario 2.	209		
Figura 38. Rendimiento hídrico Total para condiciones de año medio en Colombia. Fuente. adaptado IDEAM,2015.	212		
Figura 39. Escorrentía Media Anual para condiciones de año medio en Colombia. Fuente. adaptado de figura 2.8, IDEAM,2015.	213		
Figura 40. Comparativo de escenarios de Cambio Climático para los resultados de Flujo Total en la cuenca del río Coello.	214		

TABLA DE ABREVIATURAS

BID: Banco Interamericano de Desarrollo

CN: *Curve Number*

CSV: *Comma Separated Values*

DANE: Departamento Administrativo
Nacional de Estadística

ENSO: *El Niño-Southern Oscillation*

ESRL: *Earth System Research Laboratory -
NOAA*

GWLF: *Generalized Watershed Loading
Function*

HEC -HMS: *Hydrologic Engineering Center
– Hydrologic Modeling System*

HWSD: *Harmonized World Soil Database*

IDEAM: Instituto de hidrología, Meteorología
y estudios ambientales

IGAC: Instituto Geográfico Agustín Codazzi

IPCC: *Intergovernmental Panel on Climate
Change*

LAC-AHD: *Latin América and the Caribbean
- Analytical Hydrology Dataset*

NOAA: *National Oceanic and Atmospheric
Administration U.S. Department of
Commerce*

PSD: *Physical Sciences Division - ESRL*

RTI: *Research Triangle Institute*

SCS: *Soil Conservation Service*

SIG: Sistema de Información Geográfica

SZH: Subzona hidrográfica

SQLite: *Structured Query Language lite*

UNDP: *United Nations Development
Programme*

USGS: *United states Geological Survey*

USOCOELLO: Asociación de Usuarios del
Distrito de Adecuación de Tierras de los ríos
Coello y Cucuana

QGIS: *Quantum Geographic Information
System*

RESUMEN

Con el ánimo de contar con una herramienta práctica para la gestión del recurso hídrico en las cuencas hidrográficas colombianas, en el presente trabajo se desarrolló la caracterización hidrográfica de la Cuenca del río Coello, en el departamento de Tolima, Colombia, mediante la Herramienta HydroBID desarrollada por el BID en colaboración con el RTI.

La cuenca del río Coello se localiza en la parte centro norte del departamento del Tolima, en inmediaciones de la cordillera central colombiana, con una extensión aproximada de 1842 Km², siendo parte integral de la cuenca alta del río Magdalena, afluente principal de Colombia.

En el desarrollo del modelo en la herramienta HydroBID, se consideraron como principales áreas de estudio la hidrología, incluyendo el estudio estadístico para la complementación y homogenización de datos, el manejo de cartografía y SIG; conocimiento y utilización de programas para la modelización hidrológica de cuencas y la gestión integral del recurso hídrico frente a los cambios climáticos que sufre la región.

Para la caracterización de la cuenca se desarrollaron 5 etapas metodológicas, iniciando con una visión general de la herramienta, su entorno y software de apoyo; posteriormente se realizó la adquisición, ordenamiento y complementación de la

información climatológica base de la cuenca en estudio; se continuó con la construcción de la base de datos para la alimentación de HydroBID con la revisión y definición de parámetros hidrológicos para el desarrollo del modelo; seguidamente, se desarrolló la puesta en marcha de la herramienta con su calibración, considerando los datos de caudales registrados en la cuenca estudiada, para finalmente obtener resultados hidrológicos confiables y proceder a la variación de escenarios climáticos como herramienta para la gestión del recurso hídrico en décadas futuras.

Con los resultados obtenidos se observó que la herramienta HydroBID logra una calibración aceptable del modelo respecto a los datos históricos de caudales de la cuenca, generando volúmenes de error menores al 5% de la correlación media entre los datos modelados y los observados en la misma. Lo anterior, genera una buena confiabilidad en el volumen total final de flujo a la salida de la cuenca, y valores de oferta hídrica bastante cercanos a los dictaminados por el IDEAM en el ENA 2014 y 2018 para la región de la cuenca del río Coello.

En cuanto a la caracterización hidrográfica de la cuenca, se observa, en su estado actual, una tendencia moderadamente decreciente en su flujo total anual para las décadas analizadas, mostrando una posible pérdida de oferta hídrica en años futuros. Lo anterior, es concordante con los escenarios de cambio climático realizados, teniendo en cuenta que al

proponer una elevación de temperatura en 2°C en las próximas décadas, sumado a la variación positiva y negativa de precipitación en un 20%, se evidencian incrementos de evapotranspiración, lo que para uno de los escenarios generará pérdidas importantes de flujo en la cuenca próximas al 38% respecto al volumen promedio modelado para las décadas actuales; y en el otro, se podrían presentar incrementos cercanos al 26% del flujo, por lo que existe la necesidad de contar, por parte de la autoridad ambiental colombiana, con una gestión integral del manejo del recurso hídrico en la cuenca para minimizar los posibles efectos de desabastecimiento o eventos extremos de inundación particularmente en la parte final de la cuenca del río Coello.

1. INTRODUCCIÓN

La hidrografía colombiana es una de las más extensas y ricas de América latina, contando en la actualidad con el 5% del recurso hídrico del planeta (IDEAM ENA, 2018); sin embargo, esta oferta hídrica no se encuentra repartida de manera equitativa sobre el área geográfica del territorio colombiano, lo que ha generado zonas con excesos de precipitación como es el caso de la región de los Llanos Orientales y la región Pacífica colombiana, y por otro lado zonas áridas y susceptibles a desabastecimientos como ocurre al norte de la región Atlántica del territorio. Además, también se debe tener en cuenta los cambios climáticos producidos por los efectos del ENSO (IDEAM, Tomo 1, 2015), que han generado sobre la hidrografía colombiana

variaciones importantes de los regímenes de precipitación y, consecuentemente, inundaciones y sequías extremas con periodicidades cada vez más cortas; afectando de manera importante las cuencas de cauces naturales que sirven para el abastecimiento de la población y que en la mayoría de los casos se encuentran sobre las riberas.

Por lo anterior, es de vital importancia, además de contar con un registro temporal homogéneo y completo de la hidrología y climatología de la región, tener acceso a programas de simulación y modelación de hidrología que se aproximen cada vez más a la realidad de las cuencas hidrográficas, representando los diferentes procesos que se dan dentro de estas, como transformar inicialmente una cierta precipitación en escorrentía (Pascual y Diaz, 2016), además de representar un balance hídrico acertado que pueda servir para la gestión integral del recurso hídrico en la misma. De igual manera, contar con opciones de simulación de transporte de sedimentos, calidad de agua y cambios climáticos futuros.

Entre los programas comerciales más utilizados en el medio colombiano para la simulación de escorrentía en cuencas, principalmente para la determinación de caudales en eventos extraordinarios utilizados para diseño, destaca el software HEC-HMS (IDEAM, 2018), desarrollado por el cuerpo de ingenieros del ejército de los Estados Unidos para la simulación de procesos hidrológicos en sistemas de cuencas detríticas

(<https://www.hec.usace.army.mil/software/hec-hms/>). Sin embargo, esta herramienta no cuenta en la actualidad con opciones de simulación de cambios climáticos, por lo que es poco eficaz a la hora de gestionar los recursos hídricos futuros de una cuenca.

Es así como recientemente el BID, conociendo las necesidades de la región de América latina y el Caribe, también sus perspectivas ante el cambio climático, que pueden afectar el desarrollo de proyectos gestionados por ellos y los diferentes países, concibió la herramienta HydroBID para dar soporte a la región en el manejo y planificación del recurso hídrico (<http://sp.hydrobidlac.org/>).

Esta herramienta tiene la capacidad de realizar simulaciones hidrológicas y gestionar los recursos hídricos de una cuenca en diferentes escenarios de cambio climático, uso de suelo, población, etc.; parametrizado con una base de datos robusta, que dentro de sus atractivos cuenta con un número importante de subcuencas delimitadas con muy buena precisión de toda la región de América Latina y el Caribe, incluyendo patrones de drenaje, longitudes de escurrimientos, pendientes y las características del suelo en las cuencas, las cuales son representadas por el número adimensional CN desarrollado por el SCS, en su método de abstracciones de precipitación de tormentas (Chow et al. 1994). Este parámetro fue definido en la herramienta HydroBID, con base en obtención de información de cobertura terrestre del USGS

y armonizada con los datos de suelo de la HWSD (SPOC HydroBID, 2019).

Conforme a lo expuesto, la herramienta más allá de dar un resultado puntual en la obtención de la escurrimiento de una cuenca en particular para la solución de un problema ingenieril, como lo hacen gran parte de los modelos hidrológicos, se enfoca de manera práctica en la determinación del balance y producción hídrica de una región o cuenca con la cual se puedan elaborar planes de acción y gestión del recurso hídrico ante escenarios de cambio.

En consecuencia, para un país en vía de desarrollo como lo es el territorio colombiano (UNDP, 2018), la herramienta puede ayudar a fortalecer la toma de decisiones ante las incertidumbres que genera la disponibilidad del recurso hídrico en los planes de gestión ambiental y ordenamiento regional y local que se vienen desarrollando y actualizando a la fecha.

Con base en lo expuesto previamente, se optó por desarrollar el modelo HydroBID en un sector de la región Andina colombiana, en la cual se concentra una porción importante de la población del país (DANE, 2018), y por ende constituye un reto en el manejo y aprovechamiento del recurso hídrico para las autoridades ambientales colombianas. Es así como la cuenca hidrográfica adoptada corresponde a la del río Coello, la cual se ubica en inmediaciones del departamento del Tolima, y por tanto da lugar a la proposición del objetivo general y los objetivos específicos

del presente trabajo, al igual que a la localización general de la cuenca en estudio.

1.1. Objetivo general

Analizar la aplicación de la herramienta HydroBID al territorio colombiano y dar a conocer su potencial utilidad en la modelación hidrológica de cuencas y apoyo técnico para la toma de decisiones eficaces en estudios de gestión de recursos hídricos adaptados a futuros cambios climáticos.

1.2. Objetivos Específicos

- Construcción y desarrollo del modelo HydroBID en una cuenca típica de la región Andina colombiana.
- Calibración de los resultados obtenidos en el Modelo HydroBID con series históricas de flujos observados en la cuenca de estudio.
- Elaboración y evaluación de escenarios de cambio climático en el Modelo HydroBID considerando las perspectivas globales.

1.3. Localización y Caracterización de la cuenca del río Coello

La cuenca Mayor del río Coello se seleccionó por ser una cuenca característica de la región Andina colombiana (Figura 15. Localización de la Cuenca hidrográfica del río Coello.), presente dentro de la zonificación hidrográfica Magdalena-Cauca, subzona del Alto Magdalena con codificación SZH número 2121 (IDEAM, 2013), con una extensión total de 1842 km² correspondiente al 7,8% del área

total del departamento del Tolima. Su nacimiento hace parte de la red hidrográfica del parque nacional de los Nevados, iniciando su recorrido como río Toche en inmediaciones del nevado del Tolima con una elevación aproximada de 5000 m.s.n.m, discurriendo de occidente a oriente por la Cordillera Central colombiana, donde recibe afluentes relevantes como el río Tohecito, río Bermellon y río Combeima, hasta llegar a su confluencia con el río Magdalena a una elevación aproximada de 255 m.s.n.m. (CORTOLIMA, 2004).

La cuenca tiene una longitud aproximada, desde su nacimiento hasta su salida, de 125,8 km con una pendiente media de 50,14%, pendientes máximas en la parte alta superiores al 100%, y en los sectores de la parte media y final de la cuenca se presentan pendientes inferiores al 5% (Figura 16. Mapa de Pendientes de la Cuenca del Rio Coello.).

Entre sus características más relevantes, la hoya hidrográfica y su red principal cuentan con la siguiente morfología:

PARÁMETRO	VALOR
Factor de Forma	0,12
índice de Compacidad	2,03
Densidad de Drenaje	3,71
Índice de Sinuosidad	1,29
Perímetro de Cuenca	311744,00 m
Pendiente del Cauce Principal	1,28%

Tabla 24. Morfología de la Cuenca del río Coello.

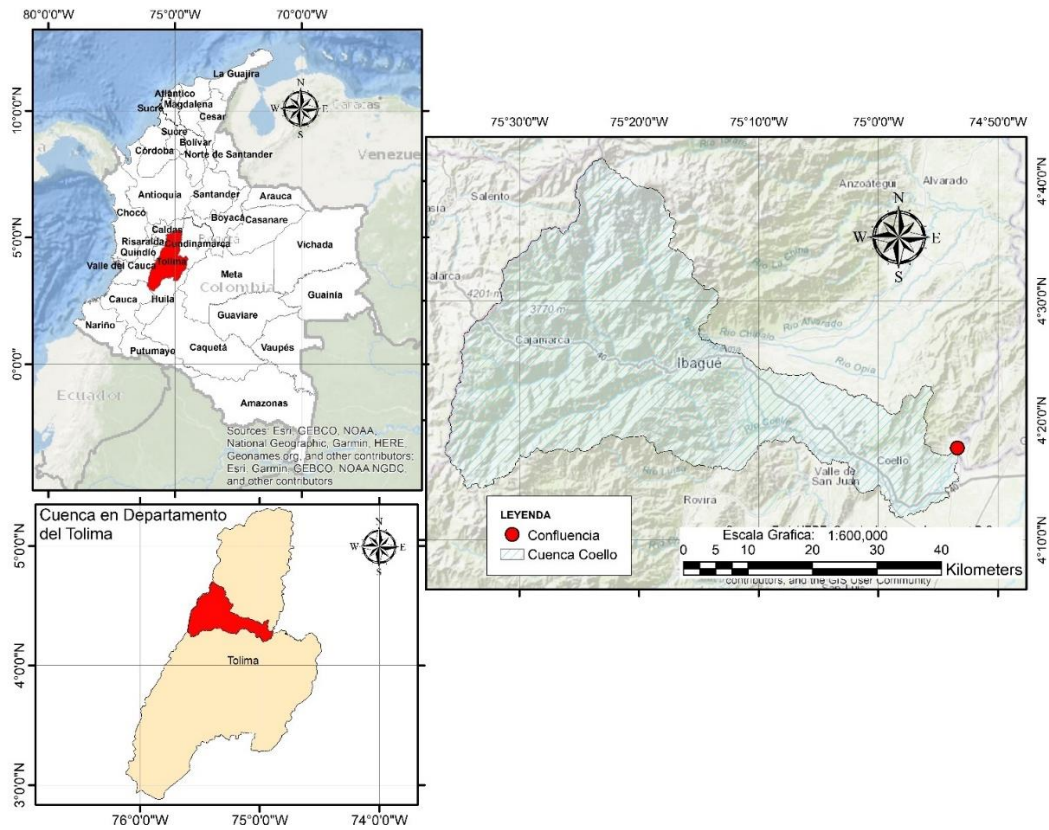


Figura 15. Localización de la Cuenca hidrográfica del río Coello.

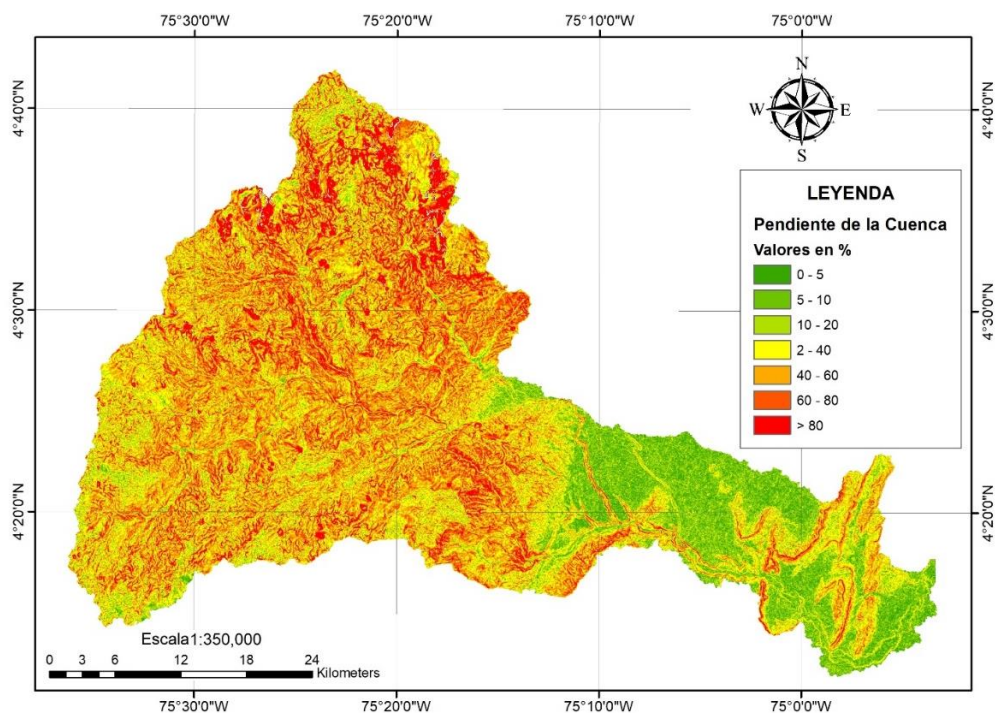


Figura 16. Mapa de Pendientes de la Cuenca del Rio Coello.

De la definición de los parámetros anteriores, se puede observar que la cuenca tiene una

forma oblonga o alargada, por lo que se considera que la cuenca tendrá tiempos de

respuesta menores ante una lluvia generando picos de crecientes relativamente moderados. De igual forma, la densidad de drenaje es alta por lo que, se puede concluir, que la cuenca tendrá una preponderancia al flujo en el cauce que al de ladera, por consiguiente, un menor tiempo al alcanzar el pico de creciente. (Ochoa, 2011).

Por otra parte, la cuenca presenta gran diversidad de climas partiendo de provincias nivales, zonas de páramo y clima frío, hasta zonas templadas y cálidas de tipo árido. Las temperaturas promedio de la cuenca se encuentran en 19,8°C, con temperaturas menores a 7°C en alturas superiores a los 3700 m.s.n.m. y zonas cálidas con temperaturas superiores a los 24°C en alturas inferiores a los 1000 m.s.n.m. (CORTOLIMA, 2004)

Con base en el método de las Isoyetas (Breña y Jacobo, 2006), se presentan valores promedio de precipitación en la cuenca de 1510 mm/año, con máximos anuales próximos a los 2250 mm/año y mínimos cercanos a los 1000 mm/año (Figura 6).

Por otra parte, la diversidad de cobertura terrestre en la cuenca es bastante amplia, partiendo de coberturas forestales de tipo bosque natural, intervenido y secundario, así como bosque plantado del orden de 29,83% del total del área de la cuenca, ubicados principalmente en la parte media y alta de la cuenca, esta última forma parte de la zona de protección del Parque Nacional de los Nevados (Figura 4). De igual manera, se

cuenta con pastos naturales y de tipo manejado, para uso de pastoreo, del orden 38,36%, ocupando principalmente la parte media y baja de la cuenca (CORTOLIMA, 2004).

Otras de las coberturas relevantes en la cuenca del río Coello, corresponden a la vegetación de tipo paramo y rastrojo que alcanzan un valor aproximado de 14,85% del área total de la cuenca, y otras áreas sin uso agropecuario o forestal, donde se encuentran principalmente cuerpos de agua, zonas urbanas, afloramientos rocosos, zonas de explotación, entre otros, ocupando un aproximado de 4% del área de la cuenca.

Asimismo, es importante mencionar que hacen parte de la cuenca del río Coello como territorio rural los municipios de Rovira, San Luis, Espinal y Flandes, adicionales a los cascos urbanos de los municipios de Ibagué, Coello y Cajamarca con su jurisdicción rural; gran parte de estas poblaciones se abastecen y desaguan sus vertidos sobre los cauces secundarios de la cuenca del río Coello.

De las coberturas anteriores cabe resaltar el porcentaje de áreas de pastos, ya que ocupan una porción importante en la cuenca, lo que puede afectar en gran medida el comportamiento de la infiltración en los suelos, desarrollando superficies mayormente impermeables, por ser pastos introducidos para pastoreos intensivos, con aumento de erosión y mayores picos de escorrentías (CORTOLIMA, 2004).

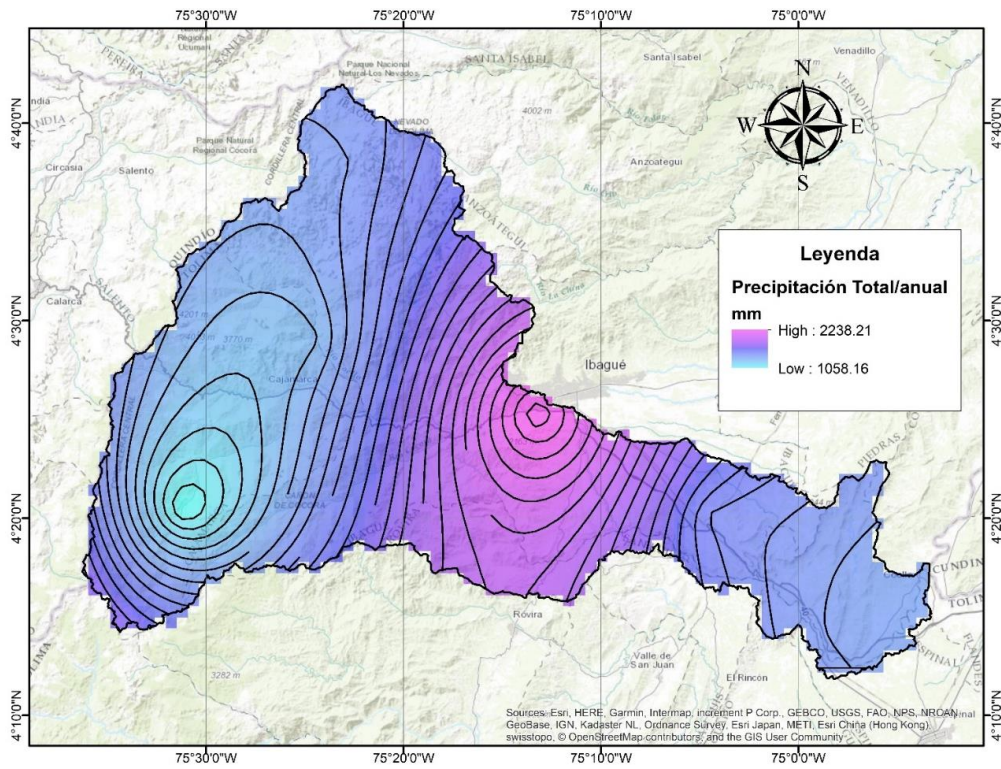


Figura 17. Isoyetas de precipitación total anual de la Cuenca del río Coello.

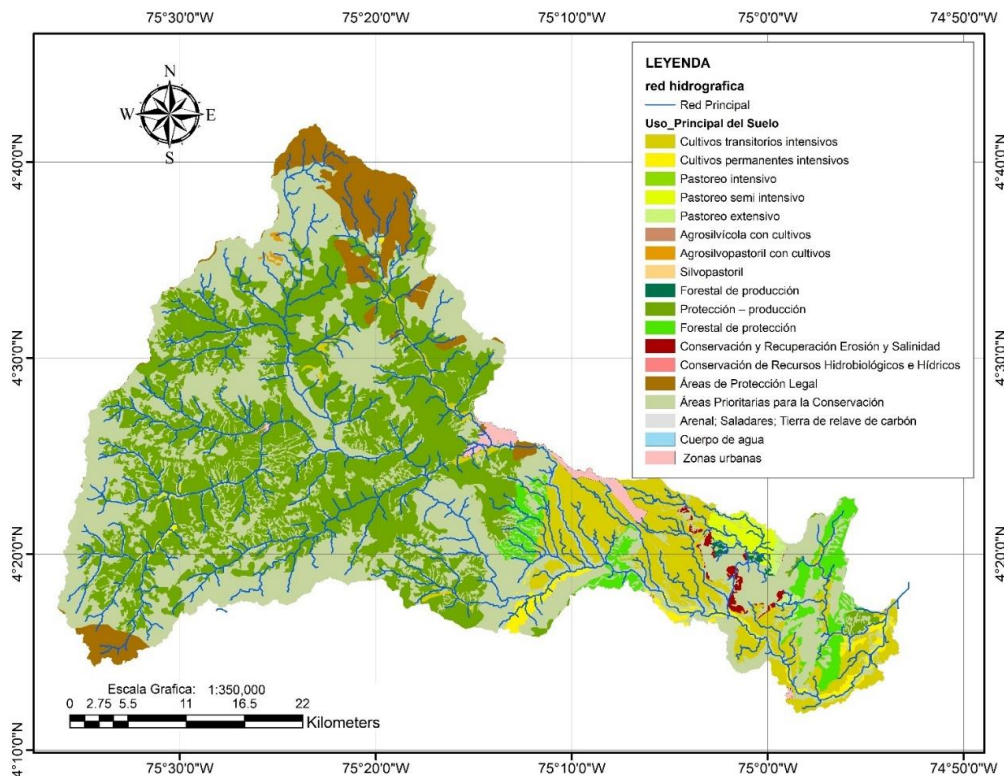


Figura 18. Cobertura de Tierra de la Cuenca del río Coello. Fuente. Adaptado por autor de mapa Oferta Ambiental Colombia Escala 1:100.000, IGAC.

Por último, la cuenca en la actualidad cuenta con 15 estaciones hidroclimatólogicas activas,

entre las cuales se cuenta con estaciones pluviométricas, climatológicas y

limnimétricas, lo que le da un atractivo importante para la construcción, interpolación de datos y calibración del modelo HydroBID con el fin de cumplir con los objetivos propuestos en el presente trabajo.

2. METODOLOGÍA

Para dar cumplimiento a los objetivos definidos, se propuso una metodología que consta de 5 etapas enfocadas en una visión general del programa HydroBID, la recopilación de información existente en la cuenca utilizada para el modelo, parametrización y construcción de base de datos del modelo HydroBID, desarrollo y calibración del modelo respecto a la información registrada en la cuenca y variación de parámetros por cambio climático en la cuenca ante eventos futuros.

2.1. Etapa 1: Visión general del programa HydroBID

Considerando la presencia más recurrente y prolongada de efectos climáticos extremos sobre la región latinoamericana y del Caribe, como lo es el fenómeno ENSO en sus dos fases, y que vienen afectando proyectos que desarrolla el BID en compañía de las diferentes naciones pertenecientes a esta región, ha surgido la necesidad de contar con una plataforma que interactúe no solo de manera individual sino a nivel regional, dando soporte al manejo y gestión del recurso hídrico en la región, para poder definir estrategias y proyectos de adaptación a los cambios climáticos que se vienen presentado en el

planeta, compartiendo datos, modelaciones hidrológicas y experiencias de aplicación. Como consecuencia, el BID crea la herramienta HydroBID en colaboración con el RTI, aportando un sistema integrado y cuantitativo para la modelización hidrológica y gestión de recursos hídricos en la gestión de América Latina y el Caribe bajo escenarios de cambio, como el clima, uso de suelo o cambio poblacional (SPOC HydroBID, 2019).

Esta herramienta integra un modelo de lluvia – escorrentía y una base de datos hidrográfica denominada LAC-AHD, que se integra en el software QGIS, el cual es un sistema de información geográfica de acceso libre, donde se puede observar, analizar, delimitar y gestionar diferentes cuencas de América Latina y el Caribe representadas de manera geoespacial.

En la Figura 19. Visualización de la Base hidrográfica para América Latina propuesta en la base de datos LAC-AHD. *Fuente.* Adaptado por Autor de LAC-AHD en QGIS. se representa la base de datos de la región de América del sur suministrada por el BID, con la cual se gestionó la cuenca del río Coello.

De manera general, esta base de datos de América del sur cuenta con 193.000 cuencas y segmentos fluviales, con áreas promedio de 92 kilómetros cuadrados y tramos de segmentos fluviales de 11 kilómetros de manera aproximada. En cuanto al modelo de lluvia escorrentía, la herramienta utiliza el modelo de factor de carga de cauces generalizados,

conocido por su sigla en inglés GWLF (Haith, et al, 1996), ligado a la metodología de tiempo de retardo en enrutamiento LAG-ROUTING, desarrollado por RTI.

Otro de los componentes importantes del modelo HydroBID , son los datos climatológicos de la zona en estudio, como precipitación, temperatura y caudales diarios observados en un periodo de tiempo consecutivo y sin faltantes de información, los cuales deben ser suministrados por el usuario en archivos tipo CSV, y que se integran con la base de datos definida por el BID para cada una de las cuencas parametrizadas, en el cual se encuentra información ya preestablecida de número de Curva (CN), pendientes de drenaje, tamaño de cuenca ,longitud, etc.

Todo lo anterior es procesado por el gestor de bases de datos SQLite, donde se puede revisar o modificar cada uno de los parámetros preestablecidos en las cuencas se pretenden estudiar.

En resumen, la herramienta HydroBID, para el desarrollo y análisis de recursos hídricos dispone de una base de datos geográfica integrada a una base de datos locales observados, los cuales mediante un modelo de lluvia – escorrentía ampliamente utilizado, provee al usuario una gran variedad de resultados para su respectivo análisis y gestión frente al comportamiento de las cuencas hidrográficas analizadas y su posible variabilidad frente a alteraciones climáticas.

2.2. Etapa 2: Recopilación y análisis de

información existente en la cuenca

Para esta etapa y conforme a los requerimientos de la herramienta HydroBID, se realizó la recolección de información principal de climatología, pluviometría y de caudales sobre la cuenca en estudio, así como la obtención de mapas de usos y coberturas de suelo del territorio que cubre la cuenca con el fin de corroborar y verificar que los números de curva de cada subcuenca implícitos en la base de datos del programa estén acordes con la realidad actual del uso y tipo de suelo.

2.2.1. Información Hidroclimatológica

Para la consecución de la información hidroclimatológica, se realizó la solicitud al IDEAM de las estaciones activas y disponibles en la cuenca, requiriendo principalmente datos de temperatura media diaria, precipitación total diaria y caudales medios diarios, con los cuales se alimentó el modelo para su parametrización y posterior calibración.

En la Tabla 25. Estaciones Hidroclimatológica seleccionadas.se presentan las estaciones seleccionadas para el estudio de la cuenca.

De igual manera, en la Figura 20. Localización de las estaciones hidroclimatológicas en la cuenca del río Coello.se presenta la ubicación de las estaciones en la cuenca del río Coello.

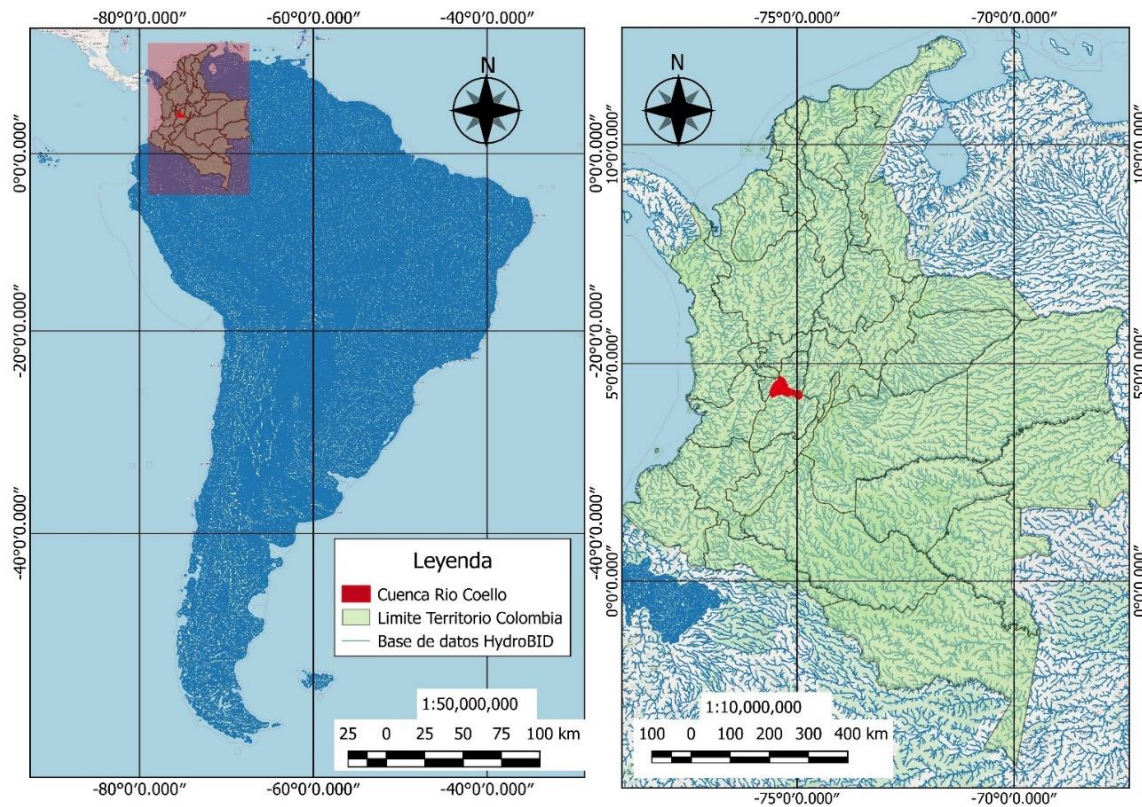


Figura 19. Visualización de la Base hidrográfica para América Latina propuesta en la base de datos LAC-AHD. *Fuente.* Adaptado por Autor de LAC-AHD en QGIS.

Código IDEAM	Nombre	Categoría	Fecha instalación	Altitud	Latitud	Longitud	Corriente
21215100	Cajamarca	Climática Ordinaria	01/09/1965	1920	4,44	-75,50	Saldana
21217250	Bocatoma	Limnigráfica	15/06/1983	1509	4,46	-75,26	Quebrada Cay
21217220	San Vicente Del Combeima	Limnigráfica	15/06/1983	1750	4,54	-75,31	Combeima
21210020	Juntas Las	Pluviográfica	15/08/1971	1765	4,56	-75,32	Canal Intercept
21210130	Delicias Las	Pluviométrica	15/09/1983	295	4,38	-75,51	Cocora
21210140	Plan EL	Pluviométrica	15/09/1983	388	4,38	-75,50	Cocora
21217120	Puente Carretera	Limnigráfica	15/02/1972	1156	4,40	-75,29	Coello
21210150	Cascada La	Pluviométrica	15/09/1983	3280	4,28	-75,54	Guaroco
21217200	Carmen EL	Limnigráfica	15/07/1979	821	4,30	-75,21	Coello
21217070	Payande	Limnigráfica	15/08/1959	562	4,30	-75,09	Coello
21210170	Palogrande Hacienda	Pluviométrica	15/11/1986	2212	4,33	-75,40	Meta
21210200	Buenos Aires	Pluviométrica	15/12/1986	728	4,34	-75,07	Lejos
21217140	Puente Luisa	Limnigráfica	15/03/1985	2205	4,34	-75,52	Anaime
21215130	Cucuana Hacienda	Climática Ordinaria	15/11/1986	2229	4,34	-75,52	Anaime
21220050	Aceituno EL	Pluviométrica	15/01/1969	680	4,35	-75,05	Upia

Tabla 25. Estaciones Hidroclimatológica seleccionadas.

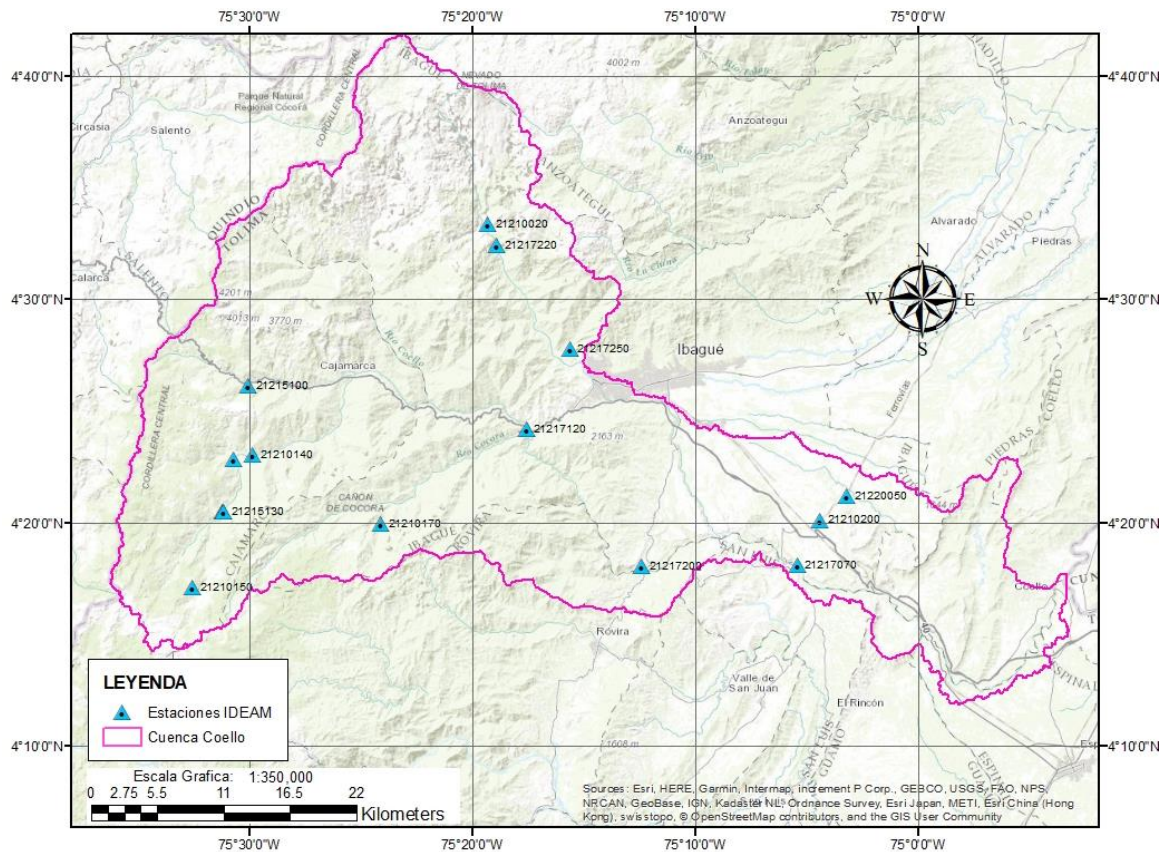


Figura 20. Localización de las estaciones hidroclimatológicas en la cuenca del río Coello.

De acuerdo con lo expuesto en la Tabla 25. Estaciones Hidroclimatológica seleccionadas., se obtuvo información de caudales diarios de 6 estaciones limnimétricas y liminigráficas, y datos de precipitación diaria de 9 estaciones de las cuales 7 son pluviométricas y 2 climatológicas ordinarias, de donde también se extrajo la información de temperatura media para la cuenca.

Teniendo en cuenta que para el desarrollo de la herramienta se requería contar con un periodo o serie histórica igual para todas las estaciones, fue necesario revisar y analizar cada una de las estaciones existentes con el fin de contar con un periodo de tiempo constante y datos completos. De lo anterior, se adoptó una serie entre el 01 de enero de 1995 y 31 de

diciembre de 2015, correspondiente a 20 años de datos diarios.

Es claro que las estaciones seleccionadas cuentan con un número de datos mayores como se evidencia en la Tabla 25. Estaciones Hidroclimatológica seleccionadas. **Error! No se encuentra el origen de la referencia.**, iniciando sus series en las décadas de los años 60, 70 y 80. Sin embargo, debido a que algunas estaciones presentan un gran número de datos de años faltantes e incompletos, particularmente al inicio de su operación, se optó por tomar las dos últimas décadas registradas para la realización de la modelación.

De igual manera, en las dos décadas seleccionadas en las estaciones se evidenciaron algunos datos faltantes, por lo cual fue necesaria la complementación de las series adoptando la metodología de media aritmética para las estaciones con porcentajes inferiores al 10% de datos faltantes, y realizando correlaciones entre estaciones con un número mayor de datos faltantes y estaciones con series mayormente completas, debido a que la herramienta HydroBID no permite series de datos incompletas para la realización de las modelaciones.

Considerando los regímenes estacionales de precipitación, temperatura y caudal que se presentan en las estaciones de la cuenca del río Coello, se procedió, tanto para la complementación de datos con la media aritmética como para las ecuaciones de correlación de estaciones, realizarlas de manera mensual con toda la serie histórica de los 20 años de análisis.

El método de correlación o regresión lineal consiste en establecer una regresión lineal con una estación base con datos sólidos mediante una ecuación lineal expresada de la ecuación 1:

$$y = a + bx \text{ [1]}$$

Dónde:

- y: Precipitación o Caudal Estimado.
- x: Precipitación o caudal de estación base
- a y b: Constantes de regresión

La correlación hidrológica de las estaciones se considera aceptable si los valores del coeficiente de correlación lineal se encuentran entre $-0,8 \leq R \leq 0,80$ (Pizarro et al, 1993).

Al mismo tiempo, se consideró relevante verificar la confiabilidad y homogeneidad de los registros seleccionados entre el año 1995 y el año 2015, por lo que se analizaron diferentes estaciones con el método de Doble Masas (Montealegre,1990). Este método consiste en analizar gráficamente la serie de datos de una estación con otra cercana, construyendo un diagrama cartesiano; si los puntos tienen una tendencia lineal, los datos son válidos y no requiere correcciones, por el contrario, cuando se presentan cambios de pendientes fuertes, es necesario realizar el ajuste, proporcionando la constante K que, multiplicada por los valores inconsistentes de las estaciones analizadas, permite el ajuste y corrección de estos.

Es importante precisar que el criterio para afirmar que el modelo lineal se considera adecuado y aceptable, es aquel donde el valor del coeficiente de determinación lineal (R^2) se aproxima a 1, que indica un ajuste lineal perfecto.

Una vez completada y revisada la homogeneidad de las series históricas de cada una de las estaciones tanto de precipitación, temperatura y caudales, se procedió a generar los archivos tipo CSV para cargar en la base de datos de HydroBID y proceder con la construcción y desarrollo del modelo.

2.2.2. Información de uso del suelo

Como parte de la base de datos que proporciona HydroBID, se cuenta con una caracterización de la cobertura del suelo de la región, con los que se definieron los números de curva para cada una de las subcuencas, basados en los tipos de suelo y grupo hidrológico del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA, su sigla en inglés) ; complementada con información de cobertura de suelo obtenida del USGS y los datos del suelo para la clasificación hidrológica adaptados de la base de datos mundial de suelos (HWSD, su sigla en inglés), (SPOC HYDROBID, 2019)

Lo anterior, permite tener una aproximación bastante acertada del parámetro de número de curva para las respectivas modelaciones de caudales; sin embargo, se realizó una revisión general de los números de curva propuestos por el programa HydroBID con base en los mapas de uso de cobertura de tierras definidos por el IGAC (Figura 18. Cobertura de Tierra de la Cuenca del río Coello. *Fuente.* Adaptado por autor de mapa Oferta Ambiental Colombia Escala 1:100.000, IGAC.), con el fin de contar con una respuesta más acertada de la modelación al momento de la calibración de la cuenca en estudio.

2.3. Etapa 3: Construcción y Parametrización del modelo HydroBID

2.3.1. Construcción del modelo

Como se mencionó en etapas anteriores, el modelo HydroBID requiere de la introducción de datos climáticos en formato CVS ordenados de manera particular en subcarpetas dentro de la carpeta principal de la herramienta, para lo cual se organizaron las estaciones con datos pluviométricos, de temperatura y caudales como se muestra en la Figura 21. Construcción de Base de datos para HydroBID. **Error! No se encuentra el origen de la referencia.**, los cuales fueron identificados o nombrados con los códigos de la estación definidos por el IDEAM y presentados en la Tabla 25. Estaciones Hidroclimatológica seleccionadas.. Cada uno de estos archivos contiene el registro diario de cada parámetro entre el 1 de enero de 1995 y 31 de diciembre de 2015. Un ejemplo del contenido de los archivos se presenta en la Figura 22. Organización de los registros climatológicos para la base de datos., y Figura 23. Organización de los registros de caudales para la base de datos.

Cada archivo contiene un total de 7670 registros de parámetros diarios, como la precipitación diaria en centímetros, la temperatura diaria en grados centígrados (°C) y los caudales diarios registrados en metros cúbicos por segundo (m³/s).

Adicional a los archivos hidroclimatológicos, se crearon archivos con las coordenadas de las estaciones utilizadas en el estudio y las coordenadas de los centroides de cada una de las subcuencas que conforman la cuenca total del río Coello, realizado con ayuda del

software QGIS y la base de datos LAC-AHD, como se presenta en la Figura 24. División e identificación de subcuencas del río Coello con la base de datos LAC-AHD.

La base geográfica LAC-AHD, cuenta con una división de la cuenca del río Coello de 17 subcuencas, cada una codificada con una numeración particular en un campo denominado COMID, el cual servirá al momento de la modelación para calcular o definir los caudales del río en una cuenca específica

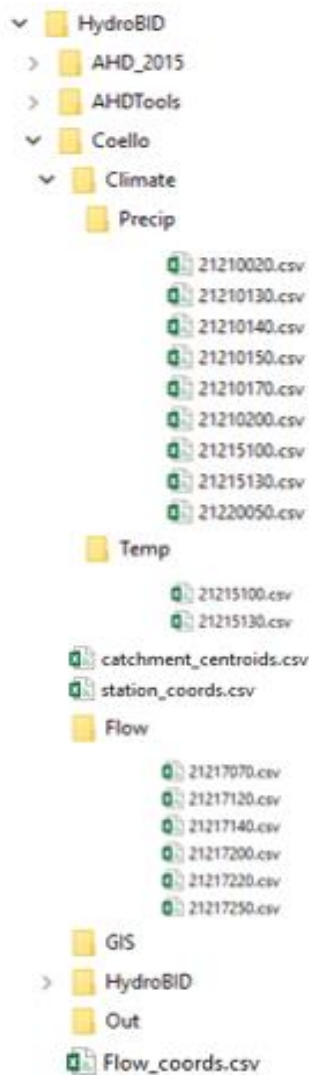


Figura 21. Construcción de Base de datos para HydroBID.

date	precip(cm)
1/01/1995	0.00
2/01/1995	0.00
3/01/1995	0.00
4/01/1995	0.12
5/01/1995	0.00
6/01/1995	0.00
7/01/1995	0.00
8/01/1995	0.00
9/01/1995	1.25
10/01/1995	0.50
11/01/1995	0.00
12/01/1995	0.00

Figura 22. Organización de los registros climatológicos para la base de datos.

date	flow(m3/s)
1/01/1995	17.3
2/01/1995	17.3
3/01/1995	17.3
4/01/1995	16.83
5/01/1995	17
6/01/1995	16.47
7/01/1995	16.13
8/01/1995	16.13
9/01/1995	16.13
10/01/1995	16.13
11/01/1995	16.13
12/01/1995	15.77

Figura 23. Organización de los registros de caudales para la base de datos.

Posteriormente, se creó la carpeta OUT, donde se almacenarán todos los resultados o modelaciones realizadas en la herramienta.

Una vez definidas las carpetas y bases de datos requeridas por la herramienta, es necesario realizar la interpolación de los datos construidos y organizados de precipitación y temperatura a nivel de subcuencas, particularmente a las observadas en la Figura 24. División e identificación de subcuencas del río Coello con la base de datos LAC-AHD., para lo cual se utilizó la herramienta

incluida en HydroBID denominada *Climate Data Interpolating Tool*, y cuya interfaz se presenta en la Figura 25. Interfaz Climate Data Interpolating Tool HydroBID. **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia..**

centroides de cuencas, ubicación de las estaciones y los demás datos climatológicos incluidos en la base de datos, con el fin de que cada subcuenca cuente con datos de temperatura y precipitación particulares, para el posterior cálculo de caudales.

Este Algoritmo desarrolla la interpolación mediante la vinculación de los archivos de

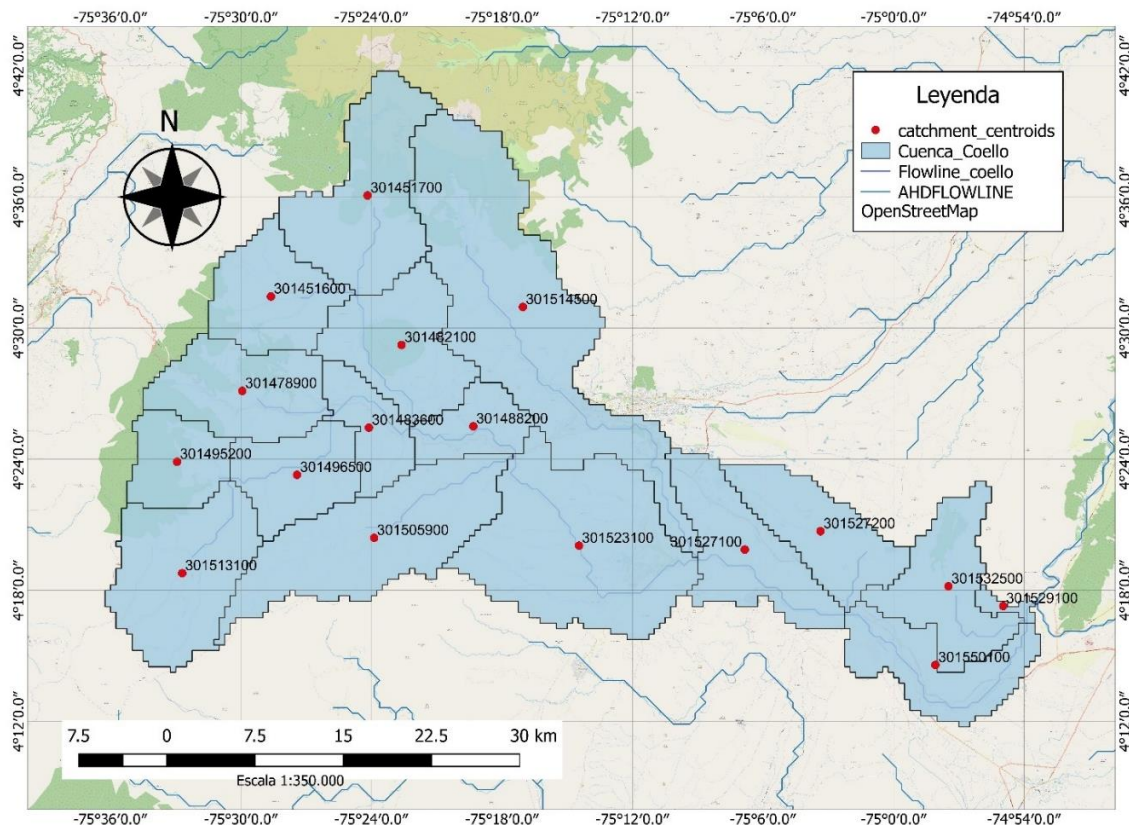


Figura 24. División e identificación de subcuencas del río Coello con la base de datos LAC-AHD.

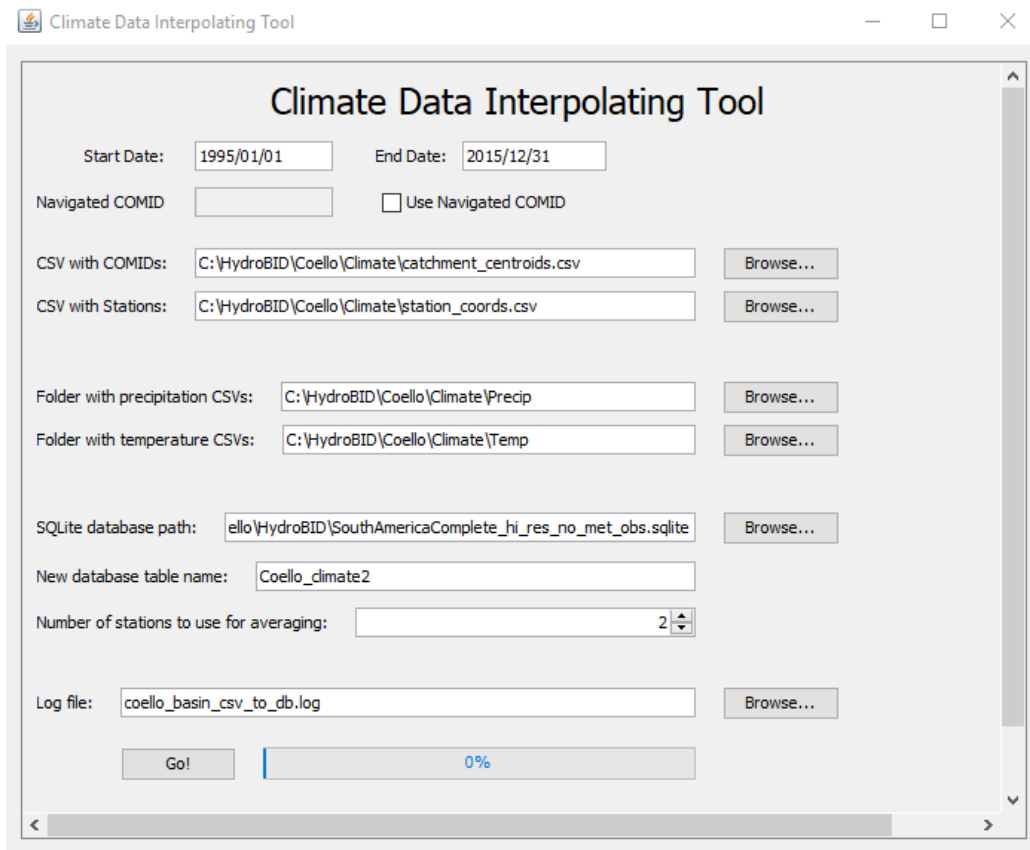


Figura 25. Interfaz Climate Data Interpolating Tool HydroBID.

Paso seguido, se definen datos básicos requeridos por la herramienta para su funcionamiento, los cuales se guardarán en un archivo denominado “settings.txt”, desde el nombre que llevará la modelación, el numero o nombre de la cuenca a analizar, fechas de inicio y fin de la modelación; que deben ser concordantes con las fechas de los registros históricos almacenados en la base de datos, ubicación de base de datos, hasta la carpeta de salida de resultados.

A continuación, en la Figura 26. Interfaz de inicio Setup HydroBID., se presenta la interfaz inicial de la herramienta HydroBID, donde se realizó el ingreso de los datos iniciales para la ejecución del modelo.

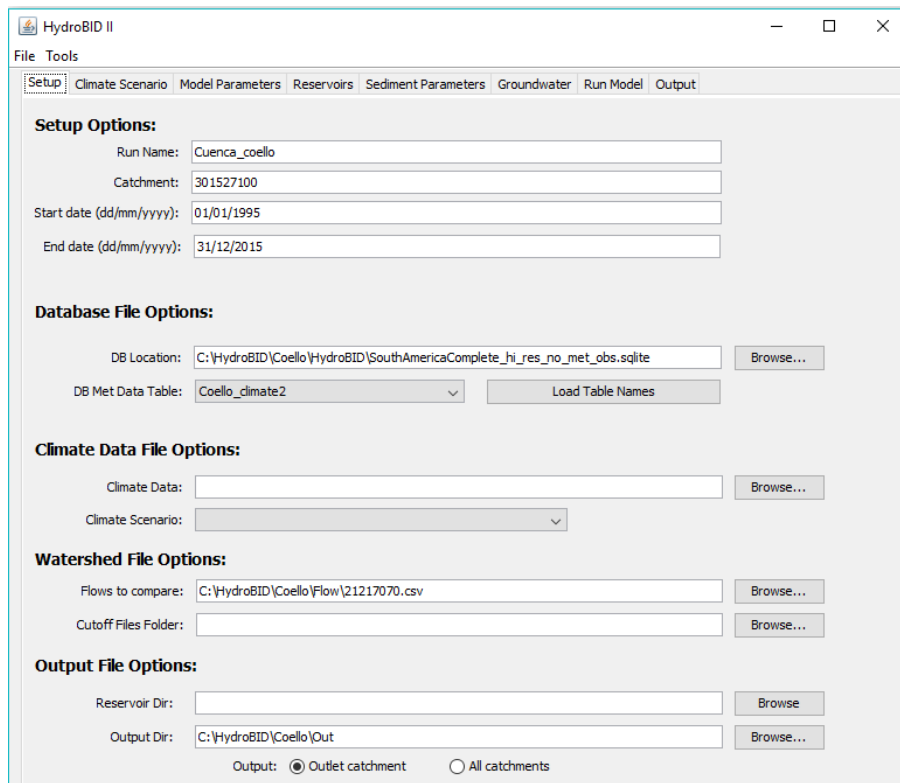


Figura 26. Interfaz de inicio Setup HydroBID.

2.3.2. Parametrización del modelo

EL modelo HydroBID requiere para su correcto desarrollo la definición de ciertos parámetros hidrológicos e hidráulicos, como la velocidad de la corriente, la latitud, el inicio y final de la temporada de cultivos, así como los parámetros referentes a las condiciones de suelo, como el CN, contenido de agua, permeabilidad, entre otros. De los parámetros anteriores, algunos son referenciados por defecto en el modelo y otros deben ser incluidos de acuerdo con el conocimiento particular de la zona en estudio. En la **¡Error!** **No se encuentra el origen de la referencia.** se presenta la interfaz para la parametrización del modelo HydroBID.

De los parámetros anteriores, la velocidad y los relativos a la capacidad hidrológica del suelo que se expondrán en el siguiente numeral, son asumidos por defecto en la herramienta y posteriormente se utilizaran para la calibración del modelo; para el caso de los días de inicio y fin de cultivos en la cuenca, se propone un número de días cercano a la totalidad de días del año, ya que en la cuenca de estudio se presentan cultivos permanentes, y que por las condiciones climáticas de la misma se pueden mantener prácticamente todos los días del año.

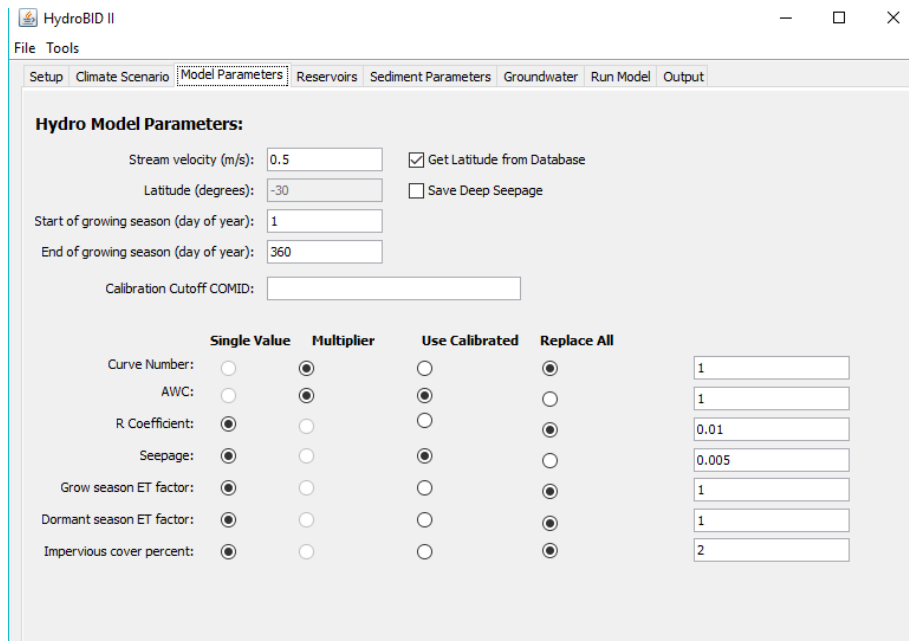


Figura 27. Interfaz de parametrización HydroBID.

2.4. Etapa 4: Desarrollo y Calibración del modelo HydroBID

Una vez realizadas las anteriores etapas, la herramienta ya se encuentra lista para el desarrollo del modelo; sin embargo, para la posterior calibración de la modelación es necesario considerar los valores definidos por defecto y que se presentan en la Figura 27. Interfaz de parametrización HydroBID., particularmente los parámetros que se mencionan en la Tabla 26. Parámetros para la calibración del Modelo.

Estos parámetros pueden ser utilizados o propuestos como un valor simple o como un factor multiplicador del mismo, por defecto que trae la herramienta ya predeterminado. Para la calibración del modelo de la cuenca del río Coello, se utilizó un factor multiplicador

para el CN y el AWC; para los parámetros restantes se utilizó un valor simple partiendo del valor por defecto proporcionado por el modelo.

De igual manera, se realizó la comprobación de los números de curva previo a la modelación con base en las coberturas de tierra propuestas en la Figura 18. Cobertura de Tierra de la Cuenca del río Coello. *Fuente.* Adaptado por autor de mapa Oferta Ambiental Colombia Escala 1:100.000, IGAC., los cuales son bastante próximos a los definidos previamente en la base de datos de HydroBID, por lo que se decidió mantener los valores por defecto y realizar las calibraciones necesarias para el ajuste del modelo.

Parámetro	Definición	Valor por Defecto
CN	Numero de curva	1
AWC	Representa el contenido de agua disponible	1
R Coefficient	Coeficiente de recesión	0,01
Seepage	Permeabilidad, representa el coeficiente de permeabilidad para determinar la infiltración profunda desde la capa saturada	0,005
Grow season ET Factor	Factor de evapotranspiración de la estación de cultivo	1
Dormant season ET Factor	Factor de evapotranspiración de la estación de latencia (sin cultivo)	1
Impervious cover percent	Porcentaje de cobertura impermeable	1

Tabla 26. Parámetros para la calibración del Modelo.

2.4.1. Calibración modelo HydroBID

Para la calibración de la herramienta, se procedió a realizar la modelación de la cuenca número 301527100, correspondiente a la estación Payande, siendo esta la estación de caudales más próxima al punto final de salida de la cuenca total del río Coello, como se aprecia en la Figura 24. División e identificación de subcuencas del río Coello con la base de datos LAC-AHD.. Como resultados de la primera modelación se obtuvieron los parámetros estadísticos iniciales de error y correlación, entre la información calculada por la herramienta y la tomada de la serie de datos históricos. Estos parámetros, al igual que las gráficas que arroja la herramienta de duración de caudales y caudales multianuales, juegan un papel importante para la calibración del modelo, ya

que el objetivo es lograr la mayor similitud de las gráficas entre valores observados y calculados, así como conseguir unos parámetros estadísticos ajustados a ciertos rangos o criterios con los que se pueda determinar que un modelo se encuentra adecuadamente calibrado, dichos rangos se relacionan en la Tabla 27. Rangos de Parámetros estadísticos para calibración del Modelo. *Fuente.* Adaptado de SPOC HydroBID, 2019.

Después de realizar diferentes ejecuciones de la herramienta, efectuando variaciones de los parámetros hidráulicos como el AWC, el Coeficiente R y el Seepage, se logró obtener mínimos volúmenes de error y aproximación de los coeficientes de correlación lo más cercanos a 1, siempre verificando que la curva de duración de caudales, al igual que la gráfica

de registros multianuales, tuvieran la mejor correlación, especialmente en los caudales máximos y mínimos.

Parámetro Estadístico	Valor adecuado en un modelo calibrado
Volumen de Error (Overall volume error)	-+/(20-30 ó 30-40)
Numero de Correlación (Correlation, r(-))	Lo más cerca de 1 posible
Correlación del Modelo (Modified Correlation, Rmod)	Lo más cerca de 1 posible
Nash-Sutcliffe Efficiency, R ²	Cercano a 0,40 ó 0,6

Tabla 27. Rangos de Parámetros estadísticos para calibración del Modelo. *Fuente.* Adaptado de SPOC HydroBID, 2019

De manera particular, para la cuenca del río Coello, el modelo inicial arrojó una deficiencia en los caudales calculados, siendo estos marcadamente menores a los observados en la estación Payande, por lo cual se procedió a modificar el coeficiente de permeabilidad Seepage, disminuyéndolo para reducir la infiltración y aumentar la escorrentía en la cuenca. Posteriormente, se realizó un aumento del coeficiente de recesión para aumentar la repetitividad de los caudales altos y reducir los caudales mínimos.

Finalmente, se realizaron varias iteraciones modificando el parámetro de contenido de agua disponible en el suelo AWC, con el fin de ajustar lo más posible la curva de caudales calculados con los observados, y mejorar los parámetros estadísticos.

Una vez realizado el proceso anterior, se consideró un modelo adecuadamente calibrado, y se procedió a obtener los resultados de volúmenes de flujo y balance hídrico de la cuenca, así como las demás

modelaciones con la variación de cambio climático.

2.5. Etapa 5: Variación de Parámetros por Cambio climático

Para el proceso de variación de cambio climático, se dispone de un apartado dentro de la herramienta denominado “Climate Scenario”, en esta aplicación se pueden realizar variaciones totales o mensuales de precipitación y temperatura tanto en valores reales como en factores multiplicadores.

En la Figura 28. Interfaz de escenarios climáticos HYDRO_BID., se presenta la interfaz de la herramienta para la modificación de los parámetros climáticos.

Con esta herramienta se procedió a realizar una modelación de variación de temperatura y precipitación con el fin de considerar los efectos sobre los caudales de la cuenca en el futuro inmediato; verificando los análisis y escenarios evaluados por el IPCC, donde se tienen proyecciones de aumento de

temperatura media global en la superficie terrestre para el periodo entre el 2016 y 2035 en un rango de 0,3°C a 0,7°C , y para el

periodo entre los años 2081 y 2100, incrementos cercanos a los 2°C (IPCC, 2014).

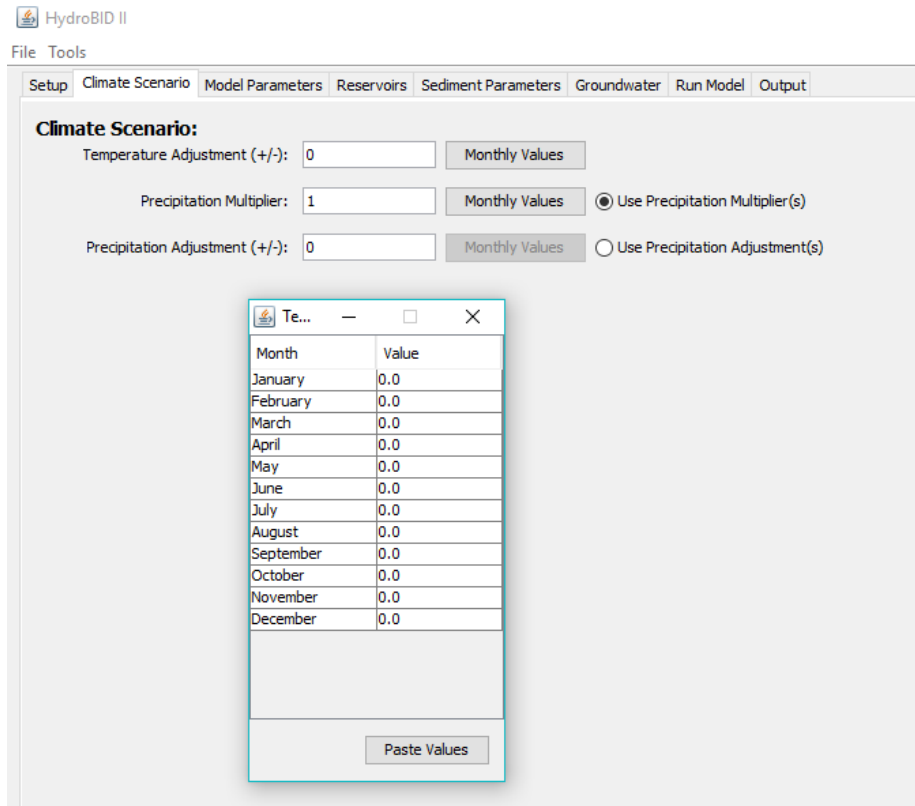


Figura 28. Interfaz de escenarios climáticos HYDRO_BID.

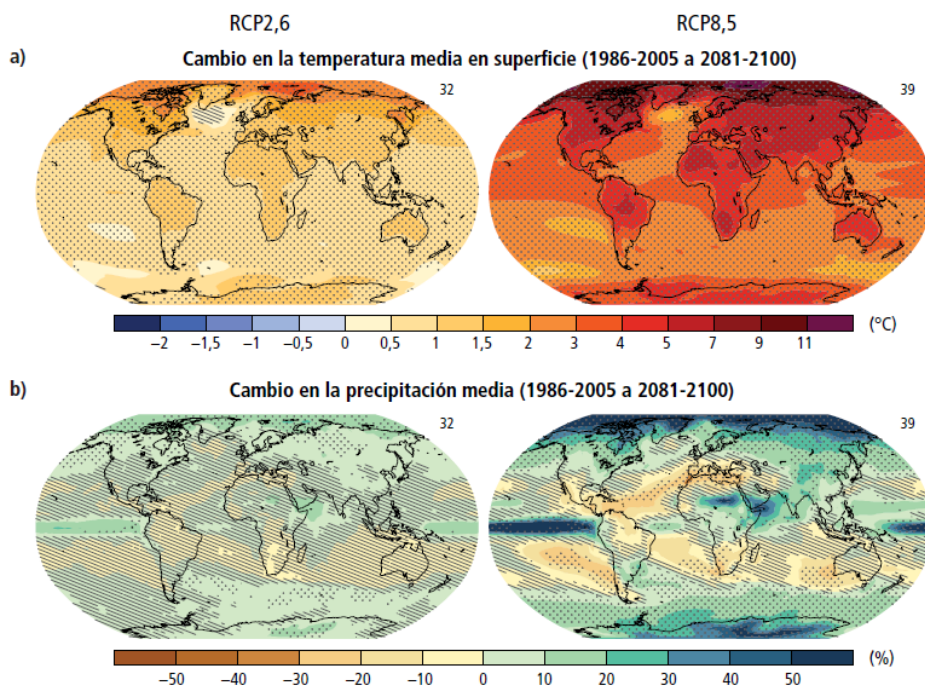


Figura 29. Proyecciones medias de cambio de temperatura y precipitación Global. Fuente. Adaptado de IPCC, 2014, Figura 2.2)

Por lo anterior, para el presente trabajo, se optó por realizar un incremento general de la temperatura en la cuenca de 2°C para los próximos 30 años. De igual manera, se tiene previsto que, para zonas de latitud media y regiones tropicales, la precipitación presente variaciones alrededor de 10 al 20% (Figura 29. Proyecciones medias de cambio de temperatura y precipitación Global. *Fuente.* Adaptado de IPCC, 2014, Figura 2.2)).

Teniendo en cuenta los posibles efectos del ENSO en la región ecuatorial y directamente sobre la cuenca del río Coello, se adoptaron como escenarios de estudio en el modelo HydroBID, un incremento del 20% de la precipitación media actual sumado a la variación de temperatura anteriormente descrita, así como también un descenso en la precipitación del 20% manteniendo el incremento de la temperatura media, para los próximos 30 años.

Una vez desarrolladas las 5 etapas propuestas para la caracterización hidrográfica de la cuenca del río Coello, se obtuvieron y discutieron los resultados tanto de la modelación con los datos actuales, como los escenarios propuestos para el cambio climático.

3. RESULTADOS

Conforme a la metodología propuesta, a continuación, se relacionan los resultados obtenidos en las diferentes etapas, iniciando con la complementación y verificación de

homogeneidad de los datos históricos recolectados de las diferentes estaciones, terminando con las diferentes modelaciones para cambio climático en la cuenca.

3.1. Tratamiento de datos hidrológicos

Organizada la información hidroclimatológica de las estaciones seleccionadas en el periodo indicado entre el 1 de enero de 1995 y el 31 de diciembre de 2015, se verificó la cantidad de datos faltantes, de los cuales se obtuvo como resultado que, de las 9 estaciones de precipitación 5 contaban con datos faltantes menores al 10% e inclusive algunas de estas con datos faltantes menores al 5%, por lo que se complementaron con el promedio aritmético mensual de cada estación con el fin de no afectar la estacionalidad climática de la zona. Las 4 estaciones restantes, se complementaron definiendo la ecuación de correlación principalmente con la estación Cucuana y las Delicias que presentaron la menor cantidad de datos faltantes y en comparación con las demás estaciones tenían una mejor correlación con valores de R^2 por encima del 0,3.

De la misma manera, para las 6 estaciones de caudales presentes en la cuenca, se realizó la complementación aritmética de 3 de ellas con porcentajes inferiores al 10% en datos faltantes, y las otras 3 estaciones se correlacionaron con la estación El Carmen que mostró el mejor ajuste con valores de R^2 por encima del 0,50.

En las Figura 30. Correlación Estación de Caudales Payande – Estación de Caudales El Carmen., y Figura 31. Correlación Estación Pluviométrica El Plan – Estación Pluviométrica Cucuana., se presentan las gráficas de correlación típicas para la serie del mes de octubre, tanto para precipitación como para caudales de la cuenca estudiada.

Una vez complementados los datos de cada estación, se aplicó la metodología de Doble Masas propuesta, graficando la serie de datos diarios acumulados de precipitación y caudales de algunas de las estaciones de la cuenca :

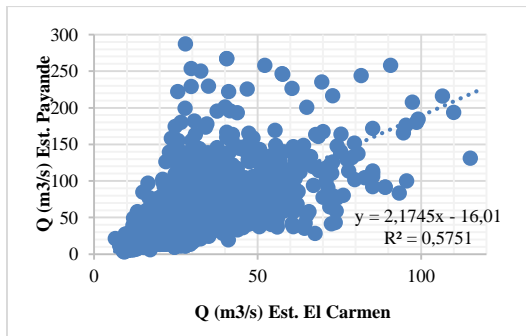


Figura 30. Correlación Estación de Caudales Payande – Estación de Caudales El Carmen.

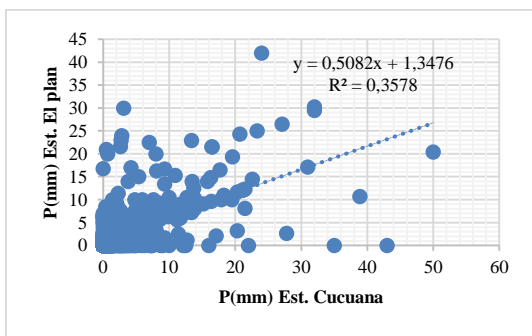


Figura 31. Correlación Estación Pluviométrica El Plan – Estación Pluviométrica Cucuana.

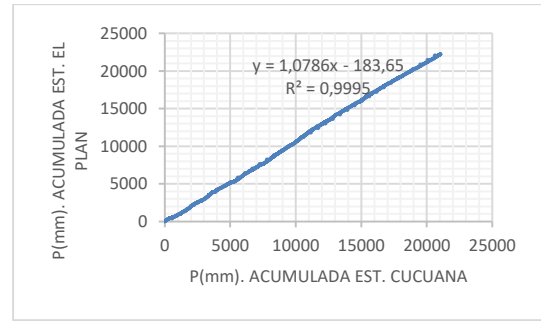


Figura 32. Grafica de Doble Masas para la Estación El Plan - Estación Cucuana.

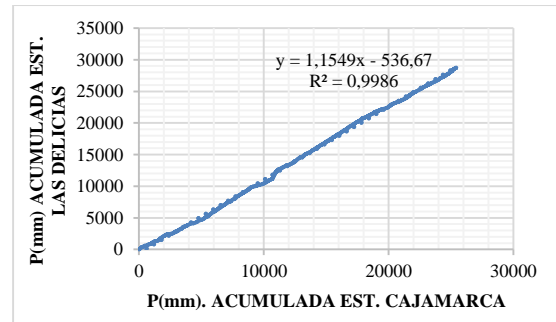


Figura 33. Grafica de Doble Masas para la Estación Las Delicias - Estación Cajamarca.

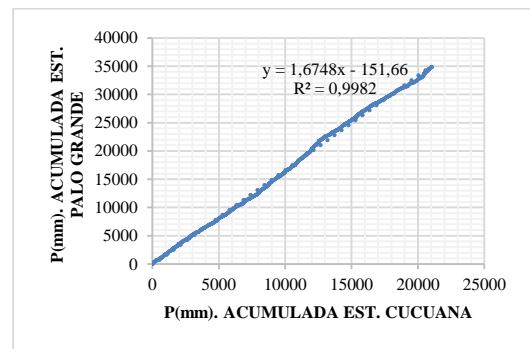


Figura 34. Grafica de Doble Masas para la Estación. Palogrande - Estación Cucuana.

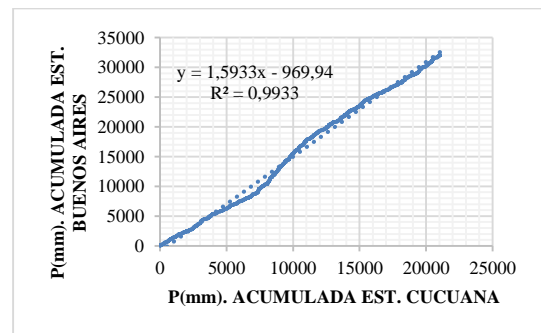


Figura 35. Grafica de Doble Masas para la Estación Buenos Aires - Estación Cucuana.

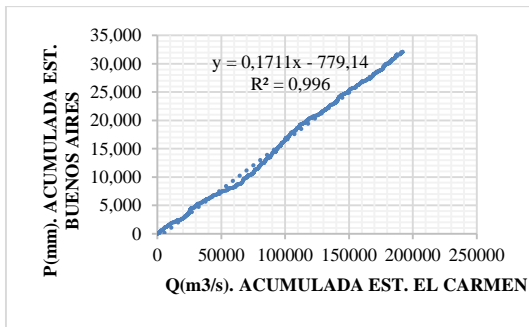


Figura 36. Grafica de Doble Masas para la Estación Buenos Aires - Estación El Carmen.

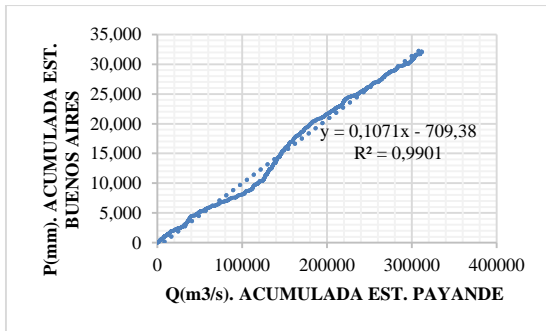


Figura 37. Grafica de Doble Masas para la Estación Buenos Aires - Estación Payande.

De acuerdo con los resultados de la metodología aplicada, se puede evidenciar que las series históricas de las estaciones de la cuenca son homogéneas y confiables para su utilización en la modelación con HydroBID.

En el caso de los datos de temperatura media diaria obtenidos, algunos estaban incompletos, los cuales fueron igualmente complementados con la media aritmética de la serie de cada mes considerando que la variación media mensual e incluso anual en cada estación es mínima, ya que, como se sabe el territorio colombiano está influenciado por los climas ecuatoriales, particularmente la región Andina colombiana tiene la presencia de los llamados Pisos Térmicos, donde a menor altura sobre el nivel de mar la temperatura del aire aumenta y a medida que el nivel aumenta la temperatura del aire

disminuye (IDEAM, 2017). Lo anterior hace que las temperaturas medidas en las estaciones sean prácticamente constantes como se presenta en la Figura 38. Serie histórica de temperatura media para la estación Cucuana., de la serie histórica de la estación Cucuana.

3.2. Desarrollo y Calibración del Modelo HydroBID

Surtidas las etapas de complementación hidrológica, construcción de archivos y parametrización de datos requeridos por la herramienta, se realizó la primera ejecución del modelo hasta la estación de caudales Payande, donde se obtuvieron los parámetros estadísticos de la Tabla 28. Parámetros Estadísticos resultantes de la modelación inicial en HYDROBID., en respuesta a la simulación inicial de caudales de la herramienta con respecto a los observados o registrados en la estación entre los años 1995 y 2015.

Parámetro Estadístico	Valor obtenido
Overall volume error	-44,85
Correlation, r(-)	0,35
Modified Correlation, Rmod	0,11
Nash-Sutcliffe Efficiency, R ²	-0,13

Tabla 28. Parámetros Estadísticos resultantes de la modelación inicial en HYDROBID.

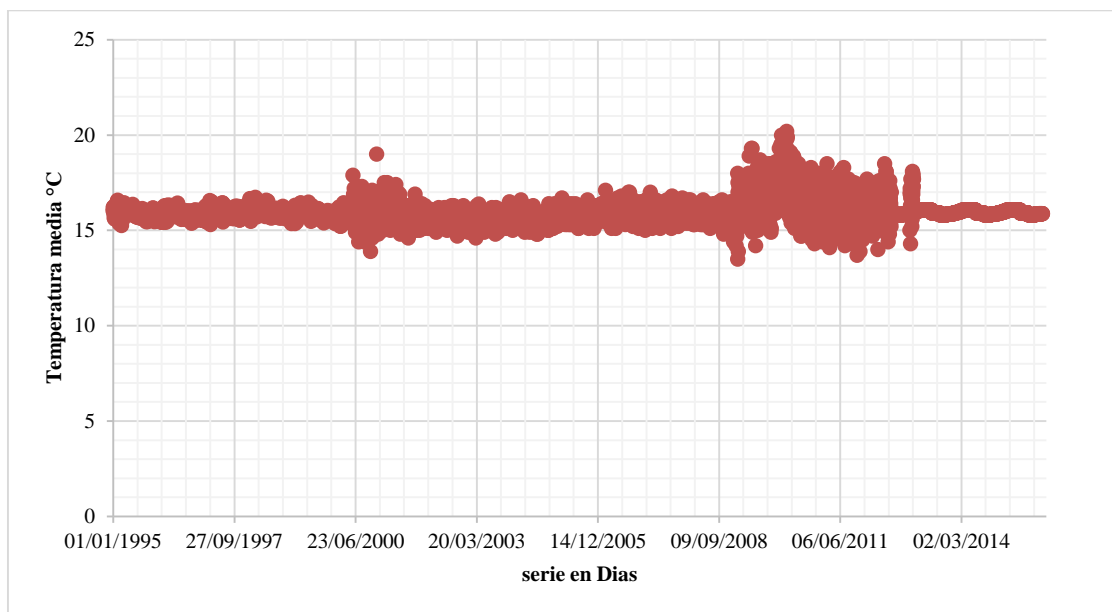


Figura 38. Serie histórica de temperatura media para la estación Cucuana.

Como se mencionó en la metodología, es esencial contar con la respuesta grafica de la herramienta para validar la calibración mediante la comparación de las gráficas de caudales modelados respecto a los observados y su respectiva curva de duración. A continuación, en las Figura 39. Grafica de Caudales Modelados Vs Observados y Figura 40. Curva de duración de caudales Modelados Vs Observados., se expone lo mencionado.

El objetivo de la calibración, además de contar con parámetros estadísticos aceptables dentro de los rangos propuesto sin pretender llevar el error a 0 o tener un perfecto empate entre las curvas, es tener una similitud coherente y responsable entre los caudales observados y los caudales modelados, con el fin de poder realizar modelaciones en otros puntos de la cuenca y realizar evaluaciones de cambios

climáticos en la misma con una mayor confiabilidad.

Conforme a lo anterior, se procedió a realizar los respectivos ajustes y tanteos a los parámetros hidráulicos propuestos en la Tabla 26. Parámetros para la calibración del Modelo., con el fin de contar con un mejor ajuste de las curvas de caudales y parámetros estadísticos en los rangos establecidos.

Después de múltiples iteraciones, se observó que los parámetros más relevantes o influyentes sobre la calibración del modelo, fueron el coeficiente de recesión (RC), el contenido de agua disponible (AWC) y el coeficiente de permeabilidad, con los cuales se logró mejorar principalmente las condiciones de escorrentía de los caudales modelados, logrando un mínimo en el parámetro estadístico de volumen de error,

inclusive por debajo del rango mínimo recomendado en la Tabla 27. Rangos de Parámetros estadísticos para calibración del Modelo. *Fuente.* Adaptado de SPOC HydroBID, 2019, considerando este último como el decisivo para la calibración, ya que,

de las diferentes iteraciones, los parámetros adicionales como los números de correlación y correlación modificado, no superaban 0,4 y el 0,2 respectivamente.

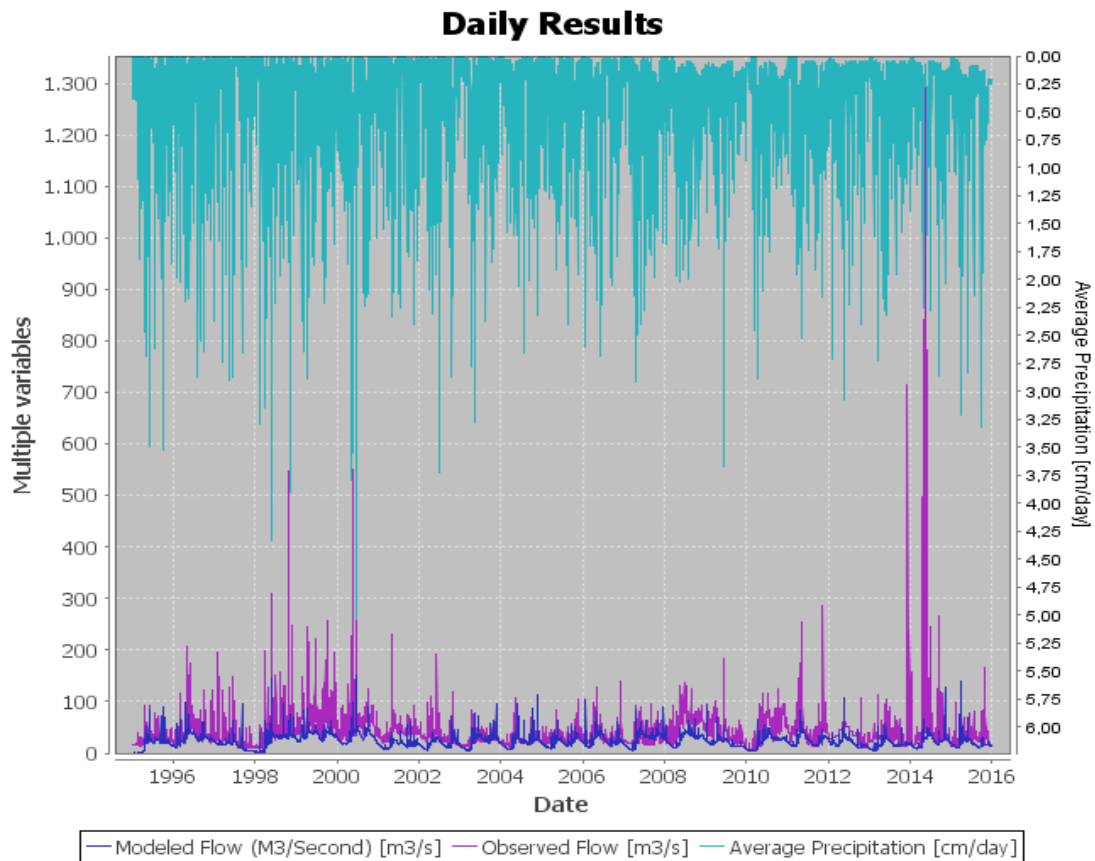


Figura 39. Grafica de Caudales Modelados Vs Observados

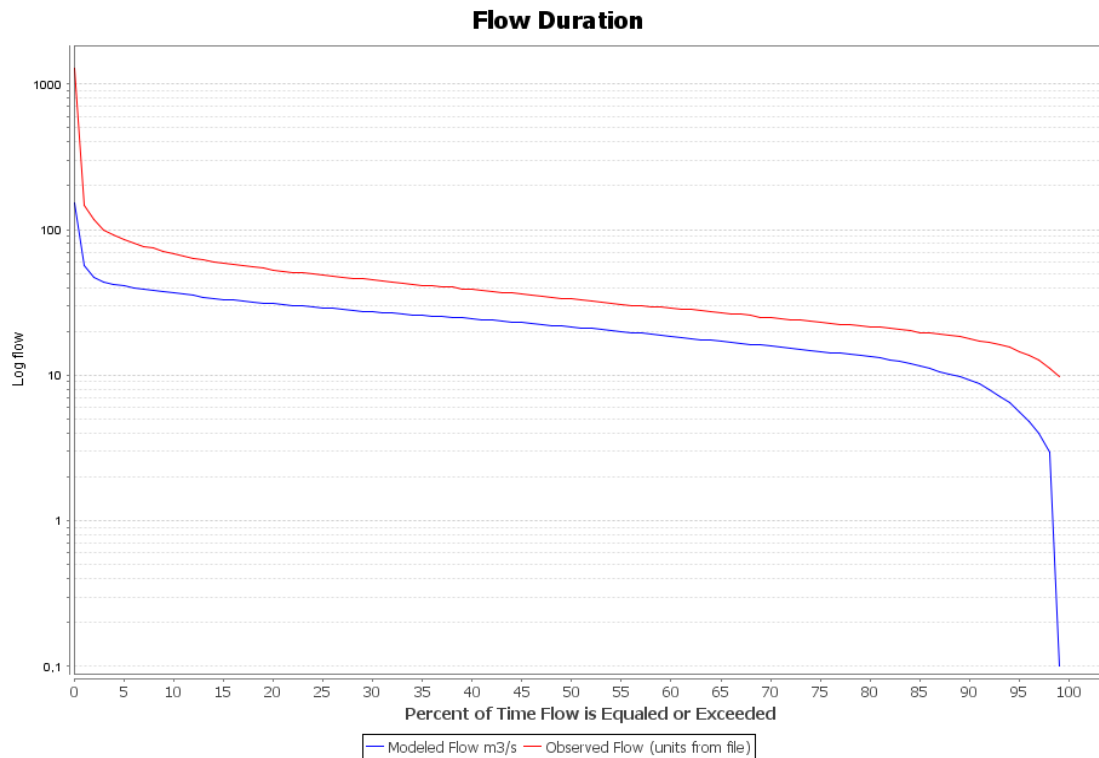


Figura 40. Curva de duración de caudales Modelados Vs Observados.

Igualmente, es preciso mencionar que, en las diferentes modelaciones para calibración, se realizó la variación del CN y de los valores de evapotranspiración y porcentajes de áreas impermeables, con el fin de obtener mayores niveles de escorrentía, sin llegar a valores notables como sí era el caso cuando se realizaron variaciones del coeficiente de permeabilidad, por lo que decidió mantener los valores por defectos establecidos por la herramienta.

A continuación, se presenta los resultados de los parámetros hidráulicos ajustados y los parámetros estadísticos obtenidos en la calibración.

En la Figura 41. Correlación de Caudales Modelados Vs Observados en modelo Calibrado. se presenta la correlación de los datos de caudal observados con los de caudal

modelados. En la Figura 42. Curva de duración de caudales Modelados Vs Observados en modelo Calibrado., y Figura 43. Grafica de Caudales Modelados Vs Observados en modelo Calibrado., se observa la curva obtenida de duración de caudales ya calibrados, así como el histórico de caudales modelados y observados.

Parámetro	Valor propuesto
CN	1
AWC	0,08
R Coefficient	0,029
Seepage	0,0005
Grow season ET Factor	1
Dormant season ET	1
Factor	
Impervious cover percent	1

Tabla 29. Parámetros hidráulicos definidos en calibración del Modelo.

Parámetro Estadístico	Valor obtenido
Overall volume error	-4,48
Correlation, r(-)	0,4
Modified Correlation, Rmod	0,21
Nash-Sutcliffe Efficiency, R ²	-0,14

Tabla 30. Parámetros Estadísticos de la modelación Calibrada en HYDROBID.

Una vez desarrollada la calibración del modelo, se obtuvieron los resultados de la modelación de la cuenca y se realizaron las modelaciones con pronósticos de cambio climático.

3.3. Modelo: Escenario Actual

A continuación, se exponen los resultados de la condición actual de la cuenca hasta el punto de la estación Limnigráfica Payande (21217070) con la cual se realizó la calibración del modelo.

En la Figura 44. Delimitación de cuenca hasta la estación de caudales Payande con base de datos LAC-AHD incluyendo estaciones Hidroclimatológicas., se representan las subcuencas drenantes hasta el punto de la estación de caudales mencionada y que corresponde al balance hídrico anual propuesto en la Tabla 32. Balance Hídrico de la Cuenca del río Coello hasta la estación Payande.

Los balances hídricos de las tablas 9, 10 y 12 están compuestos por las siguientes columnas que resumen los parámetros resultantes del modelo HydroBID y que se describen en la Tabla 31. Definición de parámetros calculados en los resultados del balance hídrico calculado por HydroBID..

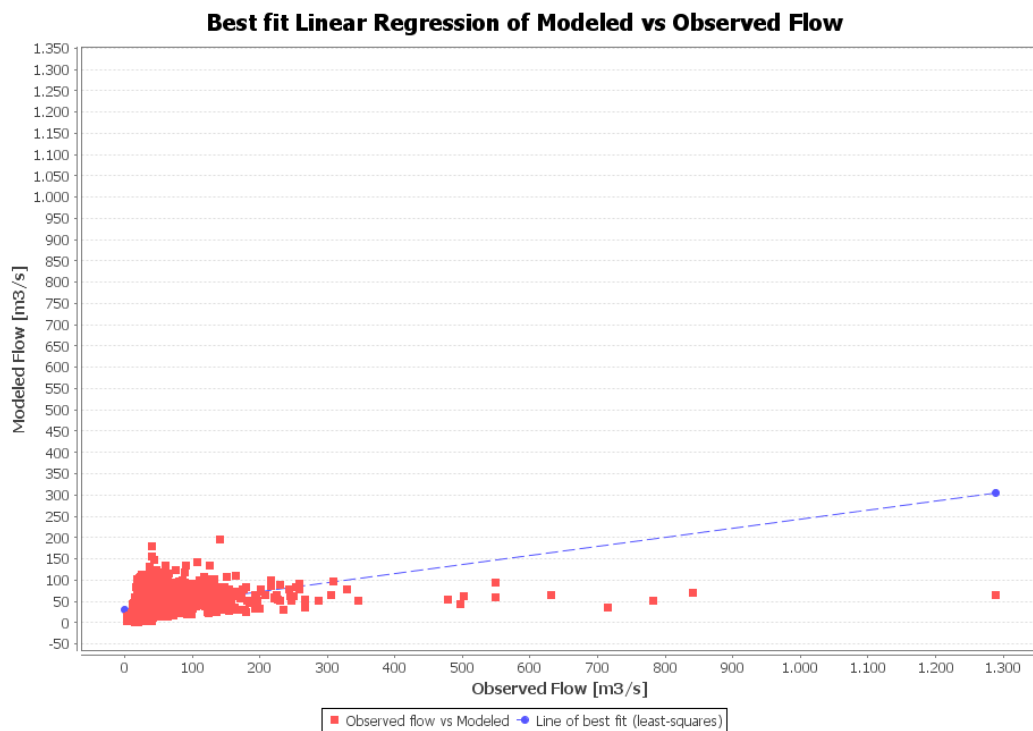


Figura 41. Correlación de Caudales Modelados Vs Observados en modelo Calibrado.

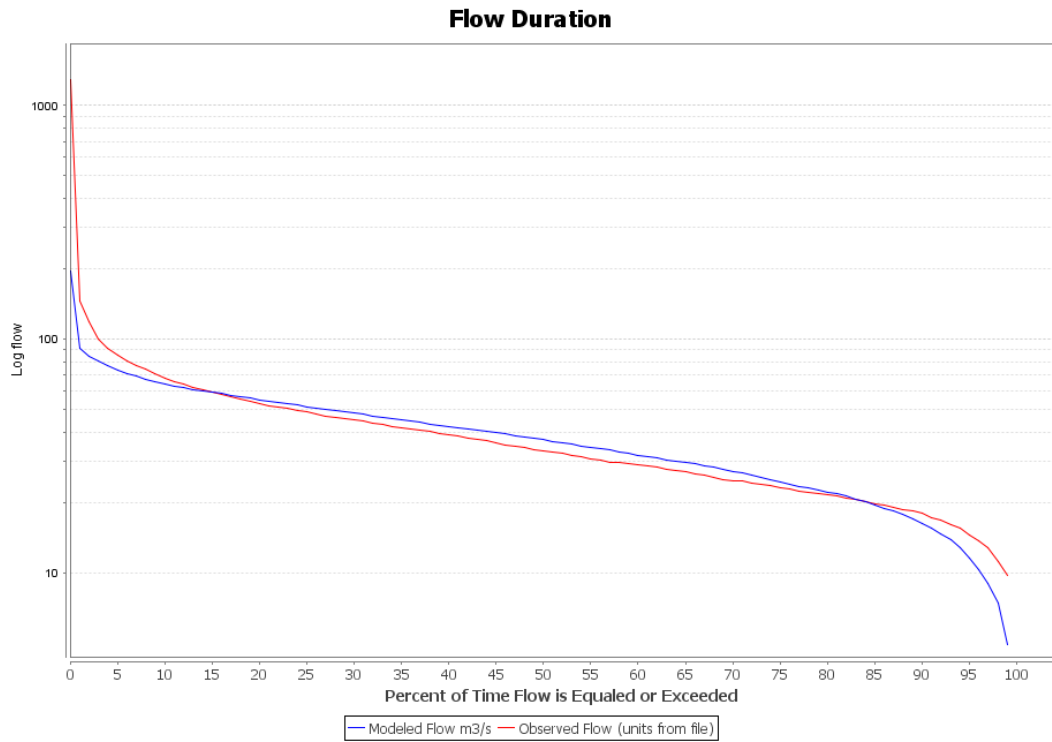


Figura 42. Curva de duración de caudales Modelados Vs Observados en modelo Calibrado.

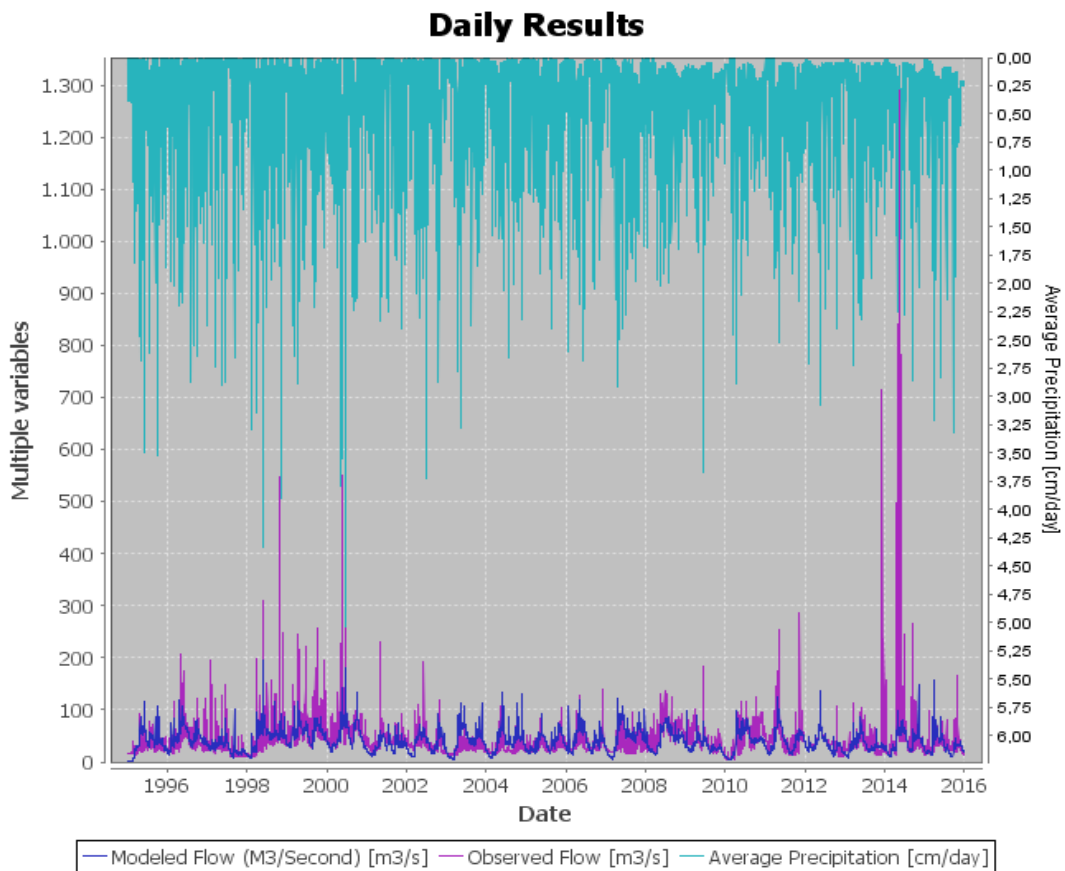


Figura 43. Grafica de Caudales Modelados Vs Observados en modelo Calibrado.

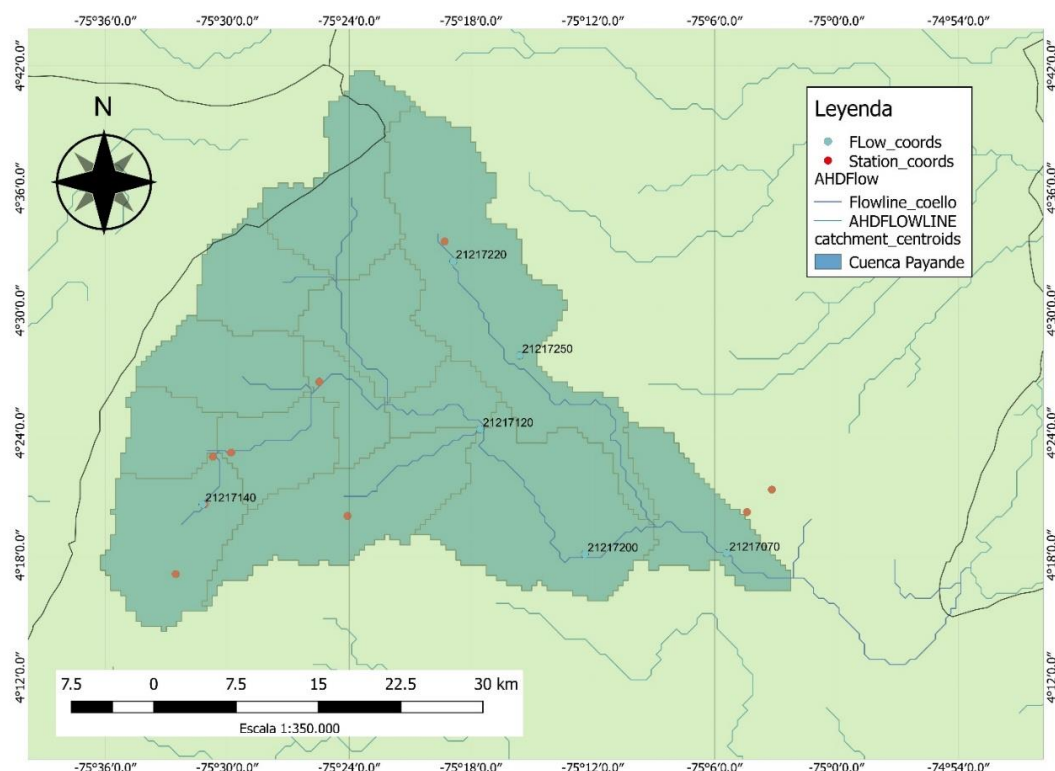


Figura 44. Delimitación de cuenca hasta la estación de caudales Payande con base de datos LAC-AHD incluyendo estaciones Hidroclimatológicas.

Parámetro	Definición
Rango de Datos	Corresponden al año o mes modelado en el cual se calculó el balance hídrico
Precipitación	Corresponde a la precipitación media anual en centímetros que se presentó sobre la cuenca de estudio
Evapotranspiración	Corresponde a la evapotranspiración media ocurrida sobre la cuenca en centímetros al año
Escorrentía	Valor correspondiente a la escorrentía media en centímetros al año sobre la cuenca estudiada
Volumen de agua subterránea al cauce	Corresponde al volumen de agua subterránea que ingresa al cauce en centímetros anuales
Flujo Total	Corresponde al flujo o caudal total a la salida de la cuenca estudiada en millones de metros cúbicos al año
% almacenamiento no saturado	Corresponde al porcentaje de almacenamiento en la zona no saturada
% almacenamiento saturado	Corresponde al porcentaje de almacenamiento en la zona saturada
Contribución red de Agua Subterránea	Corresponde a la contribución de la red de agua subterránea en la cuenca.
Recarga	Corresponde al valor de recarga en el acuífero en centímetros
Volumen de Error en Balance	Corresponde al volumen de error del balance hídrico calculado en porcentaje

Tabla 31. Definición de parámetros calculados en los resultados del balance hídrico calculado por HydroBID.

Rango de datos	Precipitación (cm)	Evapotranspiración (cm)	Escorrentía (cm)	Volumen de agua subterránea al cauce (cm)	Flujo total Millones m ³	% almacenamiento no saturado	% almacenamiento saturado	Contribución red de Agua Subterránea	Recarga	Volumen de Error en Balance
1995	2060,60	897,22	38,21	1041,97	1080,19	0,00	65,75	0,00	17,44	-2,00E-13
1996	2584,16	1033,08	40,65	1424,51	1465,16	10,56	51,52	0,00	23,85	-1,03E-12
1997	1620,63	801,50	22,84	863,98	886,83	-6,18	-75,99	0,00	14,46	-4,18E-13
1998	2625,68	1017,31	71,65	1450,27	1521,92	0,22	61,95	0,00	24,28	-8,09E-13

Rango de datos	Precipitación (cm)	Evapotranspiración (cm)	Esco rrent ía (cm)	Volumen de agua subterránea al cauce (cm)	Flujo total Millones m ³	% almacena miento no saturado	% almacena miento saturado	Contribución red de Agua Subterránea	Reca rga	Volumen de Error en Balance
1999	2840,67	1065,02	40,84	1695,65	1736,49	-1,38	12,15	0,00	28,39	-3,03E-12
2000	2626,52	1020,99	49,20	1560,84	1610,05	11,01	-41,66	0,00	26,13	-2,68E-12
2001	1959,64	924,75	35,57	966,23	1001,80	-6,47	23,38	0,00	16,18	-8,91E-13
2002	1969,36	876,66	33,59	1085,20	1118,79	-6,21	-38,05	0,00	18,17	3,73E-13
2003	2233,64	917,72	59,44	1232,28	1291,72	-0,33	3,90	0,00	20,63	-3,24E-12
2004	2137,87	935,49	55,46	1128,21	1183,68	1,59	-1,77	0,00	18,89	-1,90E-12
2005	2178,37	1000,14	36,44	1109,09	1145,52	-2,68	16,81	0,00	18,57	-1,18E-12
2006	2275,54	970,99	44,36	1247,18	1291,54	-0,91	-6,96	0,00	20,88	-1,52E-12
2007	2555,05	997,94	52,45	1436,08	1488,53	1,76	42,78	0,00	24,04	5,28E-13
2008	2460,35	1081,77	33,45	1361,06	1394,52	2,97	-41,69	0,00	22,79	-3,13E-12
2009	1989,08	1076,46	25,97	930,38	956,35	-2,12	-57,19	0,00	15,58	-4,18E-13
2010	2406,73	1079,00	36,53	1215,21	1251,74	1,76	53,88	0,00	20,34	-1,56E-12
2011	2396,31	1061,14	26,93	1275,90	1302,83	-10,79	21,77	0,00	21,36	2,33E-12
2012	1999,83	991,10	24,81	1027,39	1052,20	3,25	-63,91	0,00	17,20	-3,82E-13
2013	2079,67	1031,82	26,59	981,18	1007,77	-1,38	25,03	0,00	16,43	2,59E-13
2014	2288,56	1040,07	52,24	1189,57	1241,80	-3,64	-9,60	0,00	19,92	-7,92E-13
2015	1983,38	1003,64	47,44	932,90	980,34	5,42	-21,64	0,00	15,62	1,66E-12

Tabla 32. Balance Hídrico de la Cuenca del río Coello hasta la estación Payande.

Posteriormente, se realizó la modelación para la consecución de resultados hidrográficos a la salida de la cuenca en estudio, aclarando que lo ideal y aconsejable es contar con estaciones hidrográficas a la salida de esta, sin querer afirmar que la modelación sea errada, por no contar con registros como es el caso de la cuenca de salida del río Coello (Figura 45. Delimitación de la cuenca total del río Coello hasta su salida al río Magdalena con la base de datos LAC-AHD incluyendo estaciones Hydroclimatológicas.). Por lo anterior, es importante precisar que la herramienta HydroBID es un modelo de gestión de recursos hídricos y no de análisis hidrodinámicos, por lo que, aunque no se cuente directamente con una estación para calibración en la subcuenca estudiada o se presenten diferencias en los picos de caudales altos o bajos, si se cuenta con una buena coincidencia de la curva de duración caudales y parámetros estadísticos, con lo que se puede concluir que se está caracterizando de manera

adecuada el volumen de agua que transita por la cuenca, lo cual es el resultado deseado.

Por lo expuesto anteriormente, a continuación, se presentan en la Tabla 33. Balance Hídrico de la cuenca del río Coello hasta salida., los resultados del balance hídrico de la cuenca total del río Coello en su salida al río Magdalena. (subcuenca codificada 301529100, ver Figura 24. División e identificación de subcuencas del río Coello con la base de datos LAC-AHD.).

Del balance de la cuenca se puede destacar la correlación directa de la variación de precipitación con respecto al flujo total de la cuenca, tal y como se evidencia en la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**, en donde se representan los años con mayores incrementos de precipitación y por tanto de flujo. Los valores de precipitación media anual en la cuenca son del orden de 2641 centímetros, con una media de flujo de 1481 Mm³.

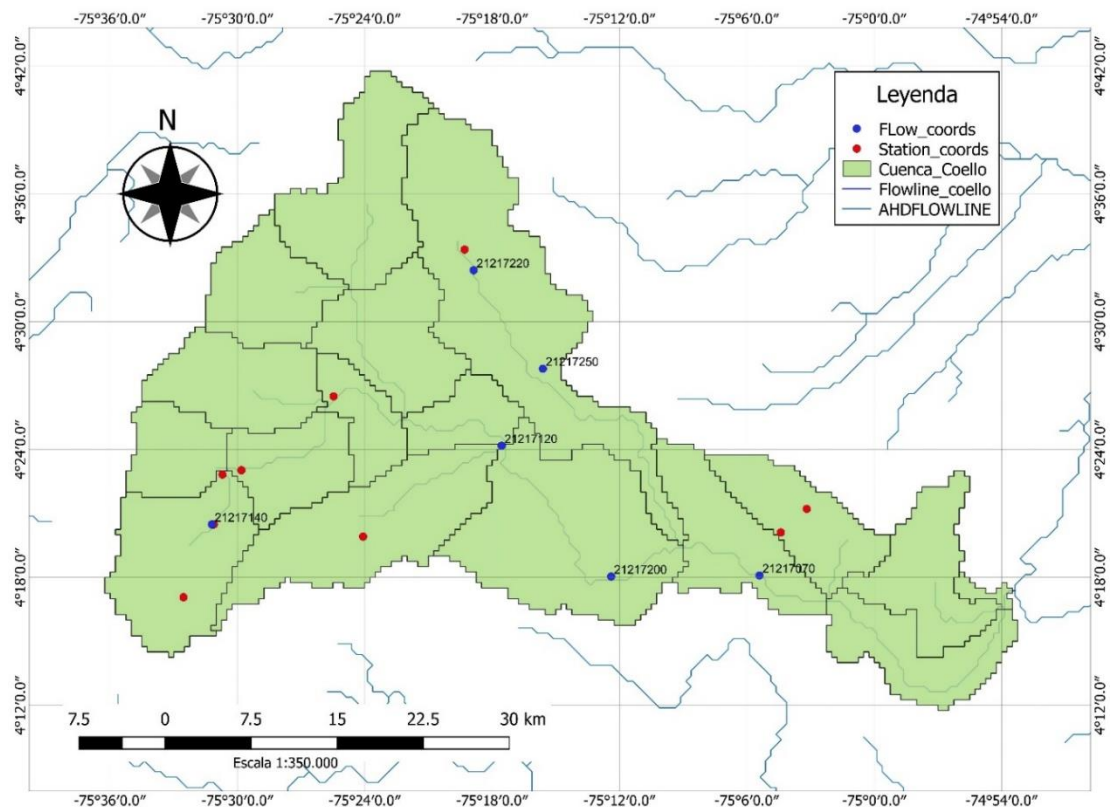


Figura 45. Delimitación de la cuenca total del río Coello hasta su salida al río Magdalena con la base de datos LAC-AHD incluyendo estaciones Hidroclimatológicas.

Rango de datos	Precipitación (cm)	Evapotranspiración (cm)	Escorrentía (cm)	Volumen de agua subterráneo a al cauce (cm)	Flujo total Millones m ³	% almacenamiento no saturado	% almacenamiento saturado	Contribución red de Agua Subterránea	Recarga	Volumen de Error en Balance
1995	2394,98	1023,45	98,95	1147,68	1246,63	0,00	102,23	0,00	22,68	7,82E-13
1996	2944,59	1173,88	100,30	1582,44	1682,74	10,56	45,75	0,00	31,67	-3,10E-12
1997	1894,96	904,11	72,14	977,37	1049,51	-4,00	-74,73	0,00	20,08	-1,23E-12
1998	3105,81	1167,55	180,66	1643,07	1823,73	-2,52	83,23	0,00	33,82	1,35E-12
1999	3276,09	1207,71	113,33	1908,56	2021,89	-1,38	8,94	0,00	38,93	2,25E-13
2000	2974,84	1147,55	109,31	1727,69	1837,01	11,01	-55,12	0,00	34,39	9,19E-13
2001	2356,19	1067,14	104,73	1113,12	1217,85	-5,86	53,62	0,00	23,45	-2,03E-12
2002	2401,41	1030,36	102,90	1287,27	1390,17	-7,82	-39,47	0,00	28,17	-2,30E-12
2003	2634,88	1041,16	143,39	1434,40	1577,79	-0,33	-14,38	0,00	30,64	-3,32E-12
2004	2529,32	1058,93	121,23	1321,19	1442,41	1,59	-2,05	0,00	28,44	-4,20E-12
2005	2580,67	1137,03	106,53	1290,80	1397,33	-2,68	21,42	0,00	27,56	-1,32E-12
2006	2691,91	1141,65	96,92	1438,05	1534,97	-0,96	-14,07	0,00	30,33	-5,23E-12
2007	2963,52	1122,36	123,42	1630,72	1754,14	3,94	49,41	0,00	33,68	2,01E-12
2008	2916,12	1240,10	114,24	1567,91	1682,15	0,48	-39,63	0,00	33,02	-1,56E-12
2009	2358,80	1215,62	77,44	1128,27	1205,70	-1,78	-86,11	0,00	25,37	-2,89E-12
2010	2840,97	1223,26	118,39	1401,07	1519,46	2,32	66,38	0,00	29,54	-4,73E-13
2011	2725,11	1206,51	69,87	1421,96	1491,83	-13,49	11,67	0,00	28,59	2,38E-12
2012	2305,00	1108,81	66,18	1169,87	1236,05	3,83	-67,94	0,00	24,25	-2,73E-14
2013	2432,92	1172,21	75,12	1137,83	1212,95	-2,51	26,09	0,00	24,18	1,14E-12
2014	2784,51	1204,36	155,23	1383,46	1538,69	-3,61	15,56	0,00	29,51	2,33E-12

2015	2364,97	1123,46	126,18	1117,31	1243,48	7,06	-33,78	0,00	24,75	4,12E-12
------	---------	---------	--------	---------	---------	------	--------	------	-------	----------

Tabla 33. Balance Hídrico de la cuenca del río Coello hasta salida.

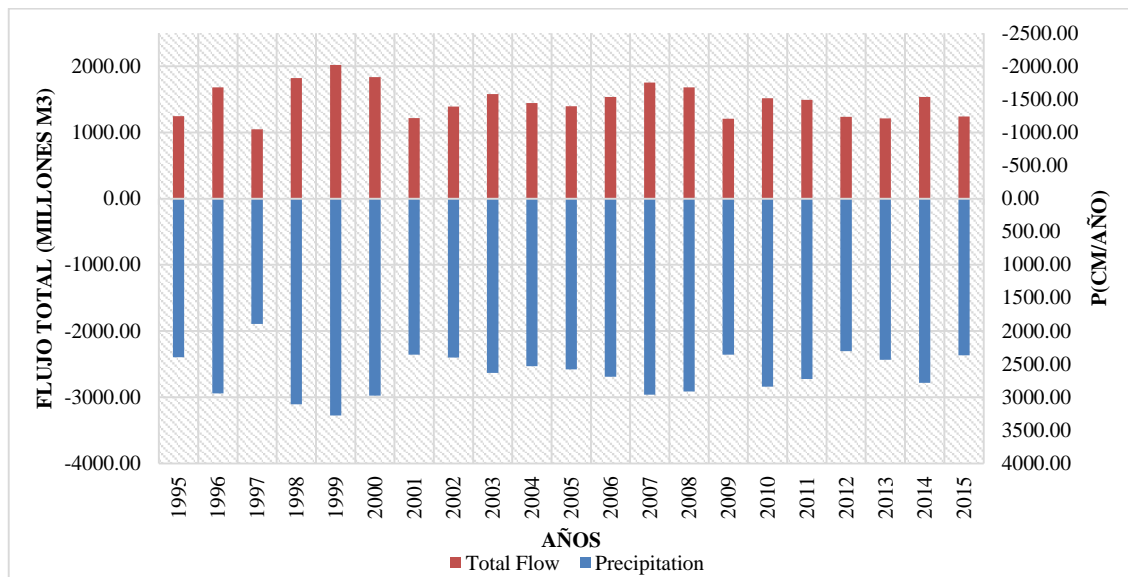


Figura 46. Balance de Caudal – Precipitación para la cuenca del río Coello en su Estado Actual.

Del mismo modo, en la Figura 47. Balance de humedad para la cuenca del río Coello en su Estado Actual., se observa el balance de humedad de la cuenca en las décadas modeladas, indicando una tendencia similar entre la evapotranspiración y la precipitación anual, con una media anual de evapotranspiración de 1129 centímetros contra los 2641 centímetros de precipitación ya mencionados.

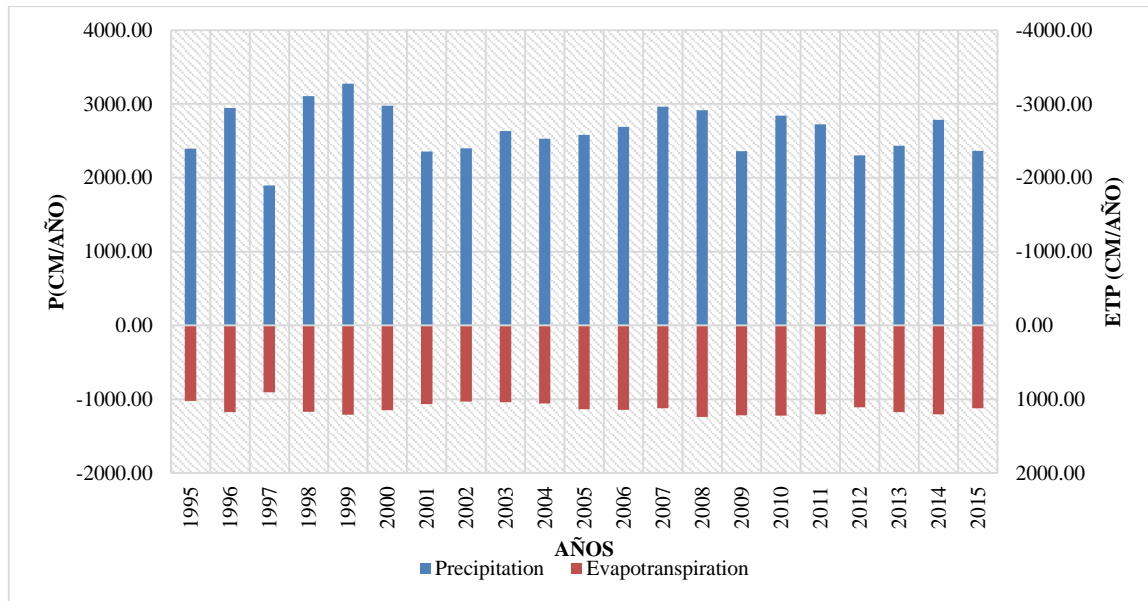


Figura 47. Balance de humedad para la cuenca del río Coello en su Estado Actual.

3.4. Escenario de Cambio Climático

Para el escenario de cambio climático, se realizaron las modelaciones considerando un aumento de la temperatura en los próximos años de 2°C, junto con un aumento y disminución de la precipitación de un 20%. A continuación, se presentan los resultados de dichas modelaciones, iniciando con

incremento de temperatura y precipitación (Escenario 1, Tabla 34. Balance Hídrico de la Cuenca del río Coello para el escenario 1 de cambio climático.), y posteriormente incremento de temperatura y disminución de precipitación (Escenario 2, Tabla 35. Balance Hídrico de la cuenca del río Coello para escenario 2 de cambio climático.).

Rango de datos	Precipitación (cm)	Evapotranspiración (cm)	Escorrentía (cm)	Volumen de agua subterránea al cauce (cm)	Flujo total Millones m ³	% almacenamiento no saturado	% almacenamiento saturado	Contribución red de Agua Subterránea	Recarga	Volumen de Error en Balance
1995	2873,98	1137,28	156,21	1425,36	1581,57	0,00	127,22	0,00	27,91	1,73E-12
1996	3533,51	1307,17	157,81	1961,25	2119,07	10,51	57,85	0,00	38,90	4,14E-12
1997	2273,95	1004,32	111,93	1228,86	1340,79	-4,05	-92,10	0,00	24,98	-3,46E-13
1998	3726,97	1300,56	281,43	2012,51	2293,94	-2,27	93,83	0,00	40,91	-5,37E-12
1999	3931,31	1348,62	182,46	2339,94	2522,39	-1,69	14,79	0,00	47,19	-4,76E-12
2000	3569,81	1280,73	179,43	2118,07	2297,50	11,20	-61,40	0,00	41,78	1,63E-12
2001	2827,43	1188,56	169,98	1387,69	1557,68	-6,36	58,66	0,00	28,89	6,82E-13
2002	2881,69	1149,83	166,59	1588,48	1755,06	-7,21	-50,23	0,00	34,22	1,49E-12
2003	3161,85	1164,39	225,88	1751,08	1976,96	-0,32	-15,96	0,00	36,78	-3,57E-12
2004	3035,19	1182,91	191,19	1627,19	1818,39	1,09	-1,72	0,00	34,52	-2,12E-12
2005	3096,81	1267,51	170,97	1599,45	1770,42	-2,66	27,94	0,00	33,60	-2,35E-12
2006	3230,30	1277,20	158,05	1774,83	1932,87	-0,25	-16,53	0,00	37,01	-2,88E-12
2007	3556,23	1253,50	203,61	1997,41	2201,02	3,49	57,50	0,00	40,71	-3,15E-12
2008	3499,35	1385,82	178,63	1938,58	2117,20	1,26	-45,24	0,00	40,31	3,59E-12
2009	2830,57	1363,25	125,24	1414,14	1539,38	-2,38	-100,92	0,00	31,23	-3,60E-12
2010	3409,16	1371,94	184,33	1736,73	1921,06	2,24	77,79	0,00	36,13	-1,44E-12
2011	3270,13	1345,51	118,99	1769,69	1888,68	-13,35	14,10	0,00	35,18	-7,09E-13
2012	2766,00	1241,10	108,76	1464,09	1572,85	3,52	-81,53	0,00	30,06	-2,68E-12
2013	2919,50	1308,96	121,60	1426,80	1548,40	-2,81	35,05	0,00	29,91	-5,18E-13
2014	3341,42	1353,63	231,55	1711,86	1943,41	-2,93	11,31	0,00	35,99	-1,22E-12
2015	2837,97	1264,53	192,55	1381,76	1574,30	7,28	-38,21	0,00	30,06	3,36E-12

Tabla 34. Balance Hídrico de la Cuenca del río Coello para el escenario 1 de cambio climático.

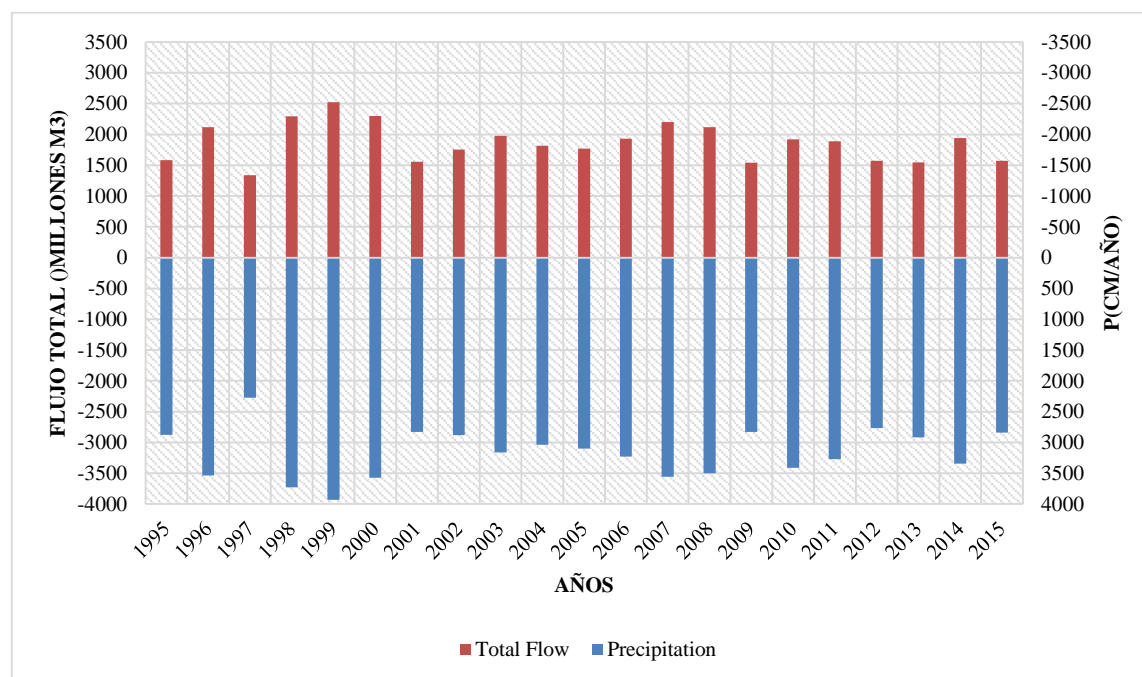


Figura 48. Balance de Caudal – Precipitación para la cuenca del río Coello en escenario 1.

Para el escenario de cambio climático número 1, se observa un flujo total promedio de 1870 Mm³/ año, con una precipitación media al año de 3170 centímetros. (Figura 48. Balance de Caudal – Precipitación para la cuenca del río Coello en escenario 1.). De la misma forma,

los resultados de evapotranspiración se encuentran en promedio de 1262 centímetros al año (Figura 49. Balance de humedad para la cuenca del río Coello en Escenario 1.). Lo anterior manteniendo sus correlaciones directas en cuanto a las variaciones de

precipitación anual, al igual que las condiciones actuales de la cuenca.

Para el escenario 2, se observan valores totales de flujo promedio de 929 Mm³ al año, con precipitaciones promedio de 2113 centímetros al año (Figura 50. Balance de Caudal –

Precipitación para la cuenca del río Coello en escenario 2.). Para la evapotranspiración calculada, se tiene un valor promedio anual 1165 centímetros.

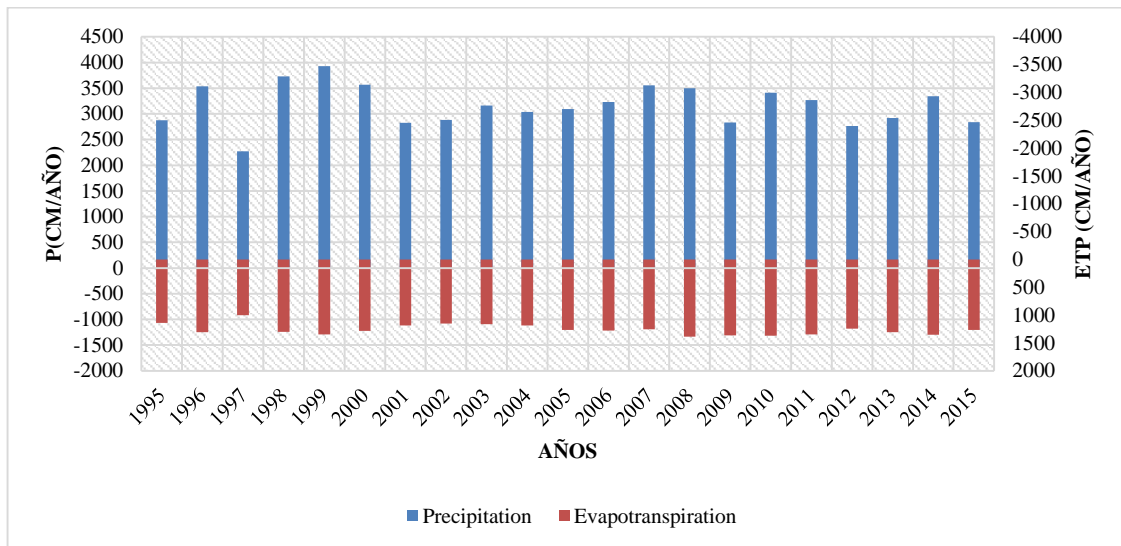


Figura 49. Balance de humedad para la cuenca del río Coello en Escenario 1.

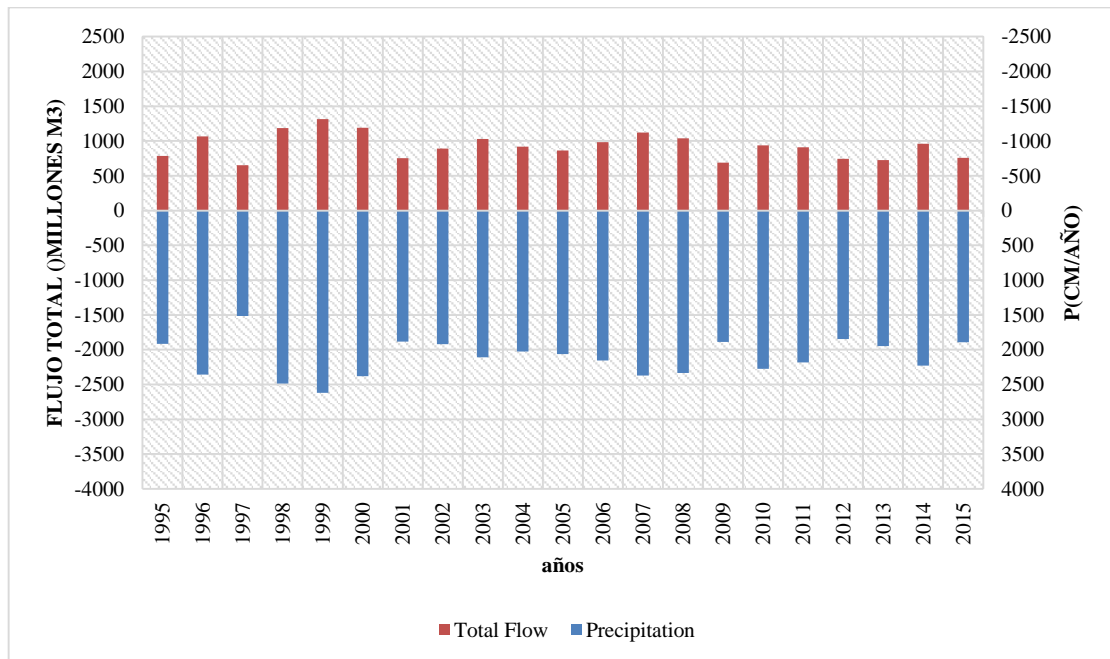


Figura 50. Balance de Caudal – Precipitación para la cuenca del río Coello en escenario 2.

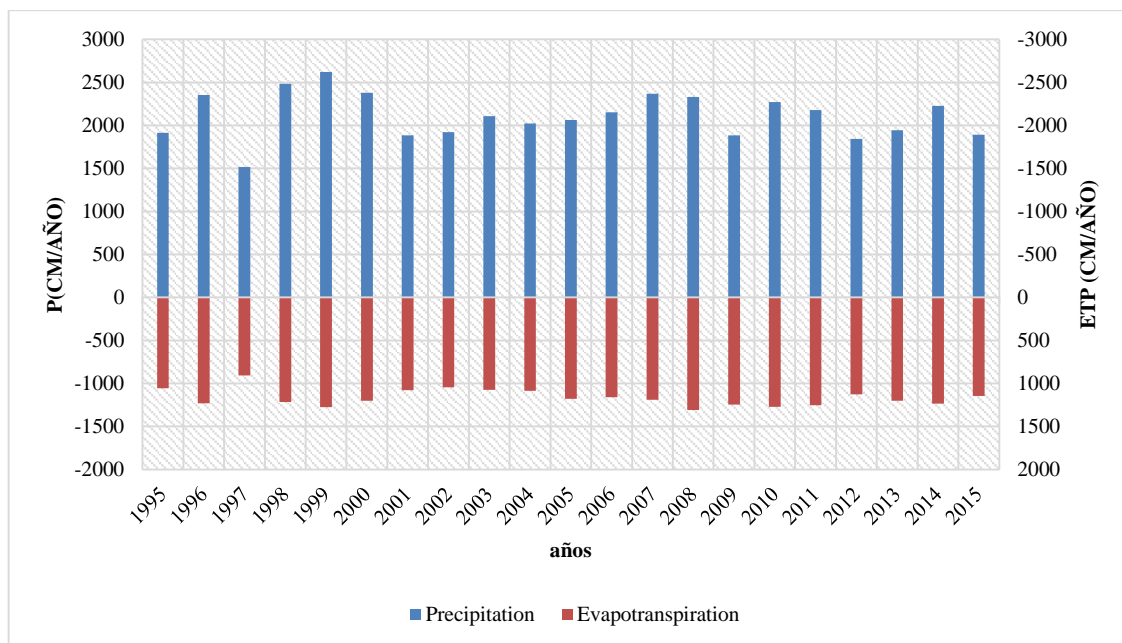


Figura 51. Balance de humedad para la cuenca del río Coello en escenario 2.

Rango de datos	Precipitación (cm)	Evapotranspiración (cm)	Esco rrent ía (cm)	Volumen de agua subterránea al cauce (cm)	Flujo total Millones m ³	% almacenamiento no saturado	% almacenamiento saturado	Contribución red de Agua Subterránea	Recarga	Volumen de Error en Balance
1995	1915,99	1053,60	53,77	731,60	785,37	0,00	62,30	0,00	14,72	-1,83E-12
1996	2355,67	1229,96	54,34	1009,75	1064,09	9,52	31,52	0,00	20,58	6,64E-13
1997	1515,97	905,14	43,03	608,06	651,09	-3,40	-49,61	0,00	12,75	6,46E-13
1998	2484,65	1217,02	98,66	1088,90	1187,56	-3,25	60,30	0,00	23,02	-2,73E-13
1999	2620,87	1276,61	61,01	1253,63	1314,64	-0,48	4,01	0,00	26,10	5,49E-13
2000	2379,87	1200,43	55,01	1134,24	1189,25	9,36	-42,12	0,00	22,97	1,26E-12
2001	1884,95	1078,34	54,36	699,66	754,01	-5,83	43,29	0,00	15,14	4,91E-13
2002	1921,12	1042,68	54,82	836,75	891,57	-5,50	-26,34	0,00	18,72	-8,73E-13
2003	2107,90	1073,37	78,92	948,43	1027,35	0,00	-13,61	0,00	20,79	-7,28E-14
2004	2023,46	1084,36	65,34	851,66	917,00	0,57	2,59	0,00	18,94	-5,12E-12
2005	2064,54	1176,28	55,47	809,39	864,85	-1,40	6,85	0,00	17,96	7,67E-13
2006	2153,53	1161,31	50,81	930,75	981,55	-0,05	-9,11	0,00	19,83	-2,54E-12
2007	2370,82	1187,97	61,02	1061,18	1122,20	3,05	35,22	0,00	22,37	-2,53E-12
2008	2332,90	1309,68	64,13	973,20	1037,33	-4,27	-30,98	0,00	21,14	-5,23E-13
2009	1887,04	1245,02	41,55	645,34	686,90	-0,38	-59,89	0,00	15,39	1,72E-12
2010	2272,77	1270,85	67,29	869,43	936,72	3,75	42,45	0,00	19,01	5,13E-12
2011	2180,08	1251,48	33,80	876,45	910,25	-11,90	12,21	0,00	18,03	9,69E-13
2012	1844,00	1125,38	34,57	708,17	742,74	1,07	-40,21	0,00	15,03	-2,23E-13
2013	1946,33	1200,95	39,09	684,41	723,50	-0,40	7,13	0,00	15,16	1,57E-12
2014	2227,61	1233,22	92,77	867,32	960,08	-3,62	18,82	0,00	19,11	-1,82E-12
2015	1891,98	1146,28	74,46	684,83	759,29	0,47	-29,94	0,00	15,88	2,27E-12

Tabla 35. Balance Hídrico de la cuenca del río Coello para escenario 2 de cambio climático.

4. DISCUSIÓN

Como punto de partida para la verificación de los resultados alcanzados, se obtuvieron y analizaron diferentes estudios realizados por el IDEAM y la Corporación Autónoma Regional del Tolima, sobre el territorio colombiano y, específicamente, sobre la cuenca del río Coello, observándose que la herramienta HydroBID logra una adecuada caracterización hidrográfica de la cuenca, con volúmenes de flujo bastante próximos a los observados en la estación Payande, siendo esta la estación más próxima a la salida de la cuenca en el río Magdalena.

Los resultados del balance hídrico correspondientes a la modelación del estado actual, dan cuenta de una oferta hídrica media de $804.017 \text{ m}^3/\text{km}^2/\text{año}$ equivalente a $25,50 \text{ l/s/km}^2$, lo que es bastante próximo a lo definido por el ENA 2014 (IDEAM, 2015), para la cuenca alta del río Magdalena, cuenca a la que pertenece el río Coello, con un valor para año medio de $769.077 \text{ m}^3/\text{km}^2/\text{año}$, equivalente a $24,39 \text{ l/s/km}^2$ (Figura 52. Rendimiento hídrico Total para condiciones de año medio en Colombia. Fuente. adaptado IDEAM,2015.). De igual manera, en la actualización del ENA 2018 (IDEAM ENA, 2018), se determinó, para la cuenca mayor del río Coello, una oferta hídrica para el año medio de $774.782 \text{ m}^3/\text{km}^2/\text{año}$ equivalente a $24,57 \text{ l/s/km}^2$. En dicho estudio, la oferta hídrica prevista para la cuenca total del río Magdalena se encuentra en promedio para año medio en $999.693 \text{ m}^3/\text{km}^2/\text{año}$, equivalente a

$31,70 \text{ l/s/km}^2$, por lo que, se puede considerar que, los valores propuestos por el modelo y su respectiva calibración se encuentran acordes con la realidad hídrica de la región andina colombiana y por ende de la cuenca mayor del río Magdalena.

Por otra parte, el dato reportado por la Corporación Autónoma Regional del Tolima sobre el caudal medio de la cuenca mayor del río Coello es de $31,25 \text{ m}^3/\text{s}$, equivalente a una oferta hídrica promedio de $16,96 \text{ l/s/km}^2$ (CORTOLIMA, 2004), bastante menor al calculado en la modelación con HydroBID y al definido por el IDEAM en el ENA 2014 (IDEAM, 2015). Hechos, datos o situación que puede ser objeto de discusión respecto a las fechas del estudio de CORTOLIMA, ya que fue realizado con información climatológica anterior al año 2004, por lo que la hipótesis que se consideró tiene una mayor periodicidad en los caudales extraordinarios de la última década por efectos del fenómeno ENSO en la región (ESRL, 2018), lo que generó un incremento en los promedios de caudales medios de la cuenca entre el año 2004 y 2015, y por ende una elevación en el promedio de la oferta hídrica de esta.

Lo anterior, fue corroborado con los registros obtenidos para la modelación y que se pueden ver reflejados en los caudales observados de la Figura 43. Grafica de Caudales Modelados Vs Observados en modelo Calibrado..

En cuanto a la escorrentía calculada por HydroBID, los resultados son bastante

acertados, sí se comparan con los valores propuestos por el ENA 2014 (IDEAM, 2015), donde los rangos para la región Andina, ubicación de la cuenca del río Coello, están entre 800 y 1500 milímetros en promedio para el año medio colombiano, contrastados con un valor promedio para las décadas analizadas en la cuenca de acuerdo con el modelo de 1084 mm (Figura 53. Escorrentía Media Anual para condiciones de año medio en Colombia. *Fuente.* adaptado de figura 2.8, IDEAM,2015.).

Por otra parte, obtenidos los resultados del módulo de cambio climático de HydroBID y analizados los dos escenarios propuestos, son evidentes las afectaciones provocadas por el incremento de la temperatura global en ambos escenarios, considerada en 2°C para la región en las próximas décadas, y a las variaciones de precipitación por efectos de los fenómenos recurrentes en la zona ecuatorial americana. Lo que conduce directamente a incrementos del flujo del cauce en el escenario de mayores precipitaciones y descensos del flujo aún más considerables en el escenario con menores precipitaciones y que se ve afectado por el aumento que sufre la evapotranspiración debido al incremento en la temperatura.

En la Figura 54. Comparativo de escenarios de Cambio Climático para los resultados de Flujo Total en la cuenca del río Coello. se observa el comportamiento del flujo total a la salida de la cuenca comparado entre los escenarios de cambio climático y el comportamiento actual de esta, donde, además de la variabilidad climática de los escenarios propuestos, se

observa una tendencia moderadamente decreciente de los flujos, lo que ya de por sí es una situación negativa considerando las posibles afectaciones a futuro, respecto al abastecimiento tanto de acueductos para las poblaciones de la cuenca como para los distritos de riego que hacen uso del recurso hídrico. Igualmente, se estiman las variaciones climáticas producto del fenómeno ENSO sobre la región, donde se observa la concordancia de incrementos de flujo en diferentes años con respecto a los registros realizados por la ESRL en la temperatura del océano pacifico (Figura 55. Total Multivariate ENSO Index Version 2 (MEI.v2). *Fuente:* adaptado de: <https://www.esrl.noaa.gov/psd/enso/mei/#ElNino>.)

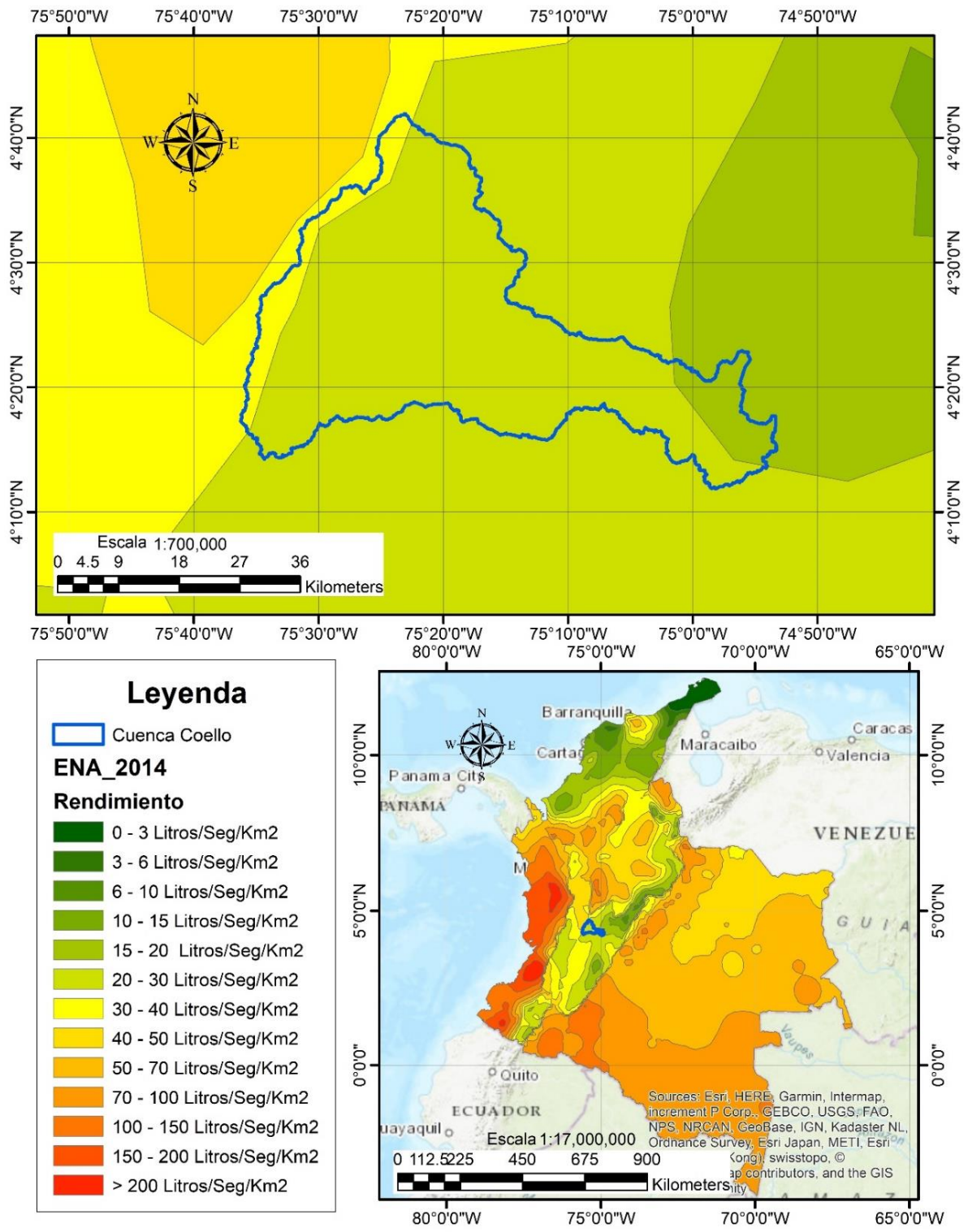


Figura 52. Rendimiento hídrico Total para condiciones de año medio en Colombia. Fuente. adaptado IDEAM,2015.

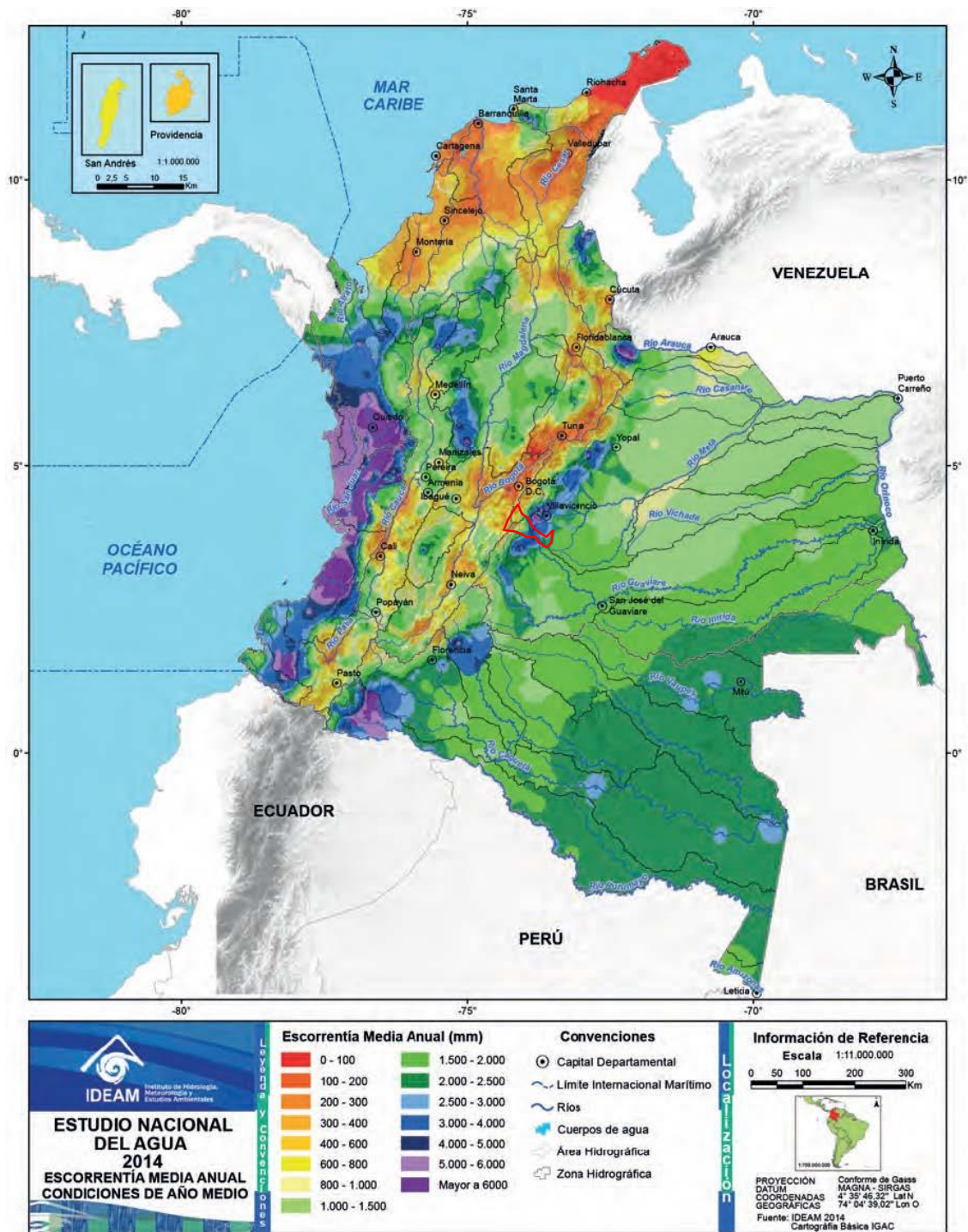


Figura 53. Escorrentía Media Anual para condiciones de año medio en Colombia. *Fuente.* adaptado de figura 2.8, IDEAM,2015.

Los años más representativos para el fenómeno ENSO con descensos de temperatura del océano pacífico y por ende incrementos de precipitaciones extraordinarias en la región colombiana

fueron, 1996, 1999, 2008 y 2011 (ESRL, 2018).

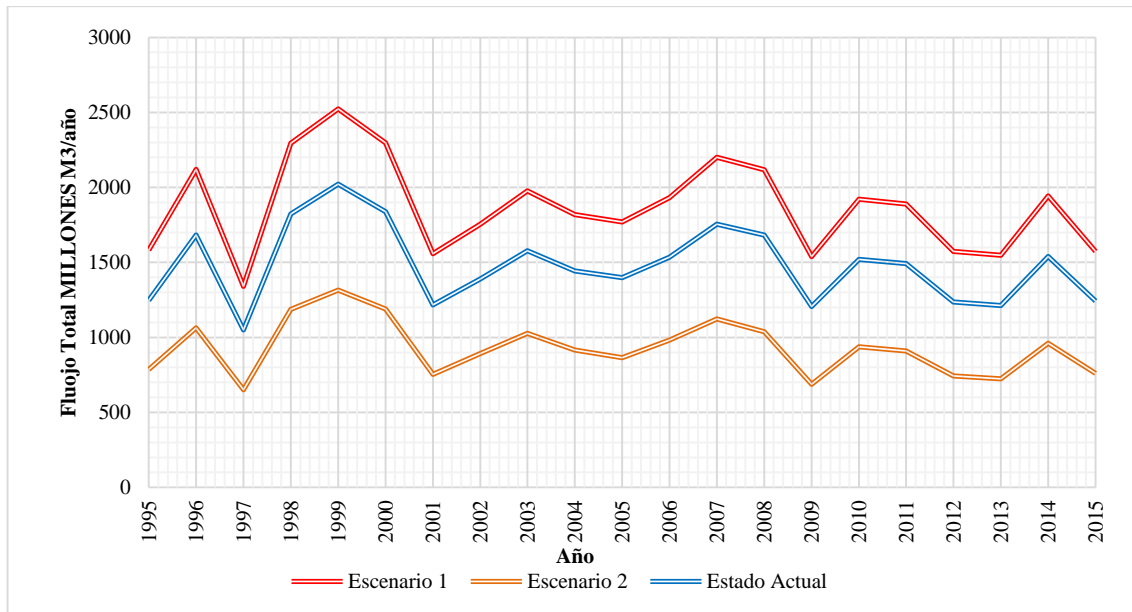


Figura 54. Comparativo de escenarios de Cambio Climático para los resultados de Flujo Total en la cuenca del río Coello.

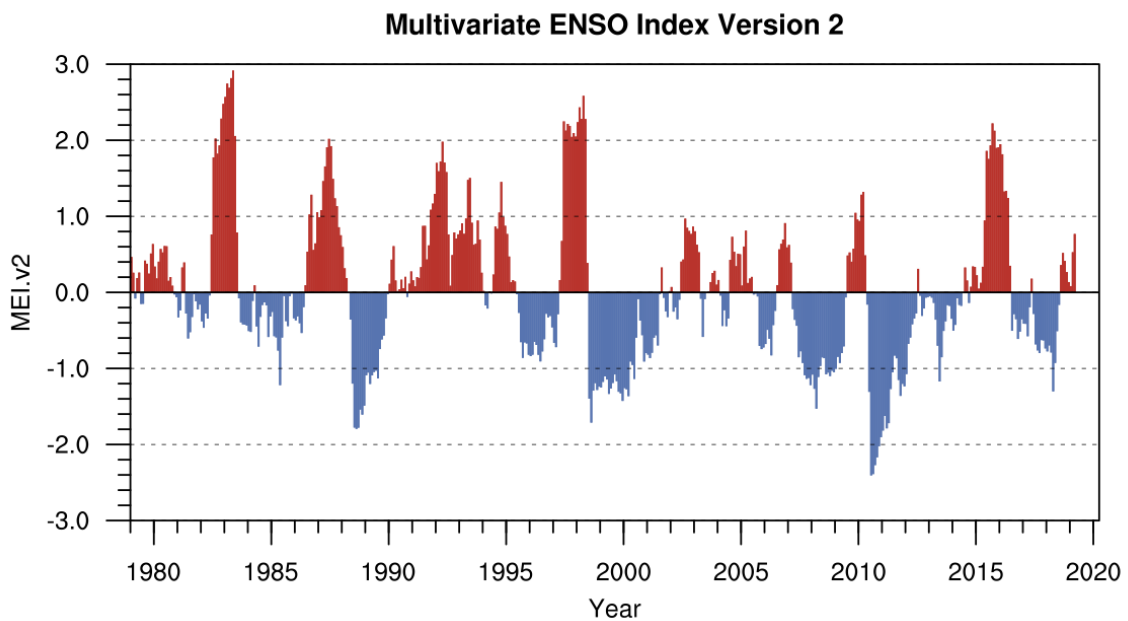


Figura 55. Total Multivariate ENSO Index Version 2 (MEI.v2). *Fuente:* adaptado de: <https://www.esrl.noaa.gov/psd/enso/mei/#ElNino>

Por otro lado, los resultados del escenario 1, dan cuenta de un incremento de Evapotranspiración de 12% con un aumento del flujo total de 26%, lo que indudablemente podría generar problemas en la hidrodinámica del cauce y sobre niveles tanto en caudales medios como en extraordinarios, lo que

llevaría a posibles amenazas de desbordamientos o inundaciones en zonas ribereñas (IDEAM ENA, 2018).

Los resultados del escenario 2 muestran un incremento de la evapotranspiración del 3% y descensos más considerables del flujo total de

la cuenca aproximadamente en un 38%, lo que resulta un valor bastante relevante a la hora de medir la oferta hídrica a futuro y que servirá para las evaluaciones de aprovechamiento del recurso hídrico. Con este escenario que, a juicio del autor, se consideraría el más probable de acuerdo con la tendencia decreciente de flujo del cauce y los pronósticos de cambio climático realizados por el IPCC (IPCC, 2014), la oferta hídrica caería en las próximas décadas a un valor aproximado de 504.343 m³/km²/año.

Por otra parte, de acuerdo con IDEAM, et al. (2015) se tiene previsto que, para el departamento del Tolima, donde se ubica la cuenca del río Coello, se presenten incrementos de temperatura en un rango de valores de 0,9 °C y 2,3°C entre los años 2011 – 2100, con incrementos de la precipitación media en el mismo periodo de 10,54% a 17,24%, con un pronóstico de mayor aumento de precipitación en la zona de Nivales entre el 30% y 40%, dándole mayor fuerza a la hipótesis del escenario 1. Por lo anterior, se podrían reflejar efectos de mayores escorrentías y aumento de zonas erosionables, al presentarse afectaciones en las coberturas de tierra actual causadas por incrementos de precipitaciones y temperatura.

Considerando los resultados analizados, es natural pensar que se requerirá una intervención, en un corto plazo, de las autoridades ambientales colombianas para considerar un plan de gestión y manejo integral de la cuenca, realizando programas

socio ambientales ante el cuidado y preservación del recurso hídrico en las comunidades de toda la cuenca, particularmente sobre los principales actores que se benefician y cuentan con procesos de explotación hídrica y minera en esta.

De igual manera, dentro de los programas de gestión de la cuenca se pueden tomar medidas de control como zonas de embalses, con el fin de laminar los efectos de crecientes extraordinarias que se podrían presentar ante el escenario 1 modelado, y contar con una regulación y reserva de caudales medios para zonas aguas abajo de los embalses o represas, lo que ayudaría en gran medida a la minimización de desabastecimiento para los beneficiarios del río.

5. CONCLUSIONES

La construcción y calibración del modelo HydroBID para la cuenca hidrográfica seleccionada con base en la información hidroclimatológica disponible fue favorable, logrando una calibración eficaz con volúmenes de error mínimos y aproximaciones altas en la correlación de los valores observados y los calculados por el modelo, dando así una confiabilidad alta en la respuesta del modelo respecto a la metodología de lluvia-escorrentía utilizada, a los parámetros de cobertura terrestre y tipo de suelo predefinidos y a la practicidad en su calibración, fundada en la modificación de parámetros hidrológicos e hidráulicos básicos.

Una vez analizados y discutidos los resultados del modelo HydroBID para la cuenca Coello, se puede establecer que dicha herramienta arroja resultados aceptables y concordantes para la caracterización actual de una cuenca hidrográfica colombiana, con márgenes de variación menores al 5% con respecto a estudios realizados para la cuenca y para la región hidrográfica del río Magdalena.

Respecto a los resultados de los escenarios de cambio climático sobre la cuenca, se pueden comprender las fortalezas de la herramienta HydroBID para la toma de decisiones inmediatas sobre la gestión de los recursos hídricos de una región, encaminados a la mitigación de impactos sobre las necesidades de poblaciones y territorios aferentes a las cuencas modeladas.

De igual manera, la ventaja de la disponibilidad de variación de valores como la temperatura y la precipitación, tanto de manera anual como mensual, que se encuentran ampliamente estudiados y analizados en los diferentes estudios de cambio climático a nivel regional y global, dan una confiabilidad importante de los resultados que se obtienen de la herramienta para así proponer medidas particulares de control.

BIBLIOGRAFÍA

- Breña, A., Jacobo M., 2006: Principios y fundamentos de la Hidrología Superficial. Universidad Autónoma Metropolitana, 289.
- Chow V., Maidment, D., Mays, L., 1994. Hidrología Aplicada, 584.
- CORTOLIMA, 2004: Proyecto Plan de Ordenación y manejo de la Cuenca hidrográfica mayor del río Coello – Convenio CORTOLIMA – CORPOICA – SENA. UNI. TOLIMA.
<https://www.cortolima.gov.co/contenido/ii-fase-diagnostico-r%C3%ADo-coello-0>
- DANE, 2018: Censo Nacional de población y Vivienda 2018, Colombia.
<https://sitios.dane.gov.co/cnpv-presentacion/src/#donde00>
- ESRL, 2018: El Niño/*Southern Oscillation* (ENSO),
<https://www.esrl.noaa.gov/psd/enso/mei/#ElNiño>
- Haith, D.A., R. Mandel, R., and R.S. Wu. 1996. *Generalized Watershed Loading Functions. Version 2.0 User's Manual*. 64.
<http://sp.hydrobidlac.org/>
<https://www.hec.usace.army.mil/software/hec-hms/>
- IDEAM, 2013: Zonificación y codificación de unidades hidrográficas e hidrogeológicas de Colombia, Bogotá, D. C., Colombia. 47.
- IDEAM, 2015: Estudio Nacional del Agua 2014. Bogotá, D.C. 496.
- IDEAM, 2017: Atlas Climatológico de Colombia. Bogotá, D.C. 266.
- IDEAM, 2018. Protocolo de modelación hidrológica e hidráulica, Bogotá, D.C. 59.
- IDEAM, ENA 2018: Estudio Nacional del Agua 2018. Bogotá, D.C. 452.
- IDEAM, PNUD, MADS, DNP, CANCELLERÍA, 2015: Nuevos Escenarios de Cambio Climático para Colombia 2011-2100 Herramientas Científicas para la Toma de Decisiones– Enfoque Nacional – Departamental: Tercera Comunicación Nacional de Cambio Climático. Bogotá, D.C. 60.
- IDEAM, Tomo 1, 2015: Colombia afectada por El Niño y la Niña en el periodo 2012 a 2014 y proyecciones climáticas a 90 años. Bogotá, D. C. 100.
- IPCC, 2014: Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo principal de redacción, R.K. Pachauri y L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Ginebra, Suiza, 157.
- Montealegre J. E.; (1990) Técnicas Estadísticas aplicadas en el manejo de datos Hidrológicos y Meteorológicos, Bogotá, 45.

- Ochoa, T., 2011. Hidraulica de Ríos y Procesos Morfológicos, 704.
- Pascual, J., Diaz, M., 2016. Guía práctica sobre la modelación hidrológica y el modelo HEC – HMS, 155.
- Pizarro, R., González, P., Wittersshein, M., Saavedra, J., Soto, C., 1993. Elementos técnicos de hidrología III. Proyecto regional mayor sobre uso y conservación de recursos hídricos en áreas rurales de América latina y el caribe. Universidad de Talca, 135.
- SPOC HydroBID. (2019) Curso HydroBID: Herramienta para el manejo y planificación del recurso hídrico en América Latina y el Caribe
- UNDP. 2018: *Human Development Indices and Indicators 2018 Statistical Update. United Nations Development Programme*, New York, USA. 123.

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ
Y
UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS



**MASTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS**

PROYECTO DE FIN DE MASTER

**Análisis mediante técnicas de teledetección de las
necesidades hídricas para la agricultura en la cuenca del
río Mendoza (Argentina).**

AUTOR:
María Verónica Vélez

DIRECTOR:
Dr. Francisco Carreño Conde

Alcalá de Henares, 1 de diciembre de 2019

ÍNDICE

RESUMEN	225	1.6.1. Cálculo de las necesidades netas de riego:	239
1. INTRODUCCIÓN	226	1.6.2. Cálculo de las necesidades brutas de riego	239
1.1. Formulación del Problema y justificación	226	1.7. Relación Ke-NDVI	239
1.2. Objetivos del Trabajo	227	2. MATERIALES Y MÉTODOS	240
1.2.1. Objetivo General	227	2.1. Materiales	241
1.2.2. Objetivos Específicos	227	2.1.1. Selección de cultivos de referencia	241
1.3. Antecedentes	228	2.1.1.1. Cultivo de vid	241
1.3.1. Descripción del área de estudio	228	2.1.1.2. Cultivo de ajo	242
1.3.1.1. Localización espacial	228	2.1.2. Datos meteorológicos	243
1.3.2. Climatología y Fisiografía	230	2.1.3. Imágenes satelitales	245
1.3.2.1. Precipitación	230	2.2. Metodología	247
1.3.2.2. Temperaturas	230	2.2.1. Selección de los valores de K _{cb}	247
1.3.2.3. Humedad ambiental	230	2.2.2. Corrección climática de los K _{cb med} y K _{cb fin}	247
1.3.2.4. Vientos	230	2.2.3. Procesamiento de las imágenes satelitales Landsat 8	248
1.3.2.5. Insolación	230	2.2.4. Cálculo de los IV.	249
1.3.3. Hidrografía	230	2.2.5. Cálculo de los K _{cb} , para las fechas de las imágenes satelitales	252
1.3.4. Relieve	231	2.2.6. Cálculo de los Ke a partir de los NDVI	252
1.3.5. Usos del agua en la cuenca	231	2.2.7. Dependencia entre variables	252
1.3.6. Desarrollo Agrícola	232	2.2.8. Verificación de los valores de K _{cb} , Ke y K _c	252
1.3.7. Situación Socio económica	232	3. RESULTADOS	254
1.4. Cálculo de las necesidades hídricas de los cultivos. Metodología K _c -E _{to} :	232	3.1. Valores de K _{cb} corregidos	254
1.4.1. Cálculo de E _{T_o}	233	3.2. Cultivo de Vid	254
1.4.2. Cálculo de E _{T_c}	234	3.3. Cultivo de Ajo	258
1.4.3. Cálculo de K _C	234	4. DISCUSIÓN	261
1.4.3.1. Enfoque coeficiente único de cultivo	235	5. CONCLUSIÓN	264
1.4.3.2. Enfoque coeficiente dual de cultivo	236	BIBLIOGRAFÍA	268
1.5. Técnicas de teledetección para calcular Índices de Vegetación (IV).	236	ANEXOS	271
1.5.1. Índice de Vegetación Normalizado (NDVI):	237		
1.5.2. Índice de vegetación ajustado con el suelo (SAVI)	237		
1.5.3. Índice de Vegetación Mejorado (EVI)	238		
1.6. Relaciones K _{cb} -IV	238		

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Usos hídricos concesionados con equivalencia superficial en la cuenca del río Mendoza. Tomado de Departamento General de Irrigación, 2015.	231
Tabla 2. Superficie Cultivada en la cuenca del río Mendoza. Tomado de Instituto de Desarrollo Rural, 2018.	232
Tabla 3. Fenología de la vid variedad Malbec en la cuenca del río Mendoza (Dato inédito, Bodega Doña Paula).	242
Tabla 4. Fenología del cultivo de ajo Morado Chino en la cuenca del río Mendoza. (Dato inédito, Finca Puente).	243
Tabla 5. Datos meteorológicos utilizados en la corrección climática de Kcb.	244
Tabla 6. Bandas espectrales desde 1 a 11 pertenecientes al satélite Landsat 8.	246
Tabla 7. Imágenes satelitales Landsat 8 utilizadas en el cultivo de ajo.	248
Tabla 8. Imágenes satelitales de Landsat 8 utilizadas en el cultivo de vid.	249
Tabla 9. Comparación de los Kcb corregidos respecto a los Kcb teóricos.	254
Tabla 10. Matriz de correlación de Kcb, NDVI, SAVI y EVI. Ciclo productivo 2014-2015 en vid.	254
Tabla 11. Matriz de correlación de Kcb, NDVI, SAVI y EVI. Ciclo productivo 2015-2016 en vid.	255
Tabla 12. Matriz de correlación de Kcb, NDVI, SAVI y EVI. Ciclo productivo 2016-2017 en vid.	255
Tabla 13. Obtención de las necesidades hídricas de riego a partir de los valores NDVI en vid. Ciclos productivos 2014-2015, 2015-2016 y 2016-2017.	258
Tabla 14. Matriz de correlación de Kcb, NDVI, SAVI y EVI. Ciclo productivo 2017 en ajo.	259
Tabla 15. Obtención de las necesidades hídricas de riego a partir de los valores NDVI en ajo.	261
Tabla 16. Secuencia temporal de imágenes satelitales en cultivo de vid. Ciclo productivo 2014-2015.	271
Tabla 17. Secuencia temporal de imágenes satelitales del cultivo de vis. Ciclo 2015-2016.	272
Tabla 18. Secuencia temporal de imágenes satelitales en cultivo de vid. Ciclo productivo 2016-2017.	272
Tabla 19. Secuencia temporal de imágenes satelitales en cultivo de ajo. Ciclo productivo 2017.	273

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización de la zona de estudio situada en la cuenca del río Mendoza. 229

Figura 2. Curva de Coeficiente de cultivo. Tomado de Guía N°56 FAO. 235

Figura 3. Curva de coeficiente basal de cultivo. Tomado de Guía No 56 FAO. 236

Figura 4. Parcela de estudio con cultivo de vid. 241

Figura 5. Parcela de estudio con cultivo de ajo. 242

Figura 6. Ubicación geográfica de las parcelas en estudio y de las estaciones Meteorológicas consideradas. 245

Figura 7. Promedios de NDVI, SAVI y EVI del cultivo de vid en los ciclos de cultivo 2014-2015, 2015-2016 y 2016-2017. 250

Figura 8. Promedios de NDVI, SAVI y EVI del cultivo de ajo en el ciclo de cultivo 2017. 251

Figura 9. NDVI determinados durante la temporada 2016-2017 en el cultivo de vid. 251

Figura 10. EVI determinados durante la temporada 2017 en el cultivo de ajo. 251

Figura 11. Curva de Kcb para cultivo de vid en la provincia de Mendoza. 255

Figura 12. Evolución de los índices NDVI, SAVI y EVI en vid. Ciclos productivos 2014-2015, 2015-2016 y 2016-2017. 256

Figura 13. Relación lineal entre Kcb y cada uno de los IV estimados en cultivo de vid. 257

Figura 14. Curva de Kcb para cultivo de ajo en la provincia de Mendoza. 259

Figura 15. Evolución temporal de los índices NDVI, SAVI y EVI en ajo Ciclo 2017. 260

Figura 16. Relación lineal entre Kcb y cada uno de los IV estimados en cultivo de ajo. 260

TABLA DE ABREVIATURAS

AIF	Índice de Área Foliar
DGI	Departamento General de Irrigación
EVI	Índice de Vegetación Mejorado
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación
Ha	Hectáreas
IDR	Instituto de Desarrollo Rural
INA	Instituto Nacional del Agua
INV	Instituto Nacional de Vitivinicultura
INDEC	Instituto Nacional de Estadísticas y Censos.
IV	Índice de Vegetación
NIR	Banda del Infrarrojo cercano
NDVI	Índice de Vegetación Normalizado Banda rojo
SAVI	Índice de vegetación ajustado con el suelo

RESUMEN

La evapotranspiración es el proceso de la vegetación que determina las necesidades hídricas de los cultivos que se desarrollan en una cuenca. En el caso concreto de la cuenca del río Mendoza, las estimaciones de la evapotranspiración se realizan con el método descrito en la guía FAO-56 mediante la aplicación de valores estándar de evapotranspiración para cultivos (K_c). Esto hace que se trabaje con valores de necesidades hídricas aproximadas, ya que en su cálculo no se consideran el efecto que ejercen las variables meteorológicas sobre el valor de la K_{cb} .

Para mejorar el cálculo de la K_{cb} , en este trabajo se ha combinado la metodología FAO-ET_c, con la metodología propuesta por Calera et al., (2004) para estimar K_{cb} mediante técnicas de teledetección, más las relaciones lineales entre NDVI-fc y fc- K_e propuestas por Cuesta et al., (2005) y Johnson et al., (2012), más información provenientes del ciclo fenológico de los dos cultivos predominantes en el área de estudio (la vid y el ajo) y variables climáticas reinantes en la región, todo esto concluyó en la creación de una nueva metodología de cálculo adaptada a las características de la cuenca del río Mendoza de manera tal, que permite mejorar el cálculo de la K_{cb} y K_e , lo que lleva a obtener estimaciones de las necesidades hídricas más ajustadas.

Para el estudio se utilizaron un total de 25 imágenes multiespectrales del satélite Landsat 8 (sensor OLI) del que se obtuvieron diferentes índices de vegetación para relacionarlos con los K_{cb} , con las que se realizaron el cálculo de las necesidades hídricas de los cultivos a partir de los NDVI determinados. También se extrajeron datos correspondientes a los ciclos fenológicos obtenidos a través seguimientos de campo en las dos parcelas de estudio.

Los resultados muestran que para el cultivo de vid, el índice de vegetación NDVI es el que mejor explica la variabilidad de K_{cb} con un coeficiente de determinación de 0,9; y en el caso del cultivo del ajo, el índice EVI es el que mejor explica la variabilidad del K_{cb} con coeficiente de determinación de 0,77. Los volúmenes de necesidades hídricas anuales de los cultivos fueron de 5700 m³/ha/año para vid y de 5000 m³/ha/año para el ajo, resultando ser valores intermedios a los propuestos por otros autores.

En consecuencia, la utilización de los IV para estimar el coeficiente basal de cultivo K_{cb} y el coeficiente de suelo K_e , resulta ser una técnica adecuada para obtener de manera indirecta las necesidades hídricas de la agricultura de la región

1. INTRODUCCIÓN

El agua es un recurso natural único y vital para la vida. Su abundancia en términos de agua de mar ha transmitido a lo largo de la historia la idea errónea de ser un recurso inagotable, provocado un aumento desmedido del consumo de agua dulce produciendo desequilibrios en los balances hídricos en diversas regiones del mundo. Así mismo su cantidad y calidad está directamente relacionada con el desarrollo social y económico de los núcleos poblacionales. En efecto, según la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, sostiene que a finales del siglo XX la agricultura empleaba en promedio el 70 por ciento de toda el agua utilizada en el mundo, y estiman que en el año 2030 el agua destinada a riego aumentará en un 14 por ciento (FAO, 2011).

De manera que resulta interesante avanzar sobre el estudio e incorporación de nuevas herramientas que permitan mejorar la gestión de los recursos hídricos, especialmente en las regiones desérticas y semidesérticas como lo es la provincia de Mendoza donde se plantea éste trabajo.

Por consiguiente, el uso de imágenes satelitales (teledetección) como herramienta principal para la supervisión de los cultivos, permite mejorar notablemente la capacidad de observación del territorio, así como también el nivel de detalle y la frecuencia de muestreo, condiciones imposibles de lograr

con metodologías de recorridos en terreno (Balbontín et al., 2016).

1.1. Formulación del Problema y justificación

La provincia de Mendoza (Argentina) depende del recurso hídrico que se origina por la fusión de la nieve que precipita en la Cordillera de Los Andes. Este proceso de fusión nival comienza en la primavera (desde fines de agosto hasta principios de octubre) y su finalización depende de la cobertura y espesor del manto nival (Boninsegna, 2014).

Al mismo tiempo, las precipitaciones pluviales en el llano son de 200 mm/anales y el tipo de agricultura que se practica es el ciento por ciento bajo riego. Esta situación hace que el desarrollo socioeconómico de la provincia se encuentre íntimamente ligada a la disponibilidad y la correcta gestión del recurso hídrico (Jofré, 2012). En tal sentido, las medidas que se aplican para el mejor aprovechamiento del agua que transportan los ríos de la provincia son: 1) la regulación de los ríos a través de embalses, y 2) la elaboración de pronósticos de escurrimientos. Estos últimos tienen por función poner en conocimiento a los usuarios sobre la perspectiva hídrica para períodos que comprenden desde el mes de octubre hasta el mes septiembre del año siguiente. Es decir, permiten estimar los caudales medios mensuales que se pueden esperar en cada uno de los ríos de la

provincia y que serán susceptibles de ser repartidos entre los diversos usos, pero no aportan información respecto a las necesidades hídricas de la agricultura de la provincia (DGI, 2017).

Esta manera de gestionar el recurso hídrico deja en evidencia tres problemas: 1) se gestiona concentrando la atención en la oferta hídrica; 2) la aplicación del concepto de “balance hídrico de cuencas” muestra no estar del todo desarrollado, toda vez que no solo es necesario el conocimiento de la oferta hídrica mediante el aforo de ríos, sino también la demanda hídrica que incluye la cantidad de agua requerida según el tipo de suelo, método de riego y la naturaleza de los cultivos, 3) los organismos que se encuentran vinculados en la gestión del recurso hídrico provincial no han acordado una metodología común para el cálculo de las necesidades de agua para riego.

En una provincia que al 1 de noviembre de 2017 se encontraba transitando su octavo año consecutivo de emergencia hídrica (DGI, 2017), la mejora en la utilización de los volúmenes de agua destinados a la agricultura de riego es fundamental para afrontar con éxito los futuros escenarios de escasas hídrica pronosticados.

En tal sentido, este trabajo propone aplicar en la cuenca del río Mendoza una metodología para la estimación de las necesidades hídricas de los cultivos, que nace de combinar la metodología FAO-Kcb

creada para estimar la evapotranspiración de los cultivos, con la técnica para elaborar series temporales de imágenes satelitales con el fin de determinar la relación lineal de Kcb-NDVI propuesta Calera et al.,(2014); más las relaciones lineales entre Ke-fc y fc-NDVI determinadas por Cuesta et al., (2005) y Johnson et al., (2012). Este nuevo procedimiento de cálculo permitirá estimar con mayor precisión las necesidades de riego y aportar información valiosa para el desarrollo de los futuros balances hídricos de la cuenca del río Mendoza.

1.2. Objetivos del Trabajo

1.2.1. Objetivo General

El objetivo de este trabajo consiste en aplicar una metodología basada en técnicas de teledetección, mediante la determinación de índices de vegetación (IV) que permiten calcular las necesidades de riego de la cuenca del río Mendoza. Dada la variabilidad de cultivos en la cuenca, se han tomado en cuenta dos parcelas con los cultivos más representativos de la cuenca: una con cultivo de ajo; y otra con cultivo de vid.

1.2.2. Objetivos Específicos

Los objetivos específicos que se han desarrollado para la consecución del objetivo general de este trabajo son:

- Calcular los IV (NDVI, EVI y SAVI) mediante imágenes de

satélite en los cultivos más representativos de la agricultura Mendocina.

- Calcular la variación a lo largo del ciclo fenológico de los coeficientes basales y de evaporación de agua en el suelo, en los cultivos representativos del área en estudio.
- Determinar los modelos de regresión simple lineal que expliquen y predigan los coeficientes basales de los cultivos específicos para la cuenca del río Mendoza a partir de valores observados de IV en imágenes satelitales, durante el ciclo productivo.
- Calcular las necesidades hídricas de los cultivos en estudio mediante los coeficientes basales y de evaporación de agua en el suelo, estimados a partir del índice NDVI.

1.3. Antecedentes

1.3.1. Descripción del área de estudio

1.3.1.1. Localización espacial

Situada en el centro-oeste de la República Argentina, a los pies de la Cordillera de los Andes, se encuentra la provincia de Mendoza. Cuenta con una superficie de 148.827 km² y una población de 1.738.929 habitantes (INDEC, 2010). Su característica de región árida desértica impulsó a fines del siglo XIX grandes obras de infraestructura hídrica, lo cual resultó esencial para su

desarrollo socioeconómico y la ha convertido en una de las provincias con mayor área irrigada del país. Según datos del Instituto de Desarrollo Rural (IDR) al año 2018, la provincia cuenta con un total de 251.254,93 hectáreas cultivadas lo que representa el 12% del total nacional. En la actualidad, el territorio provincial se encuentra dividido en áreas irrigadas (Oasis) y en áreas de zonas no irrigadas. Los oasis se desarrollan a modo de islas, representan el 4,8% del territorio provincial, albergan el 98,5% de la población y concentran gran parte de la actividad económica de mercado en la que destaca la emblemática agroindustria vitivinícola (Montaña et al., 2005).

El presente trabajo ha tomado como área de estudio una zona situada en la cuenca del río Mendoza (Figura 1), la misma se encuentra entre las coordenadas, Y (norte): 6.296.000 a 6.247.000; X (este): 2.491.000 a 2.611.000, dentro del Oasis Norte. Además, tiene por límites naturales al norte la cuenca del río San Juan, al oeste la cordillera de Los Andes, al este la llanura desértica y al sur la cuenca del río Tunuyán. Alcanzando una superficie de 19.553 km². Desde el punto de vista político, abarca la totalidad de los departamentos de Guaymallén, Godoy Cruz, Capital y Maipú, y parte de los departamentos de Las Heras, Lavalle, Luján de Cuyo y San Martín.

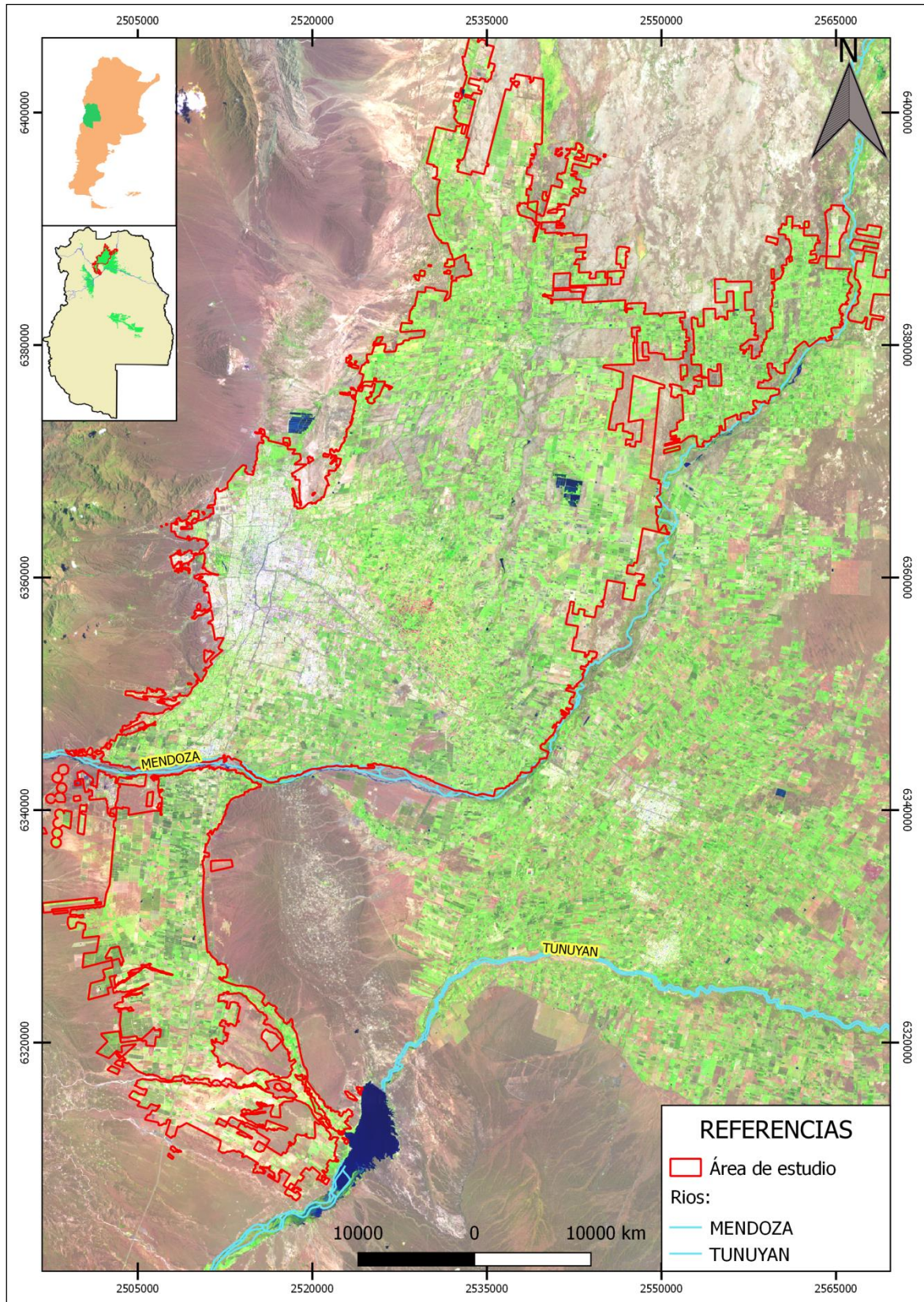


Figura 56. Localización de la zona de estudio situada en la cuenca del río Mendoza.

1.3.2. Climatología y Fisiografía

1.3.2.1. Precipitación

En la cuenca del río Mendoza predominan dos tipos de precipitaciones: por un lado, se presenta la precipitación nívea las cuales se producen en la parte alta de la cuenca durante el período comprendido desde abril hasta octubre; y por otro, la precipitación pluvial que se producen durante el verano en forma de tormentas convectivas y tienen un valor promedio de 240 mm anual en la región central de la cuenca, aumentando en dirección este-oeste (FAO 2004).

Estas bajas precipitaciones en combinación con la elevada tasa de evapotranspiración, son el motivo de que la agricultura que se desarrolla en la cuenca del río Mendoza sea ciento por ciento bajo riego.

1.3.2.2. Temperaturas

La cuenca del río Mendoza está ubicada en una región árida, por lo que sus temperaturas medias son cercanas a los 16,3°C, registrando temperaturas máximas en verano de 42°C y mínimas de -10°C (www.mendoza-conicet.gob.ar).

1.3.2.3. Humedad ambiental

La humedad relativa promedio para los últimos diez años de registros del Servicio Meteorológico Nacional en la región bajo riego de la cuenca del río Mendoza es 57%.

1.3.2.4. Vientos

Los vientos predominantes en el área de estudio tienen un promedio anual de 5 km/h. Los mismos provienen de anticiclones generados tanto en el océano Atlántico como océano Pacífico. Las masas provenientes del océano Atlántico son de características húmedas y las del océano Pacífico ingresan por el oeste de la cuenca río Mendoza precipitando en alta montaña su humedad para luego continuar su recorrido en dirección este y atravesar la cuenca como un viento cálido y seco con ráfagas que pueden llegar a superar los 70km/h, conocidos regionalmente como "Zonda".(www.mendoza-conicet.gob.ar).

1.3.2.5. Insolación

Según informe de DGI en la cuenca del río Mendoza los valores promedios indican 10,1 horas de insolación efectiva máxima y 5,4 horas de insolación efectiva mínima (DGI, 2008).

1.3.3. Hidrografía

El río Mendoza nace en la Cordillera de Los Andes a partir de la fusión nival, posee un módulo histórico de 45,1m³/s, y sus aguas recorren 273km. Se encuentra conformado por dos subcuencas: una generadora de caudales la cual se emplaza en alta montaña; y la segunda subcuenca es de uso consuntivo, dentro de la cual se emplazan las unidades productivas de la cuenca (DGI, 2008).

1.3.4. Relieve

En la cuenca del río Mendoza existen diversos sistemas orográficos, ubicándose en el oeste las grandes montañas representadas por la Cordillera de Los Andes, también conocida como Cordillera principal o del límite, luego adosada por el oriente a la anterior

formación se encuentra la Cordillera Frontal y finalmente adosada por el oriente a esta última se encuentra la precordillera. Estas elevaciones occidentales son las que retienen los vientos del océano Pacífico, acumulan su humedad y luego alimentan a toda cuenca de drenaje del río Mendoza.

Por otro lado, en el sector centro - este de la cuenca del río Mendoza se encuentran las planicies aluviales y depresiones, las cuales están condicionadas climáticamente por la influencia del anticiclón del Atlántico (Roig, 1972). Es aquí, sobre esta región donde se ha desarrollado el 90% del oasis Norte.

1.3.5. Usos del agua en la cuenca

Del total del agua que escurre por la cuenca del río Mendoza el 93,7% se destina a la actividad agrícola, el 5,45% al abastecimiento y saneamiento poblacional y el 1% a la industria y otras actividades.

En la tabla 1, se presentan los principales usos del agua. Estos usos están expresados en hectáreas equivalentes. Ésta magnitud encuentra su explicación en que los volúmenes de agua del río Mendoza se entregan en base a la oferta hídrica anual y las hectáreas con derecho de riego. En consecuencia, es común en el ámbito hídrico de la provincia encontrar que no se habla de necesidades hídricas de los cultivos, sino de las hectáreas que son susceptibles de percibir riego (derecho de riego no registra deuda) independientemente del tipo de cultivo.

Cuenca del río Mendoza	
Agrícola	87.951 (ha)
Poblacional	8.113 (ha)
Recreativo	5.428 (ha)
Arbolado público	2.937 (ha)
Industrial	908 (ha)
Totales	105.337 (ha)

Tabla 1. Usos hídricos concesionados con equivalencia superficial en la cuenca del río Mendoza. Tomado de Departamento General de Irrigación, 2015.

1.3.6. Desarrollo Agrícola

El principal cultivo en la cuenca del río Mendoza es la vid con destino para vinificar, luego se encuentran los cultivos de frutales tanto de carozo (durazno, ciruela, damasco, aceituna), como frutos secos (nuez, almendra), y, por último, se encuentra la horticultura en la cual el ajo es la especie que prevalece sobre las demás.

La superficie total cultivada en la cuenca del río Mendoza es de 251.254 hectáreas obtenidas a partir de los trabajos de campo realizados en el 2018 por del Instituto de desarrollo Rural y el Instituto Nacional de Vitivinicultura. Se presentan en la tabla 2 el número de hectáreas presente en la actualidad para cada grupo de cultivo.

Cultivos	Superficie (ha)
Vid	158.585
Frutales	35.061
Frutos secos	7.371
Especies hortícolas	29.591
Aceituna	20.646
Total de sup. Cultivada	251.254

Tabla 2. Superficie Cultivada en la cuenca del río Mendoza. Tomado de Instituto de Desarrollo Rural, 2018.

Del total de superficie cultivada en la cuenca del río Mendoza, el 27% se riega exclusivamente con agua superficial, el 36% con agua subterránea y el 37% con ambas (INA, 2012).

1.3.7. Situación Socio económica

La provincia de Mendoza posee una población según datos del Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (2010) de 1.738.929 habitantes de los cuales 1.086.066 habitantes viven en la cuenca del río Mendoza, lo que representa el 62,45% de la población provincial.

Además, la cuenca del río Mendoza recibe el 66% de las inversiones, concentra el 85,1%

de la actividad industrial provincial, 86,9% de la creación de valor agregado en comercios, restaurantes, hoteles y además aporta el 31,3% de valor agregado agropecuario.

1.4. Cálculo de las necesidades hídricas de los cultivos. Metodología Kc-Eto:

La evapotranspiración es un proceso que se genera como combinación de otros dos procesos que se producen de manera simultánea, los cuales son: (i) Proceso de evaporación de agua del suelo; y (ii) Proceso de transpiración de la planta.

VARIABLES CLIMÁTICAS como la temperatura del aire, la humedad atmosférica, velocidad del viento, así como las características del

cultivo, el manejo y el medio de desarrollo son factores que afectan la evapotranspiración. Por otro lado, la evapotranspiración se expresa normalmente en milímetros (mm) por unidad de tiempo. Esta unidad expresa la cantidad de agua que consume una superficie cultivada en unidades de altura de agua.

A partir de estos principios, Allen (1988) y un conjunto de expertos establecen las bases del método mundialmente aceptado para el cálculo de las necesidades hídricas de los cultivos, al cual denominaron K_c-Et_o . Según esta metodología establecida en el guía N° 56 de la FAO (FAO, 1998), la evapotranspiración abarca tres conceptos diferentes:

- **Evapotranspiración del cultivo de referencia ET_o :** es un parámetro climático que expresa el poder evaporante de la atmósfera en una localidad y época del año específicas. Se puede calcular a partir de datos meteorológicos y no considera ni las características del cultivo, ni los factores del suelo.
- **Evapotranspiración del cultivo bajo condiciones estándar ET_c :** Expresa la evapotranspiración en condiciones óptimas presentes en parcelas con un excelente manejo y adecuado aporte de agua, y que logra la máxima producción de acuerdo a las condiciones climáticas

- **Evapotranspiración del cultivo bajo condiciones no estándar ($ET_{c aj}$):** Es el termino precedente corregido, para casos en los que no existe un manejo óptimo y se presentan limitantes ambientales que afectan el crecimiento del cultivo y restringen la evapotranspiración, es decir, bajo condiciones no estándar del cultivo.

1.4.1. Cálculo de ET_o

La determinación de ET_o no es algo sencillo de realizar, ya que para obtenerla de manera experimental se requieren aparatos específicos y mediciones precisas de varios parámetros físicos o el balance del suelo con lisímetros. Es por ello que en 1990 la FAO desarrolló el enfoque de Penman-Monteith, el cual permite obtener valores representativos de ET_o a partir de datos climáticos e integrando los factores de resistencia del cultivo, el albedo y las resistencias del aire. Este enfoque es considerado hasta la actualidad como el método estándar para la definición y cálculo de la evapotranspiración de referencia.

La ecuación mediante la cual se obtiene es:

$$ET_o = \frac{0,408 * \Delta(R_n - G) + \gamma \frac{900}{T + 273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + (1 + 0,34 * u_2)} \quad (1)$$

ET_o: Evapotranspiración de referencia (mm día⁻¹)

R_n: Radiación neta en la superficie del cultivo (MJ m⁻²día⁻¹)

R_a: Radiación extraterrestre (mm día⁻¹)

G: Flujo de calor de suelo (MJ m⁻² día⁻¹)

T: Temperatura media del aire a 2m de altura (m s⁻¹)

u₂: velocidad del viento a 2m de altura (m s⁻¹)

e_s: presión de vapor de saturación (kPa)

e_a: presión real de vapor (kPa)

e_s-e_a: Déficit de presión de vapor (kPa)

Δ: Pendiente de la curva de presión de vapor (kPa°C⁻¹)

γ: constante psicométrica (kPa°C⁻¹)

La ET_o es un estándar de comparación mediante el cual se puede comparar la evapotranspiración en diversos períodos del año o en otras regiones; y además permite relacionar la evapotranspiración de otros cultivos.

1.4.2. Cálculo de ET_C

La ET_C bajo condiciones estándar se refiere a la evapotranspiración de un cultivo que se desarrolla libre de enfermedades, con buena fertilización, que crece en un campo extenso bajo condiciones óptimas de humedad en el suelo y su producción total resulta óptima.

El cálculo de la evapotranspiración del cultivo bajo condiciones estándar se realiza mediante el producto de K_C y ET_o, es decir:

$$ET_C = K_C * ET_o \quad (2)$$

ET_C: Evaporación del cultivo (mm día⁻¹)

K_C: Coeficiente del cultivo (adimensional)

ET_o: Evapotranspiración del cultivo de referencia (mm día⁻¹)

1.4.3. Cálculo de K_C

El valor de K_C integra las diferencias en evaporación y transpiración entre los cultivos de campo y el pasto de referencia, el cual cubre completamente el suelo y es uniforme. Así mismo se puede definir a K_C como el coeficiente que expresa la diferencia entre la evapotranspiración de la superficie cultivada y la superficie del pasto de referencia. Este coeficiente no es una constante, sino que varía a lo largo del crecimiento del cultivo expresando los cambios en la vegetación y en el grado de cobertura del suelo. Su variabilidad se representa mediante una curva que se muestra en la figura 2.

Para la construcción de dicha curva se necesita conocer tres valores de K_C : los correspondientes a la etapa inicial ($K_{C\ ini}$), la etapa de mediados de temporada ($K_{C\ med}$) y la etapa final ($K_{C\ fin}$). Lo cual, a su vez exige conocer las etapas de desarrollo del cultivo,

determinar la duración de cada etapa para finalmente seleccionar los valores correspondientes de K_C .

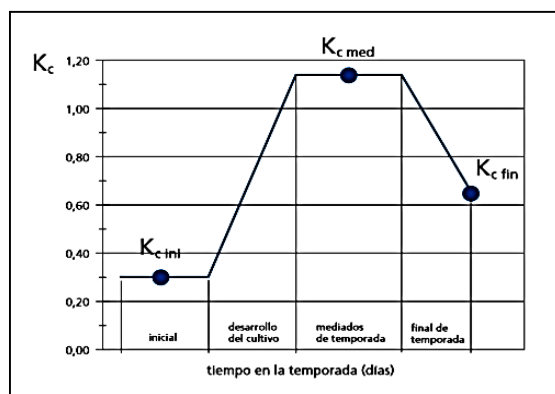


Figura 57. Curva de Coeficiente de cultivo. Tomado de Guía N°56 FAO.

Lo anterior representa la forma gráfica de obtención de los valores de K_C a lo largo del ciclo de cultivo. Otra manera de obtener estos mismos valores intermedios es mediante la aplicación de una fórmula la cual se desarrolla más adelante.

Se debe agregar que se puede trabajar con valores de $K_{C\ ini}$, $K_{C\ med}$ y $K_{C\ fin}$ teóricos u obtenidos a través de manera experimental para diferentes cultivos. Para este último caso existen dos enfoques que se detallan a continuación:

1.4.3.1. Enfoque coeficiente único de cultivo

Se basa en la relación ET_C/ET_0 . O sea:

$$K_C = \frac{ET_C}{ET_0} \quad (3)$$

En la serie de Riego y Drenaje de la FAO No. 24 se propone a modo de guía duraciones generales para las cuatro etapas de crecimiento de distintos cultivos, así como la duración total de la temporada de crecimiento de cada cultivo, para distintos tipos de clima y diferentes localidades, pero recomienda que cuando sea posible se deberá utilizar información local acerca de las duraciones de cada etapa de crecimiento, con el objeto de incorporar los efectos de la variedad del cultivo, el clima y las prácticas agrícolas. La información local puede ser obtenida a través de entrevistas a los productores del campo, extensionistas agrícolas e investigadores de la localidad, así como la recopilación de información o usando información generada a través de la teledetección.

1.4.3.2. Enfoque coeficiente dual de cultivo

En este enfoque se utilizan dos coeficientes, uno es el coeficiente basal de cultivo K_{cb} y el segundo es el coeficiente de evaporación de agua en el suelo K_e , por lo que el K_C es reemplazado por la suma de estos (Wright et al 1998), es decir:

$$K_C = K_{cb} + K_e \quad (4)$$

K_{cb} : coeficiente basal del cultivo

K_e : coeficiente de la evaporación del agua del suelo.

Por un lado, K_{cb} describe la transpiración de la planta, dicho de otra manera, representa la línea base potencial del valor de K_C en ausencia de los efectos adicionales introducidos por el humedecimiento del

suelo a través del riego o la precipitación. Por otro, K_e describe el componente de evaporación que ocurre en la superficie del suelo. Su valor aumentará a medida que el suelo se humedezca y disminuirá a medida que el suelo se seque llegando a tomar el valor de cero cuando no exista más agua para la evaporación. La estimación del valor de K_e , requiere del cálculo del balance diario del agua en el suelo para determinar el contenido de humedad remanente en la capa superior del suelo.

Al igual que en el caso de K_C , solo se necesitan tres valores para elaborar la curva del coeficiente basal del cultivo K_{cbini} , K_{cbmed} y K_{cbfin} . En la figura 3 se representa la curva del coeficiente basal de cultivo.

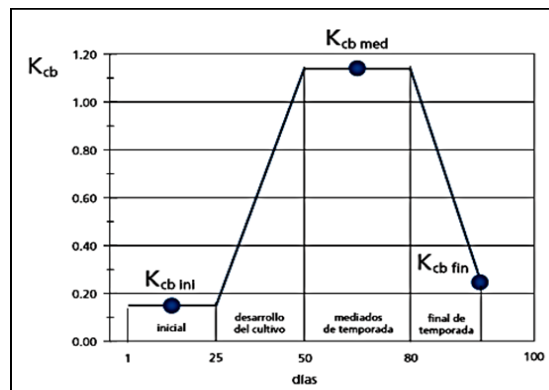


Figura 58. Curva de coeficiente basal de cultivo. Tomado de Guía No 56 FAO.

1.5. Técnicas de teledetección para calcular Índices de Vegetación (IV).

La teledetección, entendida como el conjunto de técnicas de análisis de imágenes adquiridas por sensores en diferentes longitudes de onda (visible, Infrarrojo,

térmico y microondas radar) es una herramienta que presenta la ventaja de observar directamente el desarrollo del cultivo, eliminando la necesidad de basarse en supuestos a partir de etapas de

crecimiento idealizadas (Johnson et al. 2012).

En el campo de la agricultura, la teledetección ha permitido evaluar y generar información a diversas escalas espaciales y temporales del medio físico que nos rodea. De tal manera que se aplica en tareas de identificación de cultivos o zonas de regadío, cálculo de superficies cultivadas, distribución espacial de cultivos, estimación de volúmenes de agua para riego, seguimiento del desarrollo de cultivos, entre otros. Esto se debe a que mediante la determinación de diversos Índices de vegetación (IV) se puede obtener características relacionadas con el desarrollo de los cultivos, a través de relaciones establecidas entre la energía emitida por los cultivos conocida como reflectancia espectral y dichas características (Balbontín et al., 2016; Calera et al. 2016; Santesteban et al, 2010).

Los IV se basan en los altos contrastes de la reflectividad que presenta la vegetación entre la región del rojo visible y el infrarrojo cercano. Las plantas absorben radiación en las regiones visibles del espectro (rojo) para obtener energía y reflejan en el infrarrojo las que no son útiles para el desarrollo de la actividad fotosintética. Los contrastes entre visible y el infrarrojo cercano son los que aprovechan los IV para establecer diferencias en la vegetación, sana y vigorosa, vegetación enferma o de baja

densidad (Tucker, 1979). Los Índices de Vegetación más usuales son:

1.5.1. Índice de Vegetación Normalizado (NDVI):

Es una relación entre la banda del infrarrojo cercano (NIR) y la banda del rojo (R). Este es un índice que permite identificar la presencia de vegetación en la superficie terrestre a través de la actividad fotosintética. Permitiendo además caracterizar la cantidad, calidad y desarrollo de la cobertura vegetal. Sus valores oscilan entre 1 (vegetación con actividad fotosintética) y el 0 (corresponden a suelo) (Tucker, 1979).

$$\text{NDVI} = \frac{\text{NIR} - \text{R}}{\text{NIR} + \text{R}} \quad (5)$$

1.5.2. Índice de vegetación ajustado con el suelo (SAVI)

Este índice se obtiene a partir de una diferencia normalizada entre la banda roja (R) y la banda del infrarrojo cercano (NIR) ajustado con un factor “L”, que es la componente del brillo del suelo que se define con un valor de 0,5, ya que se ajusta mejor a todo tipo de cobertura. Sus valores típicos son 1 para zonas de vegetación escasa, 0,5 en zonas de densidad media y 0,25 si la densidad de vegetación es elevada (Huete, 1988).

$$\text{SAVI} = \left[\frac{(\text{NIR} - \text{R})}{(\text{NIR} + \text{R} + \text{L})} \right] * (1 + \text{L}) \quad (6)$$

1.5.3. Índice de Vegetación Mejorado (EVI)

Este índice incorpora un valor “L” para realizar un ajuste en relación al canopeo, un valor “C” como coeficiente de resistencia de la atmósfera, y un valor correspondiente a la banda azul (B). Teniendo en cuenta estos coeficientes se realiza una corrección del índice normal reduciendo los ruidos producto de la interferencia de la atmósfera, el canopeo y la saturación.

$$EVI = \left[\frac{(NIR - R)}{(NIR + C1 * R - C2 * B + L)} \right] \quad (7)$$

* (2, 5)

C 1= 6; C 2= 7,5; L=

1.6. Relaciones K_{cb}-IV

Desde fines de la década de los 80´del siglo pasado, se han ido desarrollando diversas relaciones directas entre el coeficiente de cultivo único y los índices de vegetación o el coeficiente basal de cultivo y los diversos índices de vegetación.

Hay abundante literatura científica donde se demuestra la excelente relación que se obtiene entre los IV- K_C y IV-K_{cb}. Solo por citar algunos Bausch y Neale (1987) relacionan los IV con los K_C de maíz (*Zea mays*), Jayanthi (2001) demostró la relación entre IV con los K_C en frijol (*Phaseolus vulgaris*), Campos (2010) muestra la relación de los K_{cb} y los IV en vid (*Vitis Vinífera*), Castañeda (2015) estimó la relación que existe entre K_C del cultivo de 40 hectáreas de trigo (*Triticum aestivum*) y los

índices de vegetación NDVI y SAVI, y más recientemente Calera (2016) crea una guía para la estimación de las necesidades de agua y de riego mediante secuencias temporales de imágenes multiespectrales de satélites y estaciones meteorológicas tanto para cultivos herbáceos como para cultivos leñosos. En la misma da cuenta de la siguiente relación:

$$K_{cb} = 1,44 * NDVI - 0,1 \quad (8)$$

K_{cb}: coeficiente basal de cultivo sus valores oscilan entre 0,15 y 1,15.

NDVI: obtenidos a partir de imágenes multiespectrales corregidas atmosféricamente y normalizado a las bandas espectrales Landsat ETM+. Sus valores oscilan entre 0,14 (suelo desnudo) y 0,91 (cubiertas verdes muy densos).

Esta ecuación permite obtener los valores K_{cb} desde una imagen en la que se ha calculado el valor de NDVI para cada pixel y asignarlos a distintos puntos de una parcela en concreto. Además, puede obtenerse la evolución temporal del coeficiente K_{cb} si se cuenta con una serie temporal de imágenes. La secuencia de imágenes permite analizar la evolución de la cubierta concreta, atendiendo a sus características específicas de siembra y crecimiento; y la variabilidad espacial y temporal que los distintos factores de suelo y manejo pueden introducir.

Finalmente, Calera (2014) propone dos procedimientos de cálculo basado en una utilización conjunta de imágenes satelitales y la teoría expuesta en el manual N°56 de FAO. A continuación, se explican los posibles procedimientos para el cálculo de necesidades de riego de un cultivo:

1.6.1. Cálculo de las necesidades netas de riego:

1. Estimación de K_{cb} desde una imagen multiespectrales.
2. Conocer el valor de ET_O para los meses del cultivo proporcionado por la estación meteorológica más cercana a la parcela en estudio.
3. Realizar el producto de $K_{cb} * ET_O$ lo que nos da el valor de ET_c .
4. Determinar la eficiencia de riego (E_f) con la que se trabaja en la parcela, este es un valor promedio estándar que está en función con el tipo de riego entonces resultan típicos valores de 0,3 para riego por surco y de 0,7 para riego por goteo. Finalmente conociendo el valor de E_f se afecta ET_c , es decir se calcula $ET_c * E_f$.

1.6.2. Cálculo de las necesidades brutas de riego

1. Estimación de K_{cb} desde una imagen multiespectrales.
2. Cálculo de K_e . Que para un riego por goteo semanal usualmente toma valores de 0,05.

3. Cálculo de $K_c = K_{cb} + K_e$
4. Conocer el valor de ET_O para los meses del cultivo proporcionado por la estación meteorológica más cercana a la parcela en estudio.
5. Cálculo de $ET_c = K_c * ET_O$.
6. Determinar la eficiencia de riego (E_f) con la que se trabaja en la parcela multiplicar con ET_c , es decir calcular $ET_c * E_f$.

1.7. Relación K_e -NDVI

Según el manual N°56 de FAO, el coeficiente de la evaporación del agua del suelo (K_e) se encuentra íntimamente vinculado a la fracción expuesta promedio de suelo ($1-fc$) que no se encuentra cubierta o sombreada por la vegetación.

Por otro parte, diversos autores han establecido que la fracción del suelo cubierta por vegetación (fc) se puede estimar mediante los NDVI por existir entre ambos una relación lineal (Carlson y Ripley, 1997; Calera et al., 2001; Jochum et al., 2003).

Por todo esto, es que en el presente trabajo se adoptó el siguiente proceso de obtención de K_e :

- En primer lugar, se determinó la fracción de suelo cubierta por la vegetación a partir de los NDVI medidos en las imágenes satelitales. Para ello se utilizaron dos ecuaciones, una para el cultivo del

ajo (Ec. 9) y otra para el cultivo de la vid (Ec. 10):

Cuesta et al. (2005):

$$fc = 1,318 * NDVI - 0,1877; \quad (9)$$

Johnson et al. (2012):

$$fc = 1,26 * NDVI - 0,18; \quad (10)$$

- En segundo lugar, reemplazando el término fc de la ecuación 11 por los valores obtenidos en el paso anterior, se llega a conocer el valor de K_e .

$$K_e = (1 - fc) * \beta \quad (11)$$

K_e : coeficiente de la evaporación del agua del suelo

fc : Fracción del suelo cubierta por vegetación

$(1 - fc)$: Fracción expuesta promedio del suelo, la cual no se encuentra cubierta (o sombreada) por la vegetación

β : Parámetro que permite reflejar el estado promedio evaporativo del suelo desnudo.

Se determina empíricamente mediante $K_{c\ ini} - K_{cb\ ini}$.

Por último, para que K_e resulte aceptable debe cumplirse que $K_e \leq (K_{c\ max} - K_{cb})$.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Para la estimación de las necesidades hídricas en la cuenca del río Mendoza se realizó el cálculo del ET_C a partir del enfoque del coeficiente basal de cultivo. Para ello se consideraron todos los cultivos implantados en la cuenca, luego dada las diferentes características de los cultivos y manejo agrícola se los clasificó según la condición de cultivos leñosos o cultivos herbáceos (Calera et al., 2016), y finalmente se eligió el cultivo más representativo de cada grupo según la cantidad de superficie cultivada. De tal manera que se eligió una parcela vid (*Vitis vinifera*) para caracterizar las necesidades hídricas del grupo de los cultivos leñosos y una parcela de ajo (*Allium sativum*), la cual permitió caracterizar las necesidades hídricas del grupo de los cultivos herbáceos. Además, se contó con datos de campo correspondientes a los ciclos fenológicos de las parcelas seleccionadas para este trabajo.

Para el caso del cultivo del ajo, dicha información fue facilitada por el técnico a cargo del cultivo. En cuanto al cultivo de vid la información del seguimiento del ciclo fenológico provino de los informes de cosechas elaborados por el equipo de ingenieros agrónomos encargados de dirigir los viñedos pertenecientes a Bodega Doña Paula. Estos datos resultaron fundamentales para la incorporación de los efectos de la variedad del cultivo, el clima y las prácticas agrícolas, de modo que se estableció con

precisión la duración de cada etapa de cultivo y su respectivo K_{cb} .

2.1. Materiales

2.1.1. Selección de cultivos de referencia

2.1.1.1. Cultivo de vid

Se tomó una parcela de vid variedad Malbec con una superficie de 249 hectáreas ubicada

en el departamento de Luján de Cuyo, el suelo es arcilloso a franco arcilloso, las uvas provenientes de este cultivo tienen destino de vinificación y su riego es por goteo con un volumen anual de $6000 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{año}$ (Figura 4).

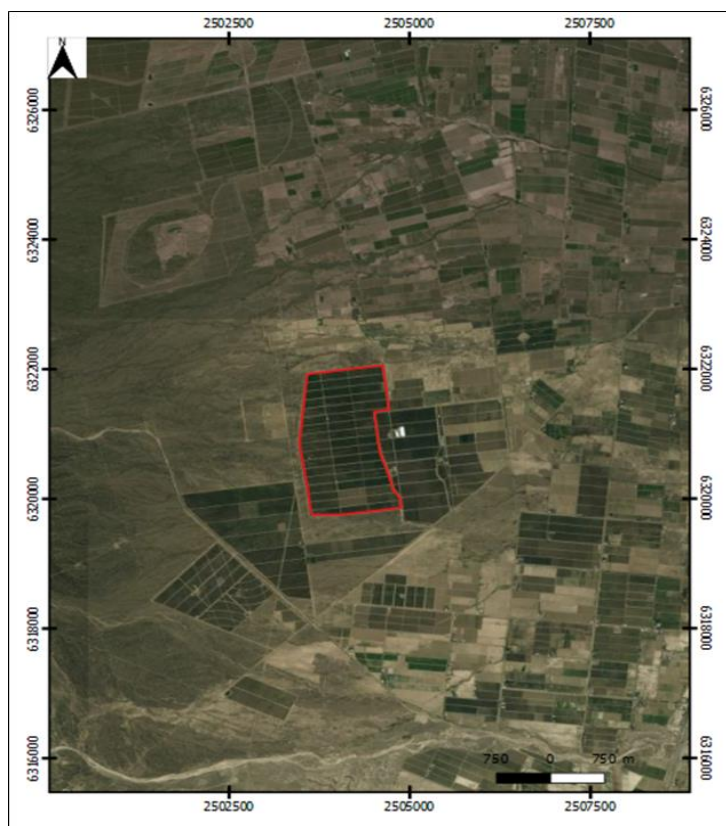


Figura 59. Parcela de estudio con cultivo de vid.

Así mismo, se conocen los últimos tres reportes fenológicos correspondientes a los ciclos productivos 2014-2015, 2015-2016 y 2016-2017, esto se debe a que en esta región la vid cumple su ciclo productivo desde septiembre hasta abril del año siguiente (Tabla 3).

Etapa	Ciclos productivos		
	2014-2015	2015-2016	2016-2017
Brotación	22 sep.	15 oct	6 sep.
Floración	5 nov.	10 dic.	1 nov
Cuaje	10 nov.	20 dic	10 nov
Envero	1 ene.	4 feb	10 ene
Cosecha	1 abr	1 abr	1 abr

Tabla 3. Fenología de la vid variedad Malbec en la cuenca del río Mendoza (Dato inédito, Bodega Doña Paula).

2.1.1.2. Cultivo de ajo

Se tomó una parcela de ajo variedad Morado Chino con una superficie de 4 hectáreas ubicada en el departamento de Lavalle (Figura 5), el suelo es de tipo arcilloso. El ajo que proveniente de este cultivo se riega con riego superficial recibiendo a lo largo de su ciclo de crecimiento 20 riegos de 8 horas cada uno, lo que asegura una lámina de 10

cm por hectárea, esto se traduce en 10.000 m³/ha/año. Cabe aclarar que, durante los meses de corta comprendidos desde mayo hasta agosto, no se aplica riego.

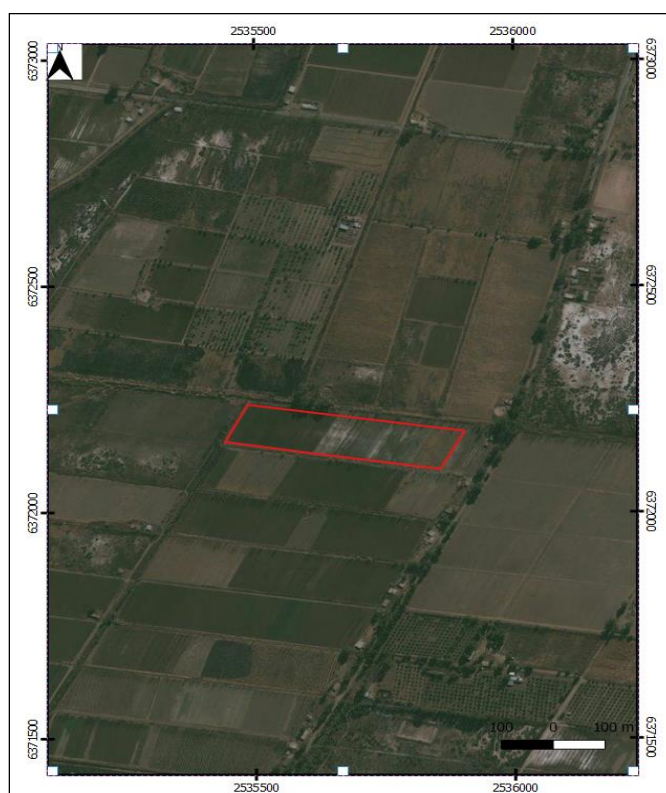


Figura 60. Parcela de estudio con cultivo de ajo.

En cuanto a su ciclo de cultivo el mismo se desarrolla de marzo a noviembre y su destino es para consumo en fresco. El ciclo fenológico que se ha considerado en este trabajo corresponde al año productivo 2017. En la tabla 4 se presenta la fenología de la

variedad de ajo Morado Chino en la cuenca del río Mendoza.

Etapas	Ciclo productivo 2017
Plantación	20 mar.
Brotación	5 abr.
Crecimiento	6 abril-1 sep.
Bulbificación	2 sep.
Escapo floral	15 oct.
Cosecha	30 oct-5 nov

Tabla 4. Fenología del cultivo de ajo Morado Chino en la cuenca del río Mendoza. (Dato inédito, Finca Puente).

2.1.2. Datos meteorológicos

Los datos meteorológicos que se utilizaron se obtuvieron de dos estaciones meteorológicas dependientes del Servicio de Contingencias Climáticas de Mendoza. Las mismas son las más próximas a las parcelas en estudio. De tal forma que para la parcela de vid se utilizaron los datos medidos por la estación meteorológica Pedriel, la cual se ubica en el departamento de Lujan de Cuyo, a 960 m.s.n.m, siendo sus coordenadas 33° 7' 7.392" S y 68° 54' 32.796" O.

Para el caso del cultivo de ajo se tomaron los datos meteorológicos provenientes de la estación Jocolí ubicada en el departamento de Lavalle a 900m.s.n.m, siendo sus coordenadas Jocolí 32° 35' 42.98" S y 68° 35' 51.58" O.

Los datos utilizados fueron: humedad relativa mínima (HR_{min}) y velocidad del viento (u_2) en m/s.

Por otra parte, la evapotranspiración del cultivo de referencia (ET_0) en mm día⁻¹ se obtuvo

Tanto la velocidad del viento como la humedad mínima relativa fueron necesarias para realizar las correspondientes correcciones climáticas de los valores de K_{cb} y los valores ET_0 fueron utilizados para el cálculo de las necesidades de riego de los cultivos.

Los datos de velocidad del viento y la humedad relativa se presentan en la tabla 5, y son el resultado de promediar los valores correspondientes a los meses coincidentes con las etapas de desarrollo y final de cada cultivo.

Cultivo	Año	Velocidad viento m/s	HR %
VID	2014-2015	1,84	9
	2015-2016	1,84	10
	2016-2017	1,84	11,5
AJO	2017	0,55	5,4
		1,61	8

Tabla 5. Datos meteorológicos utilizados en la corrección climática de Kcb.

En la figura 6 se muestra la ubicación geográfica de las parcelas en estudio (ajo y vid) y las dos estaciones meteorológicas consideradas para la realizar la corrección climática de los Kcb.

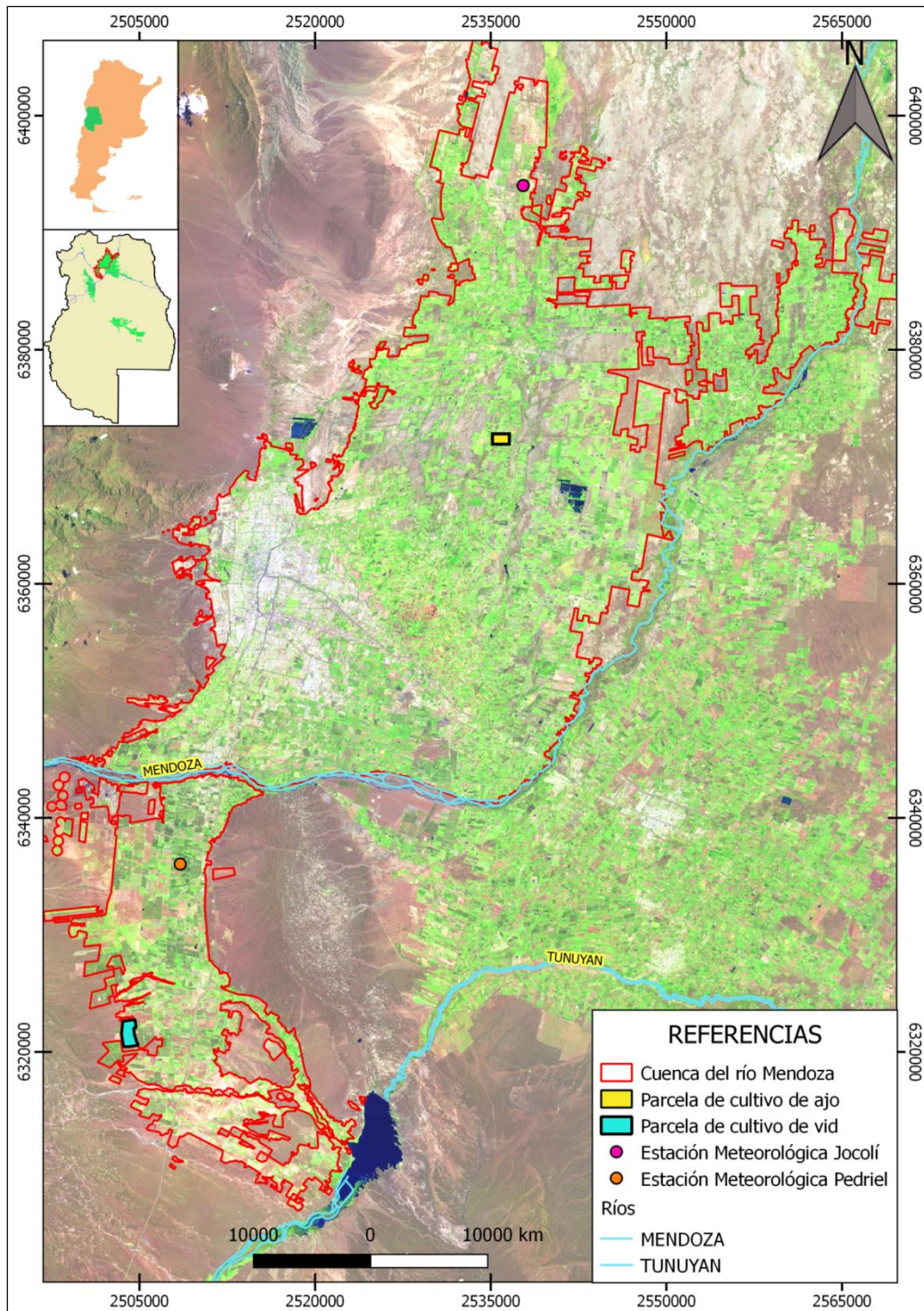


Figura 61. Ubicación geográfica de las parcelas en estudio y de las estaciones Meteorológicas consideradas.

2.1.3. Imágenes satelitales

La misión Landsat debutó en 1972, es probablemente la misión más completa de observación de la Tierra a nivel temporal y geográfico. Landsat 8 es el último satélite de

ésta misión construido por Orbital Sciences Corporation para la NASA y el USGS (United States Geological Survey). El objetivo principal de este programa es observar los efectos del ser humano sobre nuestro planeta (www.landsat.usgs.gov).

Landsat 8 está situado en una órbita polar heliosíncrona de 705 kilómetros de altura con una inclinación de 98,2°, resolución radiométrica de 12 bits, el tamaño de la escena es de 185 km de recorrido transversal por 180 km a lo largo de la pista y posee un tiempo de revista de 16 días. Posee dos instrumentos, el sensor OLI y el sensor TIRS. Por un lado, el sensor OLI (Operational Land Imager): es una cámara para observación de la Tierra en ocho longitudes de onda del visible y el infrarrojo cercano. Tiene una resolución de 15 metros en modo pancromático y 30 metros en modo multiespectral. Cada imagen del instrumento cubre un ancho de 185 kilómetros. Por otro lado, el sensor TIRS (Thermal Infrared

Sensor): es una cámara infrarroja construida por el centro Goddard de la NASA para medir y cuantificar la gestión de los recursos hidrológicos en la agricultura. Tiene una resolución de 100 metros y las imágenes obtenidas tienen un ancho de 185 kilómetros. En el plano focal del instrumento se encuentran tres módulos de fotodetectores infrarrojos de pozo cuántico (QWIP) con 640 detectores cada uno equivalentes a una disposición lineal de 1850 píxeles efectivos. Posee un total de 11 bandas, 9 para el OLI y 2 para TIRS las cuales se pueden ver en la siguiente tabla:

Bandas	Longitud de onda (µm)	Resolución (m)
Banda 1: aerosol costero	0,43-0,45	30
Banda 2: azul	0,45-0,51	30
Banda 3: verde	0,53-0,59	30
Banda 4 rojo	0,64-0,67	30
Banda 5: infrarrojo cercano (NIR)	0,85-0,88	30
Banda 6: swir 1	1,57-1,65	30
Banda 7: swir 2	2,11-2,29	30
Banda 8: pancromático	0,50-0,68	15
Banda 9: cirrus	1,36-1,38	30
Banda 10: infrarrojo térmico (TIRS)1	10,60-11,19	100
Banda 11: infrarrojo térmico (TIRS)2	11,50-12,50	100

Tabla 6. Bandas espectrales desde 1 a 11 pertenecientes al satélite Landsat 8.

2.2. Metodología

La secuencia de trabajo que se realizó fue la siguiente:

2.2.1. Selección de los valores de K_{cb}

A partir de los valores generales propuestos por la FAO, en la Guía No 56, se seleccionaron los valores teóricos de $K_{cb\ ini}$, $K_{cb\ med}$ y $K_{cb\ fin}$ para los cultivos de vid y de ajo.

2.2.2. Corrección climática de los $K_{cb\ med}$ y $K_{cb\ fin}$

Para calcular los valores de K_{cb} específico de cada cultivo, para una determinada etapa del ciclo productivo, y para una región en particular, primero se realizó la corrección climática de los mismos. Los valores propuestos por la Guía N° 56 FAO están asociados para climas sub-húmedos y velocidades de viento moderadas, es decir, que en regiones donde la HR_{min} sea diferente a 45% y/o la velocidad del viento sea mayor o menor a 2m/s los valores de $K_{cb\ med}$ y $K_{cb\ fin}$ que sean mayores a 0,45 deberán ajustarse. Como en la cuenca del río Mendoza estas condiciones climáticas no se dan, se aplicó dicha corrección mediante la siguiente fórmula.

$$K_{cb} = K_{cb(Tab)} + [0,04 * (u_2 - 2) - 0,004 * (HR_{min} - 45)] * \left(\frac{h}{3}\right)^{03} \quad (12)$$

$K_{cb(Tab)}$: Valor de $K_{cb\ med}$ y $K_{cb\ fin}$ (si es $\geq 0,45$) tomado de Guía No 56 FAO. Cuadro 17

u_2 : Valor promedio de la velocidad del viento diaria a 2 metros de altura sobre el

pasto durante las etapas de mediados o final de temporada [ms^{-1}], para $1\ ms^{-1} \leq u_2 \leq 6\ ms^{-1}$

1

HR_{min}: Valor promedio de la humedad relativa mínima diaria durante las etapas de mediados o final de temporada [%], para $20\% \leq HR_{min} \leq 80\%$

H: Altura promedio de las plantas durante las etapas de mediados o final de temporada[m] para $20\% \leq HR_{min} \leq 80\%$

2.2.3. Procesamiento de las imágenes satelitales Landsat 8

En primer lugar se realizó la búsqueda, selección y descarga de las imágenes de Landsat 8 OLI level 1 desde el servidor de imágenes Earthexplorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) que gestiona el USGS (United States Geological Survey). Se seleccionaron las imágenes correspondientes a la zona (Path 232 y Row 83) y período (2014-2017) del estudio y en la selección se tuvo en cuenta criterios de disponibilidad y calidad de las mismas, por lo que se aplicó un filtro para descartar aquellas imágenes que tuvieran nubosidad en la zona de estudio. En total, se utilizaron 26 imágenes satelitales; 8 imágenes para el cultivo del ajo y 17 imágenes para el cultivo

de vid, las mismas se muestran en la tabla 7 y 8 respectivamente.

Las imágenes seleccionadas fueron procesadas con el programa QGIS (V. 2.18 Las Palmas). En cuanto al tipo de corrección se realizó la conversión de la imagen con valores de radiancia a valores de reflectancia en el Techo de la Atmósfera (TOA) y la conversión de los valores digitales de DN a temperatura de Brillo en grados °C. Finalmente, las escenas se recortaron por el área de estudio para optimizar los tiempos de procesado.

Cultivo de ajo					
Año	Fecha	Identificador	Sensor	Path	Row
2017	15/03/2017	LC082320832017031501T1	OLI	232	83
	02/05/2017	LC082320832017050201T1	OLI	232	83
	03/06/2017	LC082320832017060301T1	OLI	232	83
	19/06/2017	LC082320832017061901T1	OLI	232	83
	21/07/2017	LC082320832017072101T1	OLI	232	83
	07/09/2017	LC082320832017090701T1	OLI	232	83
	09/10/2017	LC082320832017100901T1	OLI	232	83
	25/10/2017	LC082320832017102501T1	OLI	232	83

Tabla 7. Imágenes satelitales Landsat 8 utilizadas en el cultivo de ajo.

Cultivo de vid					
Año	Fecha	Identificador	Sensor	Path	Row
2014-2015	15/09/2014	LC082320832014091501T1	OLI	232	83
	17/10/2014	LC082320832014101701T1	OLI	232	83
	04/12/2014	LC082320832014120401T1	OLI	232	83
	21/01/2015	LC082320832015012101T1	OLI	232	83
	22/02/2015	LC082320832015022201T1	OLI	232	83
2015-2016	18/09/2015	LC082320832015091801T1	OLI	232	83
	20/10/2015	LC082320832015102001T1	OLI	232	83
	21/11/2015	LC082320832015112101T1	OLI	232	83
	23/12/2015	LC082320832015122301T1	OLI	232	83
	09/02/2016	LC082320832016020901T1	OLI	232	83
2016-2017	20/09/2016	LC082320832016092001T1	OLI	232	83
	22/10/2016	LC082320832016102201T1	OLI	232	83
	07/11/2016	LC082320832016110701T1	OLI	232	83
	25/12/2016	LC082320832016122501T1	OLI	232	83
	26/01/2017	LC082320832017012601T1	OLI	232	83
	27/02/2017	LC082320832017022701T1	OLI	232	83
	15/03/2017	LC082320832017031501T1	OLI	232	83

Tabla 8. Imágenes satelitales de Landsat 8 utilizadas en el cultivo de vid.

2.2.4. Cálculo de los IV.

Una vez obtenidas las escenas de la zona de estudio se procedió a calcular los diferentes IV según las ecuaciones de los apartados 1.5.1 (NDVI), 1.5.2 (SAVI), 1.5.3 (EVI), teniendo en cuenta que en Landsat 8 la banda 4 corresponde al R; la banda 5 al NIR y la banda 2 al B. Posteriormente para determinar el valor medio de cada IV en las fechas antes indicadas, se procedió de la siguiente manera:

- En el caso del cultivo de vid, en cada imagen satelital se determinó los tres IV. Luego, se extrajo una muestra de 153 pixel (a razón de 3 pixel por subparcela) que representa la totalidad del cultivo, sobre la cual se determinó el valor medio de cada IV. En la figura 7, se observan los rangos de valores que presenta cada IV con su respectivo valor medio.

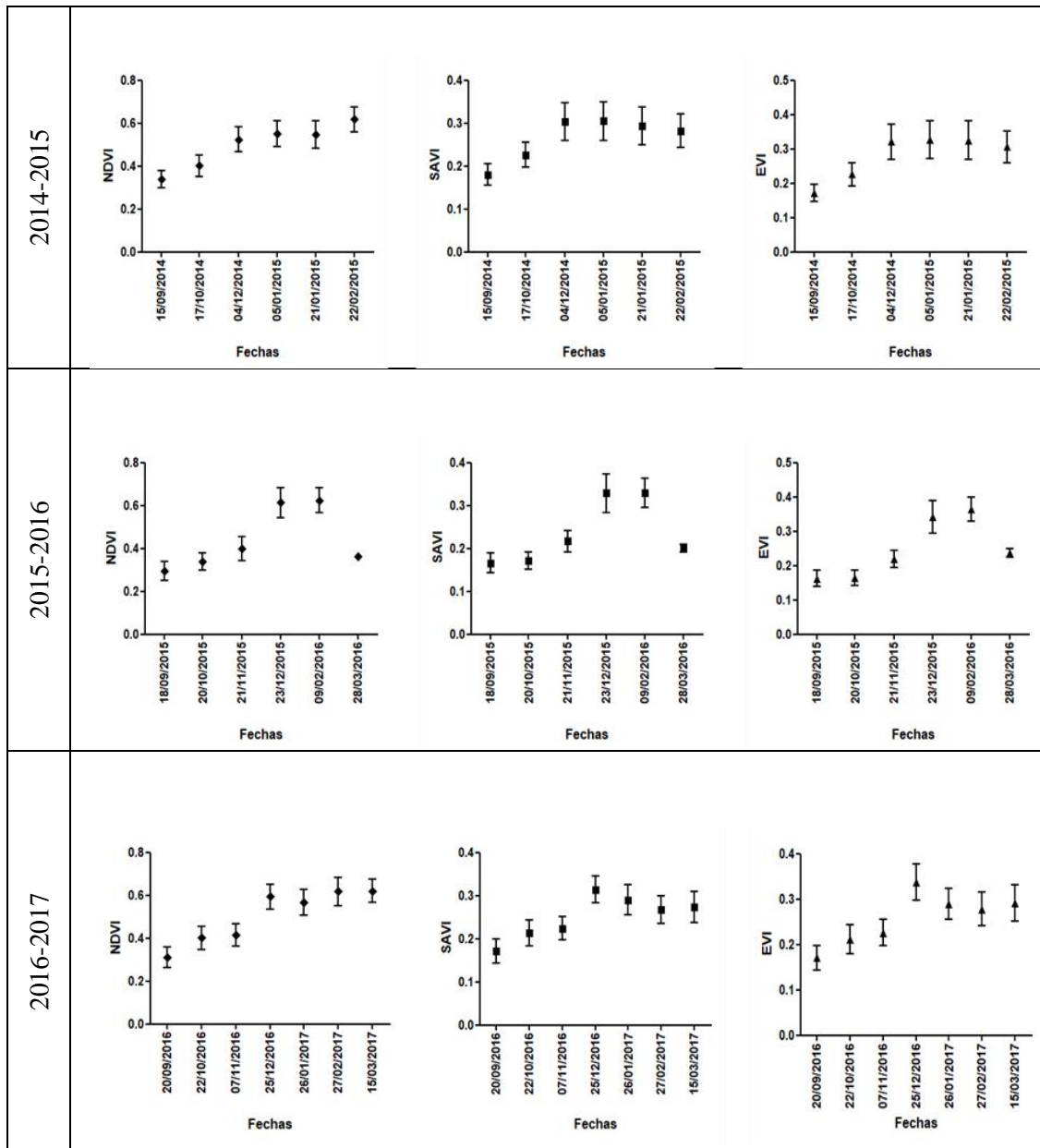


Figura 62. Promedios de NDVI, SAVI y EVI del cultivo de vid en los ciclos de cultivo 2014-2015, 2015-2016 y 2016-2017.

Para el caso del cultivo de ajo (figura 8), los valores medios se obtuvieron a partir del análisis de los píxeles que integraban el cultivo de ajo. Se consideró que 46 píxeles describían la totalidad de dicho cultivo. Posteriormente se desestimó todos aquellos

que se encontraban en el borde de la parcela lo que originó una muestra de 25 píxeles centrados en la misma, sobre los cuales se determinó el valor medio de IV para cada fecha en cuestión.

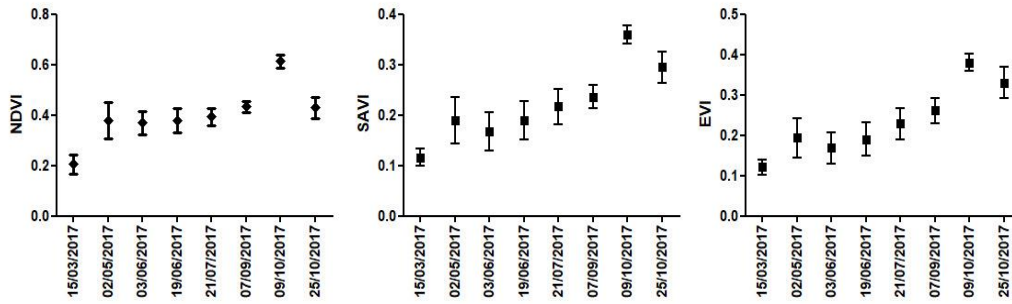


Figura 63. Promedios de NDVI, SAVI y EVI del cultivo de ajo en el ciclo de cultivo 2017.

Con el fin de profundizar lo antes dicho, en la figura 9 se presentan los valores de NDVI estimados en la parcela de vid para el ciclo de cultivo 2016-2017, y en la figura 10 se presenta los valores de EVI obtenidos para el cultivo de ajo en ciclo de cultivo 2017. Además, para mayor detalle en el Anexo 1

se encuentran las tablas con el total de escenas obtenidas para los tres IV y los dos cultivos considerados.

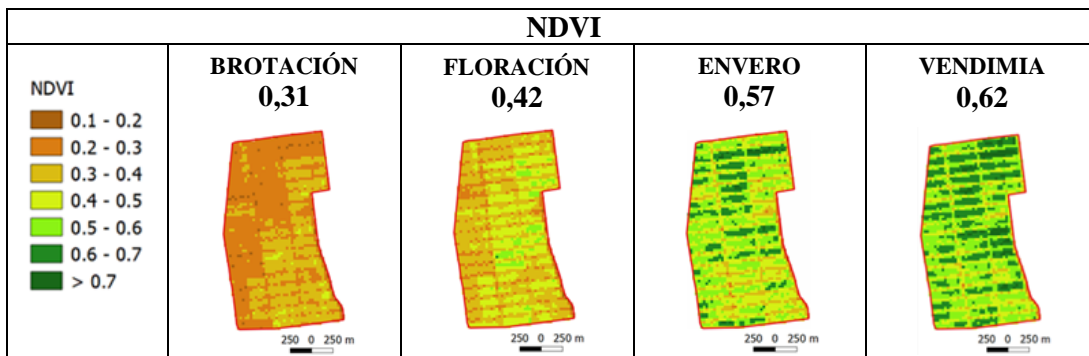


Figura 64. NDVI determinados durante la temporada 2016-2017 en el cultivo de vid.

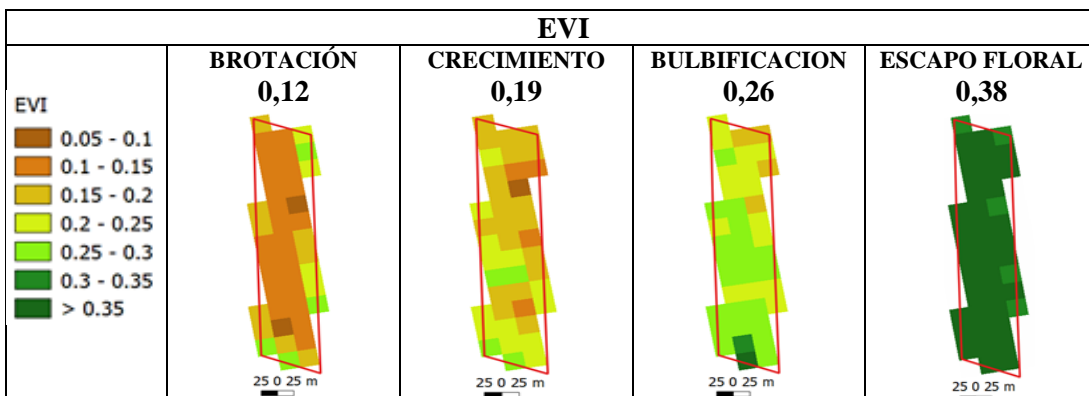


Figura 65. EVI determinados durante la temporada 2017 en el cultivo de ajo.

2.2.5. Cálculo de los K_{cb} , para las fechas de las imágenes satelitales

Tomando la fecha de cada una de las imágenes satelitales y relacionándola con los datos de los ciclos fenológicos, se determinó la etapa del ciclo productivo que reflejaba dicha imagen. Esto fue necesario para

$$K_{cbi} = K_{cb\ prev} + \left[\frac{i - \sum L_{prev}}{L_{etapa}} \right] * (K_{cb\ prox} - K_{cb\ prev}) \quad (13)$$

i : n° de día dentro de la temporada de crecimiento

K_{cbi} : Coeficiente basal de cultivo para el día

(i)

L_{etapa} : Duración de la etapa considerada

$\sum(L_{prev})$: Suma de la duración de las etapas previas

$K_{cb\ prox}$: Coeficiente basal de cultivo de la etapa siguiente

$K_{cb\ prev}$: Coeficiente basal de cultivo de la etapa previa

2.2.6. Cálculo de los K_e a partir de los NDVI

Para obtener los valores del coeficiente de evaporación del suelo K_e se tomaron los NDVI de las imágenes y se aplicaron las ecuaciones 9, 10 y 11 de manera secuencial. Para mayor detalle consultar apartado 1.7.

Vale aclarar que las fórmulas antes citadas no solo cumplen con la característica de haber sido determinados de manera directa en cultivo de ajo y de vid, sino que además han sido determinadas en regiones con

calcular el valor de K_{cb} que le correspondía a esa fecha en particular, teniendo en cuenta la etapa del ciclo de cultivo a la cual pertenecía y los valores de K_{cb} corregidos en el paso (b). Para tal fin se aplicó la siguiente fórmula:

similitudes edáficas y meteorológicas a las que presenta la cuenca del río Mendoza.

2.2.7. Dependencia entre variables

Con la finalidad de establecer el grado de dependencia entre las variables estudiadas, se construyeron tres modelos de regresión lineal simple para cada cultivo. Las relaciones que se estudiaron mediante dichos modelos fueron: $K_{cb}/NDVI$, $K_{cb}/SAVI$, y K_{cb}/EVI .

Luego se calculó el coeficiente de determinación R^2 con el objeto de cuantificar la bondad del ajuste de los modelos obtenidos.

2.2.8. Verificación de los valores de K_{cb} , K_e y K_c

Para comprobar que los valores de K_{cb} , K_e y K_c obtenidos con ésta metodología son coherentes y están dentro de los rangos normales para éste tipo de cultivos en las condiciones climáticas de la zona, se realizaron estos cuatro procedimientos:

1- Se comparó los K_{cb} obtenidos con los valores de K_{cb} teóricos, ya que según la Guía FAO No. 56, establece que los valores de K_{cb} pueden ser transformados de manera tal que reflejen los efectos de las condiciones locales, prácticas culturales o variedades del cultivo. No obstante, estos valores “locales” no deberían diferir en más de 0,2 con respecto a los valores de K_{cb} teóricos propuestos en dicha guía. De existir una diferencia mayor a 0,2 será motivo suficiente para evaluar la técnica de investigación aplicada, el equipo utilizado y las prácticas de cultivo.

$$K_{cmax} = (1,2 + [0,04 * (u_2 - 2) - 0,004 * (HR_{min} - 45)] * \left(\frac{h}{3}\right)^{0,3}) \quad (14)$$

h: Altura máxima promedio de las plantas durante el período de cálculo considerado (etapa inicial, desarrollo, mediados de temporada o final) [m]

u_2 : Velocidad de viento.

HR_{min} : Humedad relativa.

3- Obtención de la curva característica del coeficiente basal de cultivo. De manera de comprobar que el comportamiento de los K_{cb} corregidos guarda similitud con las curvas de K_{cb} teóricos.

2- Una vez obtenido los valores de K_c (a partir de la suma de $K_{cb} + K_e$) Se comparó dicho valor con un valor de K_{cmax} el cual representa el límite superior de la evaporación y la transpiración que puede ocurrir en una superficie cultivada. Para este caso en particular, y teniendo en cuenta las características climáticas y el tipo de cultivo, el valor de K_{cmax} que no puede superar en el caso de la vid es de 1,3; y para el caso del ajo, el valor que no se puede superar es 1,28. La expresión matemática de K_{cmax} es:

4- Se calcularon las necesidades hídricas mensuales para los cultivos en estudio, con el fin de comprobar que el método otorga valores de necesidades hídricas acordes al cultivo y la región en estudio.

3. RESULTADOS

3.1. Valores de K_{cb} corregidos

En la tabla 9 se presentan la comparación entre los valores de K_{cb} teóricos con respecto a los K_{cb} corregidos climáticamente

Cultivos	Ciclo de cultivo	K_{cb} teóricos	K_{cb} corregidos	$\Delta < 0,2$
Vid	2014-2015	0,65	0,76	0,11
		0,4	0,51	0,11
	2015-2016	0,65	0,76	0,11
		0,4	0,51	0,11
	2016-2017	0,65	0,75	0,1
		0,4	0,5	0,1
Ajo	2017	0,9	0,92	0,02
		0,6	0,66	0,06

Tabla 9. Comparación de los K_{cb} corregidos respecto a los K_{cb} teóricos.

3.2. Cultivo de Vid

En las tablas 10, 11 y 12, se presentan el conjunto de datos obtenidos para cada ciclo productivo considerado en vid. En las mismas se muestra la duración en días julianos de cada una de las cuatro etapas intervinientes en el ciclo de crecimiento

(considerando como día Juliano1 el 1de septiembre de cada año), las imágenes satelitales asociadas según la fecha de captura, los correspondientes valores de K_{cb} , y valores medios de NDVI, SAVI y EVI.

CICLO 2014-2015							
Duración de las etapas (i)	Etapas ciclo productivo	Fecha	Día Juliano	K_{bc} (corregido)	NDVI	SAVI	EVI
47	Inicio	15/09/214	15	0,15	0,34	0,18	0,17
	Inicio	17/10/2014	47	0,15	0,4	0,23	0,23
	Desarrollo	04/12/2014	95	0,52	0,5	0,3	0,32
	Desarrollo	05/01/2015	127	0,74	0,55	0,3	0,33
64	Medio	21/01/2015	143	0,76	0,55	0,29	0,33
	Medio	22/02/2015	175	0,76	0,65	0,29	0,31
32	Final	s.d	s.d	s.d	s.d	s.d	s.d

Tabla 10. Matriz de correlación de K_{cb} , NDVI, SAVI y EVI. Ciclo productivo 2014-2015 en vid.

CICLO 2015-2016

Duración de las etapas (i)	Etapas ciclo productivo	Fecha	Día Juliano	K_{bc} (corregido)	NDVI	SAVI	EVI
30	inicial	18/09/2015	18	0,15	0,29	0,17	0,16
	inicial	20/10/2015	50	0,15	0,34	0,17	0,16
60	desarrollo	21/11/2015	82	0,4	0,4	0,22	0,22
	medio	23/12/2015	114	0,69	0,61	0,33	0,34
90	medio	09/02/2016	162	0,76	0,62	0,33	0,36
54	final	s.d	s.d	s.d	s.d	s.d	s.d

Tabla 11. Matriz de correlación de K_{cb} , NDVI, SAVI y EVI. Ciclo productivo 2015-2016 en vid.

CICLO 2016-2017

Duración de las etapas (i)	Etapas ciclo productivo	Fecha	Día Juliano	K_{bc} (corregido)	NDVI	SAVI	EVI
56	inicial	20/09/2016	20	0,15	0,31	0,17	0,17
	inicial	22/10/2016	52	0,15	0,4	0,21	0,21
69	desarrollo	07/11/2016	68	0,25	0,42	0,22	0,23
	desarrollo	25/12/2016	116	0,67	0,59	0,31	0,34
62	medio	26/01/2017	148	0,75	0,57	0,29	0,29
	medio	27/02/2017	180	0,75	0,62	0,27	0,28
55	final	15/03/2017	196	0,71	0,62	0,27	0,29

Tabla 12. Matriz de correlación de K_{cb} , NDVI, SAVI y EVI. Ciclo productivo 2016-2017 en vid.

En la figura 11 queda representada la variación de los valores de K_{cb} que se han obtenido a lo largo de los tres ciclos del

cultivo de vid variedad Malbec, para la cuenca norte de la provincia de Mendoza

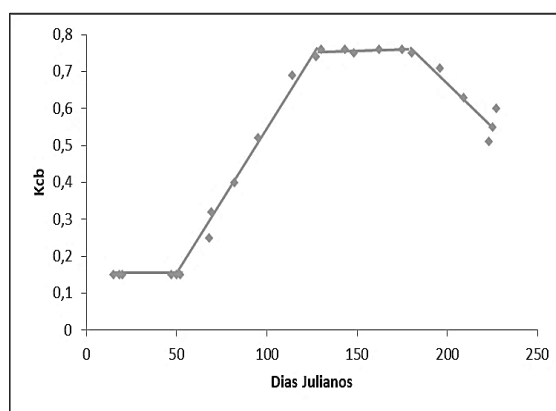


Figura 66. Curva de K_{cb} para cultivo de vid en la provincia de Mendoza.

La figura 12 presenta la evolución temporal que manifestaron los índices NDVI, SAVI y EVI, durante los ciclos productivos 2014-2015; 2015-2016 y 2016-2017. El comportamiento de los IV sigue el patrón típico que describe Calera et al. (2014) para

cultivos de vid conducidos en espaldera. No obstante por la falta de imágenes con buena calidad, es que para el caso de los dos primeros ciclos productivos no se cuenta con datos pertenecientes a la época de cosecha.

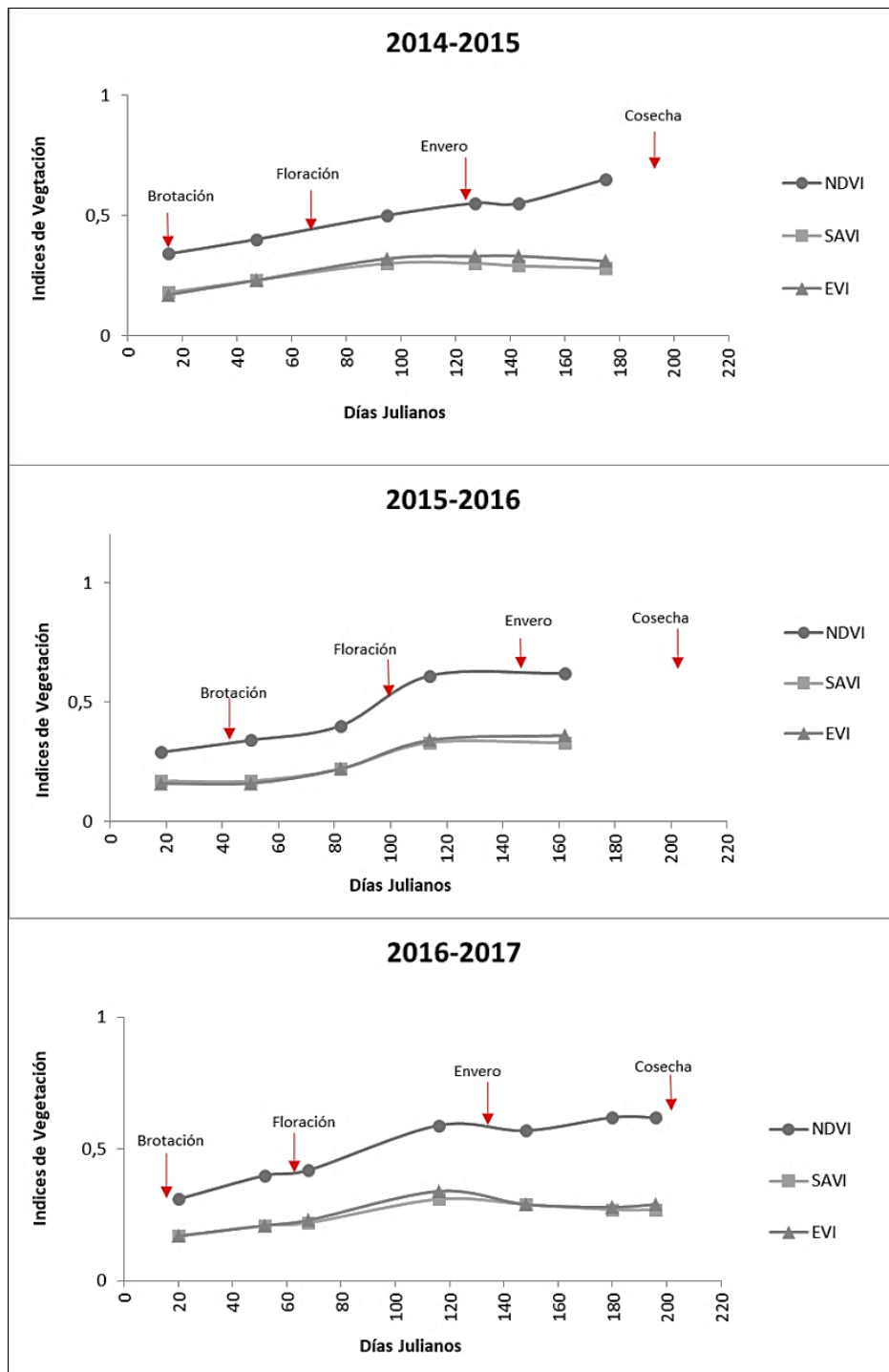


Figura 67. Evolución de los índices NDVI, SAVI y EVI en vid. Ciclos productivos 2014-2015, 2015-2016 y 2016-2017.

En la figura 13 se puede observar los modelos lineales obtenidos para las relaciones propuestas entre las variables estudiadas, como así también el

correspondiente coeficiente de determinación

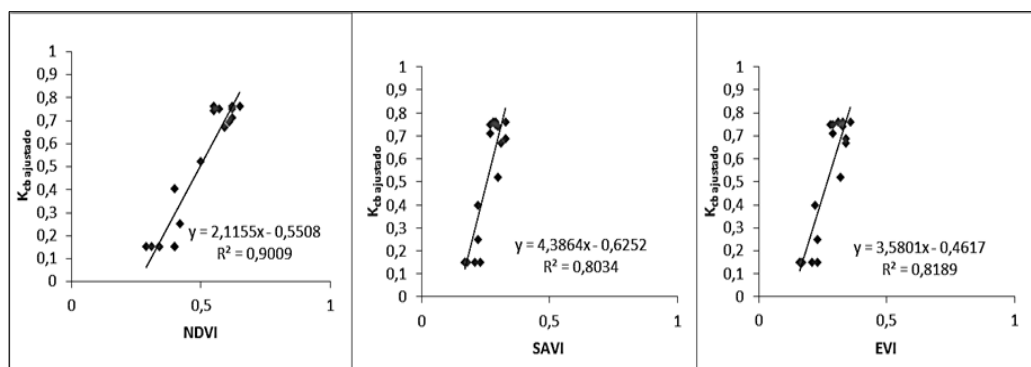


Figura 68. Relación lineal entre Kcb y cada uno de los IV estimados en cultivo de vid.

Para la construcción de estos modelos se consideró el conjunto de datos compuesto por los valores recolectados durante los tres ciclos productivos estudiados.

Consecuentemente el modelo que describe la relación entre K_{cb} y NDVI en el cultivo de vid está representado por la siguiente ecuación:

$$K_{cb} = 2,1155 * NDVI - 0,5508$$

La relación entre K_{cb} y SAVI, resulta ser:

$$K_{cb} = 4,3864 * SAVI - 0,6252$$

Y la relación entre K_{cb} y EVI, resulta ser:

$$K_{cb} = 3,5801 * EVI - 0,4617$$

Por el último, se han determinado las necesidades hídricas del cultivo de vid diaria y mensual para los tres ciclos de cultivo en estudio. En la tabla 13 se presentan los valores de evaporación del suelo (K_e) obtenidos a partir de los NDVI determinados

en las imágenes satelitales, además se muestra que mediante la suma de este con su correspondiente K_{cb} se obtiene el valor de K_c , el cual finalmente luego de ser multiplicado por la ETo , da una idea clara de cuanta es la necesidad del cultivo para esa fecha en particular. Es oportuno aclarar que el cálculo de las necesidades hídricas del cultivo solo se ha realizado en base a los valores de NDVI, dado que los valores de K_e están determinados mediante una relación lineal con dicho índice.

En caso de querer determinar las necesidades hídricas en base a los índices SAVI o EVI, y siempre que sea mediante la aplicación del método del coeficiente dual; habrá que contar con las ecuaciones que expliquen la relación entre dichos IV y el factor de cobertura de suelo (f_c), para que a partir de este último se pueda determinar un valor de K_e .

Ciclo productivo	NDVI	K _e	K _{bc}	K _c (≤1,3)	ET _o	ET _c (mm/día)	ET _c mensual (mm/mes)
2014-2015	0,34	0,11	0,15	0,263	3,65	0,96	28,77
	0,4	0,10	0,15	0,251	4,26	1,07	33,20
	0,5	0,08	0,52	0,603	4,66	2,81	84,23
	0,55	0,07	0,74	0,813	4,28	3,48	104,40
	0,55	0,07	0,76	0,833	4,28	3,57	106,96
	0,65	0,05	0,76	0,814	3,28	2,67	74,77
2015-2016	0,29	0,12	0,15	0,27	3,9	1,06	31,85
	0,34	0,11	0,15	0,26	3,06	0,80	24,92
	0,4	0,10	0,4	0,50	3,6	1,81	54,15
	0,61	0,06	0,69	0,75	4,06	3,05	94,61
	0,62	0,06	0,76	0,82	7,91	6,48	194,54
2016-2017	0,31	0,12	0,15	0,27	3,88	1,04	31,24
	0,4	0,10	0,15	0,25	3,81	0,98	30,32
	0,42	0,10	0,25	0,35	4,65	1,62	48,49
	0,59	0,07	0,67	0,74	4,6	3,38	101,5
	0,59	0,07	0,75	0,82	5,1	4,16	124,77
	0,62	0,06	0,75	0,81	4,06	3,29	92,06
	0,62	0,06	0,71	0,77	3,55	2,73	84,72

Tabla 13. Obtención de las necesidades hídricas de riego a partir de los valores NDVI en vid. Ciclos productivos 2014-2015, 2015-2016 y 2016-2017.

3.3. Cultivo de Ajo

En la tabla 14 se presenta el conjunto de datos obtenidos para el ciclo productivo considerado en ajo.

Se muestra la duración en días julianos de cada una de las cuatro etapas intervinientes en ciclo de crecimiento (considerando como día Juliano1 el 15 de marzo ya que fue el día

de siembra), las imágenes satelitales que tienen asociada cada una de dichas etapas según las fechas de captura y finalmente los valores de K_{cb}, NDVI, SAVI y EVI correspondientes.

Los valores de IV representan los valores promedio de las parcelas en estudio para la fecha considerada.

CICLO 2017

Días de las etapas (i)	Etapas fenológicas	Fecha	Día Juliano	K _{bc} (corregido)	NDVI	SAVI	EVI
22	Inicio	15/03/2017	1	0,15	0,2	0,12	0,12
	Desarrollo	02/05/2017	49	0,29	0,38	0,19	0,19
	Desarrollo	03/06/2017	81	0,45	0,37	0,2	0,17
147	Desarrollo	19/06/2017	97	0,53	0,38	0,19	0,19
	Desarrollo	21/07/2017	129	0,69	0,39	0,22	0,23
	Desarrollo	07/09/2017	177	0,92	0,43	0,24	0,26
	Medio	09/10/2017	210	0,92	0,61	0,36	0,38
20	Final	25/10/2017	224	0,71	0,43	0,29	0,35

Tabla 14. Matriz de correlación de K_{bc}, NDVI, SAVI y EVI. Ciclo productivo 2017 en ajo.

Análogamente a lo que se presentó para vid, en la figura 14 queda demostrada la variación de los valores de K_{bc} que se han obtenido a lo largo del ciclo de cultivo

considerado. Esta curva es útil para estimar el valor de K_{bc} a partir de una fecha determinada.

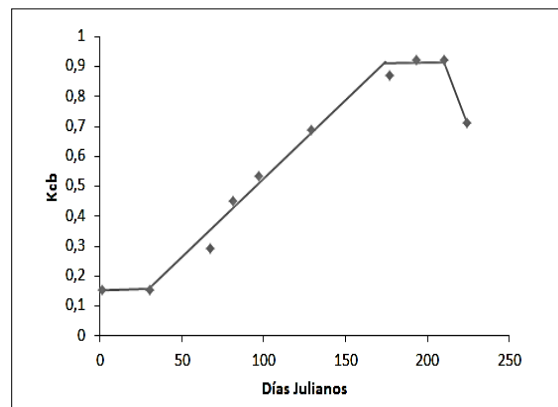


Figura 69. Curva de K_{bc} para cultivo de ajo en la provincia de Mendoza.

La figura 15 se presenta la evolución temporal que manifestaron los índices NDVI, SAVI y EVI, durante el ciclo productivo 2017. Las curvas presentan el comportamiento típico de un cultivo anual, presentando valores bajos de IV al comienzo del ciclo, aumentan en la etapa intermedia y

disminuyen al final del ciclo de cultivo (Castañeda et al.2015).

En la figura 16 se puede observar el análisis de regresión simple lineal que se aplicó al conjunto de datos.

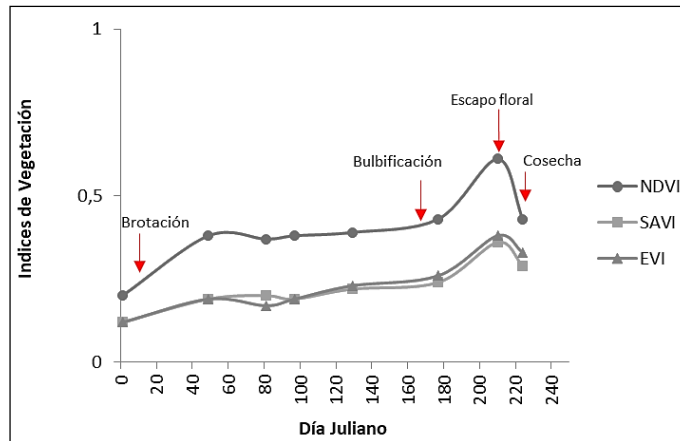


Figura 70. Evolución temporal de los índices NDVI, SAVI y EVI en ajo Ciclo 2017.

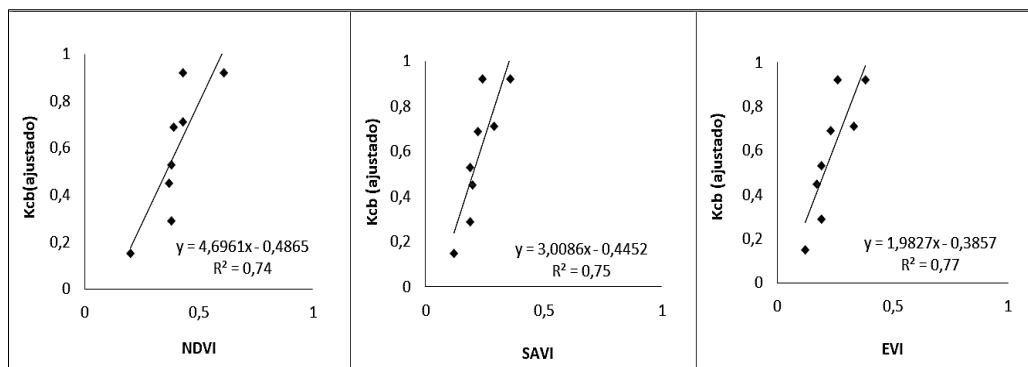


Figura 71. Relación lineal entre Kcb y cada uno de los IV estimados en cultivo de ajo.

Consecuentemente el modelo que describe la relación entre Kcb y NDVI está representado por la siguiente ecuación:

$$K_{cb} = 4,6961 * NDVI - 0,4865$$

La relación entre Kcb y SAVI, queda expresada mediante

$$K_{cb} = 3,0086 * SAVI - 0,4452$$

Y la relación entre K_{cb} y EVI, resulta ser:

$$K_{cb} = 1,9827 * EVI - 0,3857$$

En la tabla 15 se presentan los valores de evaporación del suelo (K_e) obtenidos a partir

de los NDVI determinados en las imágenes satelitales, además se muestra que mediante la suma de este con su correspondiente K_{cb} se obtiene el valor de K_c, el cual finalmente luego de ser multiplicado por la ETo, da una idea clara de cuanta es la necesidad del cultivo para esa fecha en particular.

Al igual que en vid, en el cultivo de ajo se calculó de las necesidades hídricas del cultivo en base a los valores de NDVI, dado que los valores de K_e están determinados mediante una relación lineal con dicho índice.

Ciclo productivo	NDVI	K_e	K_{bc}	K_c ($\leq 1,28$)	ET_o (mm/día)	ET_c (mm/día)	ET_c mensual (mm/mes)
2017	0,2	0,51	0,15	0,66	3,55	2,33	35,05
	0,38	0,38	0,38	0,76	1,2	0,909	27,28
	0,37	0,39	0,45	0,84	1,01		
	0,38	0,38	0,53	0,91	1,01	0,880	26,40
	0,39	0,37	0,69	1,06	1,3	1,37	42,74
	0,43	0,34	0,87	1,21	3,4		
	0,61	0,21	0,92	1,13	4,53	4,11	123,58
	0,43	0,34	0,71	1,05	4,51	4,92	152,57

Tabla 15. Obtención de las necesidades hídricas de riego a partir de los valores NDVI en ajo.

4. DISCUSIÓN

El inicio de todo el procedimiento referido a los cálculos está marcado por la corrección climática de los valores $K_{cb\ med}$ y $K_{cb\ fin}$ (tabla 9). Ésta arrojó una variación entre valor teórico y corregido de 0,1 -0,11 para el caso de la vid, y de 0,02-0,06 para el caso del ajo. Esta situación significó que los valores iniciales que darían lugar al resto de los cálculos son representativos de los cultivos y de la zona de estudio, debido a que estas diferencias son inferiores a 0,2 límite máximo establecido por la técnica aplicada y desarrollada por la FAO.

El conjunto de valores K_{cb} obtenidos para las fechas que se corresponden con las imágenes satelitales, mediante la aplicación de cálculos específicos y considerando los valores de K_{cb} iniciales corregidos climáticamente, condujeron a la obtención de curva típica de K_{cb} (figura 11 y figura 14). En estas se observa que los K_{cb} obtenidos representan con claridad las cuatro etapas del ciclo vegetativo de los cultivos, es decir los mismos resultan ser buenos descriptores

de la realidad de los cultivos en estudio, o dicho en otras palabras, los K_{cb} aquí calculados resultan ser específicos para los cultivos y condiciones climáticas estudiadas.

Referido a las gráficas de evolución temporal de los índices NDVI, SAVI y EVI en vid como en ajo (figura 12 y figura 15), muestran cómo varían estos índices a lo largo del ciclo crecimiento en coincidencia con el desarrollo vegetativo de las plantas, dando lugar a curvas que evolucionan con suavidad. De tal manera, que al comienzo del ciclo productivo cuando el desarrollo vegetal es incipiente los valores de los índices vegetales son bajos y conforme el cultivo comienza a transitar la etapa de desarrollo y crecimiento los valores de los IV aumentan hasta alcanzar un máximo, momento que coincide con el máximo desarrollo vegetativo. Así mismo es posible ver como los índices SAVI y EVI tienen un comportamiento similar dentro del mismo ciclo de cultivo y lo diferentes que resultan ambos con respecto a NDVI. Ésta situación encuentra explicación en la construcción de

los índices. Huete introduce en 1988 el índice SAVI y en 2006 el índice EVI con la finalidad de superar el problema de saturación que presentaba NDVI en coberturas vegetales con altas tasas de crecimiento, en consecuencia es de esperar que los valores de NDVI resulten mayores respecto de SAVI y EVI.

Por otro lado NDVI y EVI se complementan, mientras el primero es clorofila sensible y responde principalmente a las variaciones de color rojo (RED), el segundo es más sensible en el infrarojo (NIR) por lo que su respuesta está vinculada a la variación estructural del dosel (Pettorelli et al., 2005).

Finalmente se puede ver que NDVI no presentó problemas de saturación en ninguno de los cultivos en estudio, esto puede encontrar explicación en el hecho que los cultivos de vid y de ajo presentan índices de área foliar (IAF) menores a 3 (Suarez et al., 2009; Carbonneau, 1976), según Pettorelli et al., (2005) en estos casos, el NDVI se encuentra influenciado principalmente por la reflectancia del suelo. Por lo tanto, el índice SAVI es más apropiado para este tipo de vegetación porque normaliza mejor el efecto del suelo, aunque según Gilabert et al. (1997), la principal desventaja que presenta este último es la determinación inherente al parámetro L que en principio puede presentar un rango de variación desde 0 hasta $+\infty$. En consecuencia, dado que el parámetro "L" no ha sido ajustado para el cultivo de vid en la

cuenca del río Mendoza, puede ser la explicación de la menor correlación existente entre $K_{cb}/SAVI$, K_{cb}/EVI con respecto a $K_{cb}/NDVI$, En el caso del cultivo de ajo ocurre exactamente lo opuesto, una posible explicación podría ser que al tratarse de un cultivo herbáceo, donde su desarrollo foliar cubre el suelo durante una parte de su ciclo de cultivo, esto atenúe el efecto de la reflectancia del suelo mejorando los ajuste de $K_{cb}/SAVI$ y K_{cb}/EVI ; pero dado que los datos solo pertenecen a un solo ciclo de cultivo, resulta prematuro aseverar que ésta sea la razón de tal comportamiento.

Por último, en la figura 12, donde se presenta la evolución temporal de los IV, se puede observar que en el caso del cultivo de la vid, existen diferencias sustanciales si comparamos un ciclo productivo con otros. Estas diferencias se deben a la influencia de los factores climáticos en su fenología. De tal manera, que teniendo en cuenta las condiciones reinantes en el ciclo productivo 2014-2015, se puede decir que la curva representa a un cultivo que se desarrolló dentro de las fechas históricas y no padeció inclemencias climáticas que afectaran o modificaran su desarrollo. En el caso del ciclo productivo 2015-2016, es evidente su diferencia con el ciclo precedente. Al inicio su curva tiene una pendiente menos pronuncia, dado que las condición climáticas que caracterizaron esa temporada fue una primavera fría, provocando un retraso en la brotación fenómeno que no se produjo próximo al 21 de septiembre como es

habitual, sino que ocurrió en la quincena de octubre. Otra característica de la curva es que en la etapa de máximo desarrollo vegetal alcanza valores de IV sensiblemente mayores que el año precedente, esto encuentra su explicación en las bajas temperatura de la primavera, ya que al sufrir un atraso en la brotación el cuaje también se redujo; en consecuencia al tener menos carga de racimos la planta invierte sus nutrientes en la generación de mayor número de hojas aumentando así la superficie foliar. Finalmente, el ciclo productivo 2016-2017, fue un año cálido lo que produjo un adelanto de la brotación que se produjo el 6 de septiembre, esto no parece incidir marcadamente con respecto a un ciclo productivo normal(2014-2015), pero lo que sí es posible ver como los valores de IV resultan superiores con respecto a este año en cuestión. Esto puede encontrar su explicación en dos hechos: 1) el primero está relacionado con la primavera fría anteriormente comentada, la misma no sólo causo un efecto negativo durante su temporada si no que dejo un efecto futuro, el mismo fue una deficiente formación de los primordios de racimos de la siguiente temporada, o sea los que brotarían en durante 2016-2017; 2) y el segundo hecho es que durante este ciclo productivo se manifestaron fuertes heladas en el momento que las yemas ya se encontraban hinchadas o a punto de brotar. La combinación de estas dos situaciones provocaron una menor carga de racimos, los mismos resultaron más pequeños de tamaño y con menor número de

granos. Lo que se traduce en un mayor desarrollo vegetativo por parte de la planta y es lo que evidencian los altos valores de IV en la etapa media del ciclo productivo.

En las figuras 13 y 16 se pueden observar los modelos lineales obtenidos luego de relacionar cada IV con el K_{cb} , además se estimaron los correspondientes coeficientes de determinación. En el caso de la vid, el índice que mejor explica la variación de K_{cb} es el NDVI con un R^2 de 0,9, en cuanto a SAVI y EVI logran explicar el 0,8 y 0,81 de la variabilidad de K_{cb} respectivamente. Para el caso del cultivo del ajo la variabilidad de K_{cb} queda mejor explicada por EVI ya que su R^2 es de 0,77, en tanto que NDVI alcanza un R^2 igual a 0,74 y SAVI un R^2 de 0,75. El hecho de que sean distintos los índices que alcanzaron los ajustes más altos en los respectivos cultivos (NDVI en vid y EVI en ajo) no se puede atribuir de manera directa a la característica del íntrínsecas de cada IV, ya que esta diferencia podría estar influenciada por el conjunto de datos con los que se ha trabajado. Vale recordar que en el caso de vid se ha contado con los datos de tres ciclos de cultivos consecutivos, en cambio en ajo solo se ha tenido en cuenta los datos provenientes de un solo ciclo productivo.

Con respecto a las tablas 13 y 15 , se presentan los valores de K_e obtenidos a partir de los NDVI medidos acompañados por los K_{cb} y K_C respectivos, posteriormente multiplicando los valores de K_C por la ETo

se obtuvieron las necesidades hídricas referidas a una fecha determinada. Vale aclarar que la ETo considerada es la representativa de cada cultivo, ya que provienen de las estaciones meteorológicas cercanas a cada parcela respectivamente (estación meteorológica Pedriel para vid y estación meteorológica Jocolí para ajo).

Además, se ha agregado una aproximación de la necesidad hídrica mensual que tendría cada cultivo en cuestión. Posteriormente se sumaron para obtener la necesidad hídrica anual de 5700 m³/ha/año para la vid y de 5000 m³/ha/año para el ajo. Estas necesidades resultan ser intermedias si se comparan por las propuestas por otros autores para la cuenca del río Mendoza, Morábito (2010) sostiene que las necesidades hídricas anuales de la vid y el ajo son del orden de 7130 m³/ha/año y 6130m³/ha/año respectivamente. En tanto que Sanchez (2006) propone necesidades hídricas anuales de 5200 m³/ha/año para vid y de 4300 m³/ha/año para ajo. Por último vale recordar que de los datos de campo de cada cultivo aquí estudiado se desprende que el cultivo de ajo recibió un volumen de riego equivalente a 10000 m³/ha/año y el cultivo de vid de 6000 m³/ha/año.

Finalmente, es de destacar que los valores de K_C tanto en vid como en ajo cumplen con la premisa de no superar un valor de K_{Cmax}, esta situación da confianza sobre el proceso de cálculo realizado.

5. CONCLUSIÓN

Lo expuesto a lo largo del presente trabajo permite arribar a las siguientes conclusiones: -La combinación de la metodología FAO-K_{cb} con la técnica para elaborar series temporales de imágenes satelitales con el fin de determinar la variación del coeficiente basal de los cultivos propuesta por Calera et al. (2004), más las relaciones lineales establecidas entre K_e-fc y fc-NDVI determinadas por Cuesta et al. (2005) y Johnson et al. (2012), dieron origen a una nueva metodología para determinar de las necesidades hídricas de la cuenca del río Mendoza, que otorga valores ajustados a las características climáticas y representativos para el tipo de agricultura que se lleva a cabo en la región.

- La integración de la metodología aquí presentada a los sistemas de riego presurizados, otorgaría un mayor ahorro en el volumen de agua aplicando al cultivo.
- El uso metodología desarrollada en el presente trabajo, puede ser una gran alternativa para el organismo encargado de la gestión del recurso hídrico en la provincia de Mendoza, dado que contribuiría al fortalecimiento de las nuevas acciones que se han implementado en la gestión del recurso hídrico como respuesta al cambio climático. En tal sentido, desde el año 2017 el Departamento General de Irrigación

ha establecido una nueva forma de entrega de agua la cual ha denominado “riego acordado”, la misma se basa en realizar la entrega de volúmenes de agua que solicita el regante en función de las necesidades de riego que posee su cultivo. Dentro de este contexto, la adopción de ésta técnica por parte de DGI le permitiría desarrollar una base de datos conformada por los valores de necesidades de riego reales y de actualización instantánea para cada unidad productiva de la cuenca del río Mendoza, pudiendo de esta manera comprobar si el pedido del regante se condice con la realidad de su cultivo. Así mismo, ésta base de datos se podría integrar al actual sistema de información geográfica que posee el DGI denominado MIDO, esto permitiría tanto a los usuarios como a los administradores ver en tiempo real y de manera gratuita la información referida a las necesidades hídricas que se van manifestando en toda la extensión de la cuenca y hasta realizar una clasificación de toda la extensión de la cuenca en diferentes áreas según sus necesidades hídricas.

- Más aún este método permitiría crear secuencias temporales de imágenes donde se aprecie la variabilidad temporal y espacial de los IV en toda la cuenca e integrarlas

al sistema MIDO, de manera que el agricultor pueda consultar de forma gratuita como está el estado vegetativo de su cultivo desde un ordenador y los administradores del agua obtendrían una idea más próxima a como se va desarrollando el ciclo de cultivo en la cuenca de modo de establecer la entrega de agua a aquellas áreas primeras en brotar y no por un cuadro de turnado general.

- Por otro lado el “sistema de riego acordado” requiere de la proyección y construcción de pequeños diques en diversos puntos de la cuenca con la finalidad de realizar un reparto más eficiente de los volúmenes de agua, en este caso la técnica expuesta podría resultar una gran aliada en la etapa de dimensionamiento de los reservorios de agua, dado que permitiría realizar un análisis histórico de las necesidades de riego reales que han presentado los diversos cultivos en la cuenca en los últimos 20 años. De manera de evitar caer en errores de sobre dimensionamiento de las obras hidráulicas como fruto de realizar cálculos de volúmenes en base a coeficientes de cultivos basales y de evaporación de suelo teóricos no reales.
- Referido al recurso hídrico subterráneo de la cuenca del río

Mendoza, se puede decir que la técnica aquí presentada en combinación con métodos de determinación de volumen de extracción de las perforaciones a partir del consumo energético, permitiría en aquellas unidades productivas que se riegan únicamente con agua subterránea, contrastar si los volúmenes de agua que extrae el agricultor del acuífero se corresponden con las necesidades hídricas de su cultivo. Esto resultaría ser un método más económico con respecto a lo que supone la colocación, mantenimiento y verificaciones periódicas de caudalímetros en todas las perforaciones de la cuenca. Pudiendo incluso establecer un sistema de monitorización para todo aquel agricultor que se exceda en los volúmenes de agua extraídos.

Finalmente deberán ser objeto de nuevas investigaciones:

- Elección del índice más apropiado para medir las necesidades hídricas a nivel cuenca. Se puede decir que todo dependerá del grado de ajuste que se espere obtener entre los IV y los K_{cb} . Porque si bien en el presente trabajo ha quedado demostrado que NDVI presenta un alto ajuste con K_{cb} , también es cierto que hay suficientes investigaciones a nivel

mundial que demuestran el hecho de no ser un índice del todo apto para regiones semiáridas, ya que resulta muy sensible a la reflectancia del suelo. En tal caso es recomendable la aplicación de los índices SAVI y EVI previa calibración local de los mismos.

- Determinación de K_e . Vale recordar que los valores de K_e se obtuvieron al aplicar modelos desarrollados en otras regiones del mundo, por lo que si en un futuro se desea ajustar la técnica aquí descrita es necesario establecer la relación entre los IV y K_e para la cuenca del río Mendoza.
- Los modelos de regresión obtenidos son una primera aproximación, por lo que se deben aplicar con precaución, ya que estos han sido obtenidos para regiones y variedades determinadas. En consecuencia, su extrapolación a otros cultivos podría subestimar o sobreestimar las necesidades hídricas del mismo.
- La continuidad en la toma de datos de los ciclos fenológicos de los diversos cultivos de la cuenca del río Mendoza, contribuirá en un futuro a ajustar modelos de predicción de K_{cb} y K_e a partir del IV con alta confiabilidad. Pudiendo de esta manera conocer las necesidades hídricas instantáneas de los cultivos con una técnica rápida, sencilla y eficaz.

- Elaboración de una metodología que se base en combinar imágenes provenientes de diferentes satélites. La falta de una mayor resolución temporal de imágenes que sean susceptibles de ser aplicadas para el cálculo de IV resulta ser una debilidad de ésta técnica, ya que provoca ventanas sin información en el ciclo productivo lo que puede conducir a subestimar o sobreestimar las necesidades hídricas de los cultivos. De ahí que desarrollar dicha metodología sería una alternativa para disminuir la resolución temporal al máximo posible.

BIBLIOGRAFÍA

Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (1998). Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56. Fao, Rome, 300(9), D05109.

Balbondín, C., M. Odi, R. Poblete, J. Garrido, I. Campos y A. Calera. (2016). Uso de herramientas de teledetección y SIG para el manejo del riego en los cultivos. 50 p. Boletín INIA N°335. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Centro Regional Intihuasi, La Serena, Chile.

Bausch, WC, y Neale, CM (1987). Coeficientes de cultivo derivados de la radiación del dosel reflejado: un concepto. Transacciones de la ASAE , 30 (3), 703-0709.

Boninsegna, J. A. (2013). Impacto del cambio climático en los oasis del oeste argentino.

Bodega Doña Paula (2015). Reporte de cosecha. <http://donapaula.com/wp-content/uploads/Reporte-de-cosecha-2015.pdf>

Bodega Doña Paula (2016). Reporte de cosecha. <http://donapaula.com/wp-content/uploads/Reporte-de-cosecha-2016.pdf>

Bodega Doña Paula (2017). Reporte de cosecha

<http://donapaula.com/wp-content/uploads/Reporte-de-cosecha-2017.pdf>

Calera, A., Campos, I., & Garrido-Rubio, J. (2014). Determinación de las necesidades de agua y de riego mediante estaciones meteorológicas y series temporales de imágenes multiespectrales. CENTER (Ed.), JORNADAS TÉCNICAS: Innovación en gestión de regadío mediante redes agroclimáticas, teledetección y sistemas de información, San Fernando de Henares (23/September/2014).

Campos, I., Neale, CM, Calera, A., Balbondín, C., y González-Piqueras, J. (2010). Evaluación de los coeficientes de cultivos basales basados en satélites para uvas irrigadas (*Vitis vinifera* L.). Gestión de Aguas Agropecuarias, 98 (1), 45-54.

Castaneda-Ibáñez, CR, Martínez-Menes, M., Pascual-Ramírez, F., Flores-Magdaleno, H., Fernández-Reynoso, DS, y Esparza-Govea, S. (2015). Estimación de los coeficientes del cultivo a través de la sensación remota en el distrito de riego de Wo yaqui, Sonora, México.

Carbonneau, A. (1976). Principes et méthodes de mesure de la surface foliaire. Essai de caractérisation des types de feuilles dans le genre *Vitis*. In *Annales de l'Amélioration des Plantes*.

Catálogo de recursos humanos e información relacionada con la temática

ambiental en la región andina Argentina
<https://www.mendoza-conicet.gov.ar/ladyot/catalogo/cdandes/cap03.htm>. Accedido el 24 de Julio de 2018

Cuesta, A., Montoro, A., Jochum, A. M., López, P., & Calera, A. (2005). Metodología operativa para la obtención del coeficiente de cultivo desde imágenes de satélite.

Departamento General de Irrigación (2008). Plan director del río Mendoza. Mendoza, Argentina

Hernández, J., & Martinis, N. (2006). Particularidades de las cuencas hidrogeológicas explotadas con fines de riego en la provincia de Mendoza. INACRA. III Jornadas Actualización de Riego y Fertirriego Mendoza. Argentina.

Huete, A. R. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote sensing of environment*, 25(3), 295-309.

Huete, AR, Didan, K., Shimabukuro, YE, Ratana, P., Saleska, SR, Hutyra, LR, y Myneni, R. (2006). Selva amazónica verde con luz solar en la estación seca. *Cartas de investigación geofísica*, 33 (6).

Informe anual hortícola www.idr.org.ar/. Horticultura.

[Http://www.idr.org.ar/horticultura-2](http://www.idr.org.ar/horticultura-2)Accedido 30 de mayo 2018

Informe anual frutícola. www.idr.org.ar/.Fruticultura.

<http://www.idr.org.ar/fruticultura-2>Accedido 24 de mayo 2018

Informes anuales de vinos y mostos. <http://www.inv.gov.ar/index.php/informes-anuales>

Accedido 20 de mayo 2018

Jayanthi, H., Neale, CM, y Wright, JL (2001). Estimación de la evapotranspiración estacional utilizando la reflectancia del dosel: un estudio de caso con frijoles rosados. *PUBLICACIÓN IAHS*, 302-305.

Johnson, L. F., & Trout, T. J. (2012). Satellite NDVI assisted monitoring of vegetable crop evapotranspiration in California's San Joaquin Valley. *Remote Sensing*, 4(2), 439-455.

Jofré, J. L., & Duek, A. Criterios de política hídrica para el ordenamiento territorial.

Montaña, E., Torres, L. M., Abraham, E. M., Torres, E., & Pastor, G. (2005). Los espacios invisibles: Subordinación, marginalidad y exclusión de los territorios no irrigados en las tierras secas de Mendoza, Argentina. *Región y sociedad*, 17(32), 03-32.

Morábito, J. A., Tívoli, J. M., Salatino, S., & Mirábito, C. (2002). Necesidades de riego en el área de influencia del río Mendoza. In XIX Congreso Nacional del Agua. Córdoba Argentina.

Morábito, J., Alvarez, A., Drovandi, A., Hernández, J., Hernández, R., & Martinis, N. (2009). El agua en Mendoza y su problemática ambiental. Mendoza: Centro

Regional Andino, Instituto Nacional del Agua (CRA-INA).

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (2004), Plan Director de la Cuenca del Río Mendoza. Gobierno de Mendoza, Departamento General de Irrigación. Mendoza, Argentina. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (2011). El estado de los recursos de tierras y aguas del mundo para la alimentación y la agricultura. La gestión de los sistemas en situación de riesgo. Londres/Roma, Earthscan/FAO. <http://www.fao.org/nr/solaw/solaw-home/en/>

Pettorelli, N., Vik, JO, Myserud, A., Gaillard, JM, Tucker, CJ, y Stenseth, NC (2005). Uso del NDVI derivado del satélite para evaluar las respuestas ecológicas al cambio ambiental. *Tendencias en ecología y evolución*, 20 (9), 503-510.

Roig, F. A. (1972). Bosquejo fisionómico de la vegetación de la provincia de Mendoza. *Soc Argent Bot Bol*.

Sánchez, C. M., Salomón, M. A., & Pereira, L. S. Evaluación del desempeño de los sistemas de distribución de riego tradicionales mediante uso del modelo Isareg en Mendoza (Argentina).

Santesteban, L. G., Miranda, C., FUENTECILLA, M., Tisseyre, B., Guillaume, S., & Y ROYO, J. B. (2009). Evaluación del interés del índice NDVI para

la delimitación de unidades de manejo diferenciado dentro de una explotación vitícola. In *XIII Congreso de la Asociación Española de Teledetección*. p (Vol. 23).

Suárez-Rey, E. M., Romero-Gámez, M., Montosa, J. M., & Mansilla, F. (2009). Producción de ajo tierno bajo cubiertas flotantes de agrotexil. *Resumen en Horticultura*, (212), 26-27.

Tucker, C. J. 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sens. Environ.* 8: 127-150.

Wright, J. L. (1982). New evapotranspiration crop coefficients. *Proceedings of the American Society of Civil Engineers, Journal of the Irrigation and Drainage Division*, 108(IR2), 57-74.

www.aquabook.agua.gob.ar. Pronóstico de escurrimiento: ¿se puede estimar de cuánta agua dispondremos?. http://aquabook.agua.gob.ar/466_0.
Accedido 19 junio de 2018

www.landsat.usgs.gov. LANSAT 8. <https://landsat.usgs.gov/landsat-8-18-data-users-handbook-section-2>.
Accedido 3septiembre de 2018

www.mendoza-conicet.gob.ar: Mapa Climático de Mendoza. <https://www.mendoza-conicet.gob.ar/ladyot/catalogo/cdandes/cap03.htm#inhalt>. Accedido el 30 de Mayo 2018.

ANEXOS

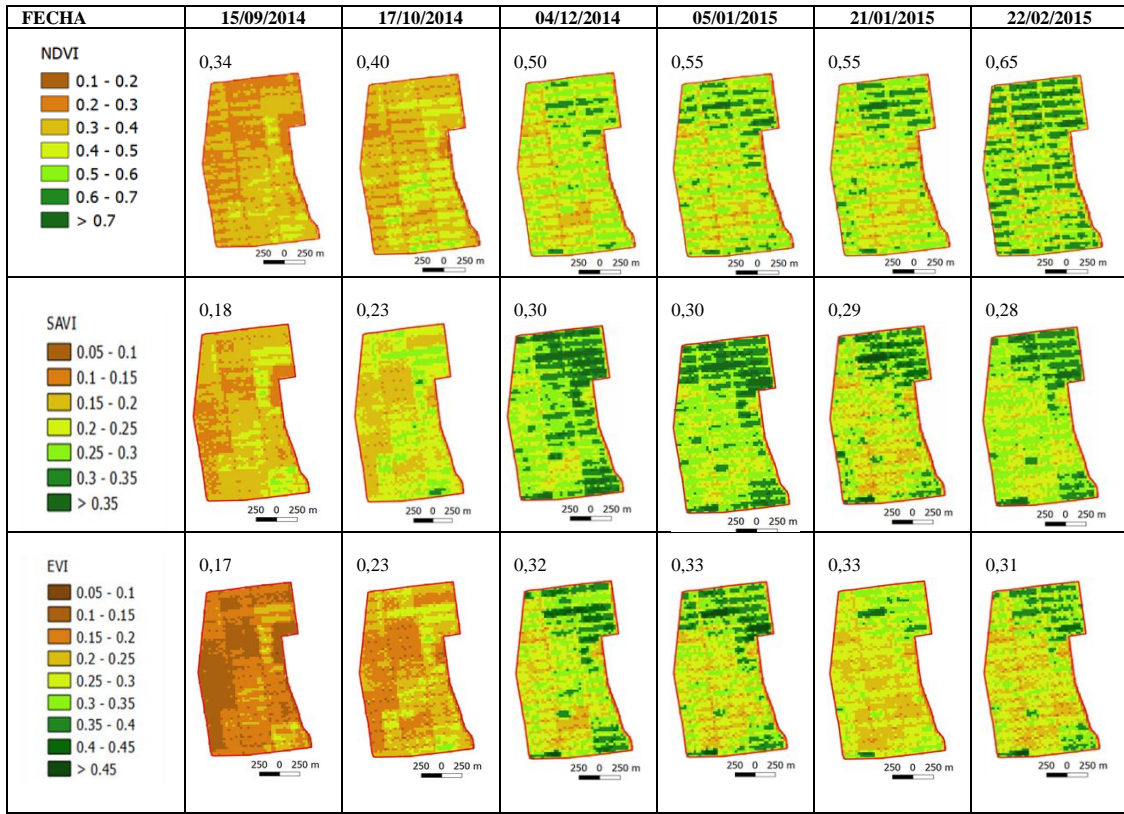
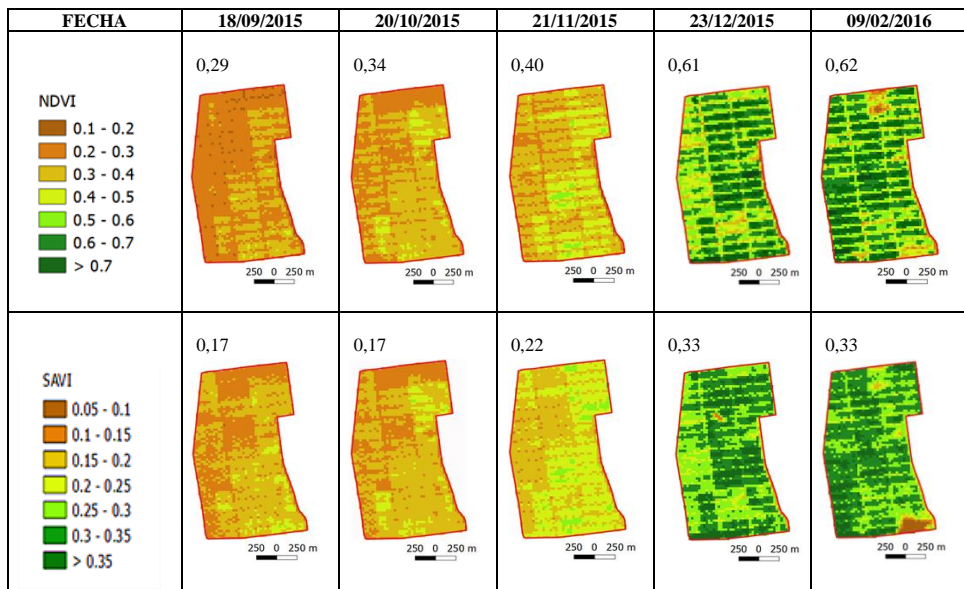


Tabla 16. Secuencia temporal de imágenes satelitales en cultivo de vid. Ciclo productivo 2014-2015.



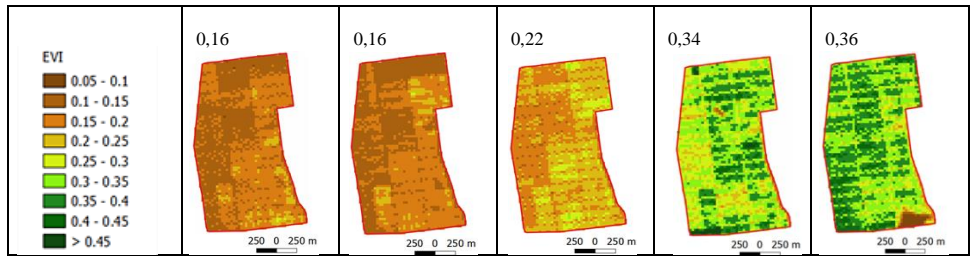


Tabla 17. Secuencia temporal de imágenes satelitales del cultivo de vis. Ciclo 2015-2016.

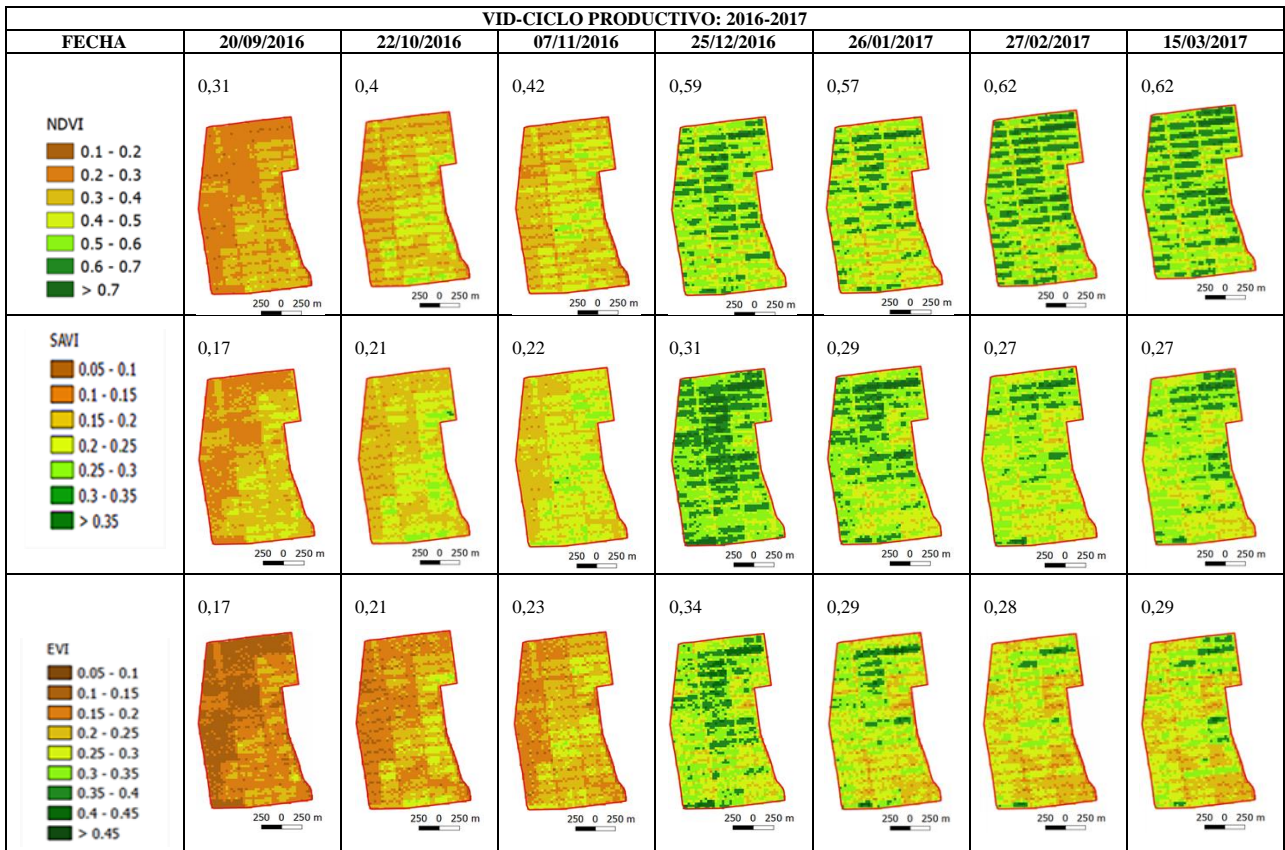


Tabla 18. Secuencia temporal de imágenes satelitales en cultivo de vid. Ciclo productivo 2016-2017.

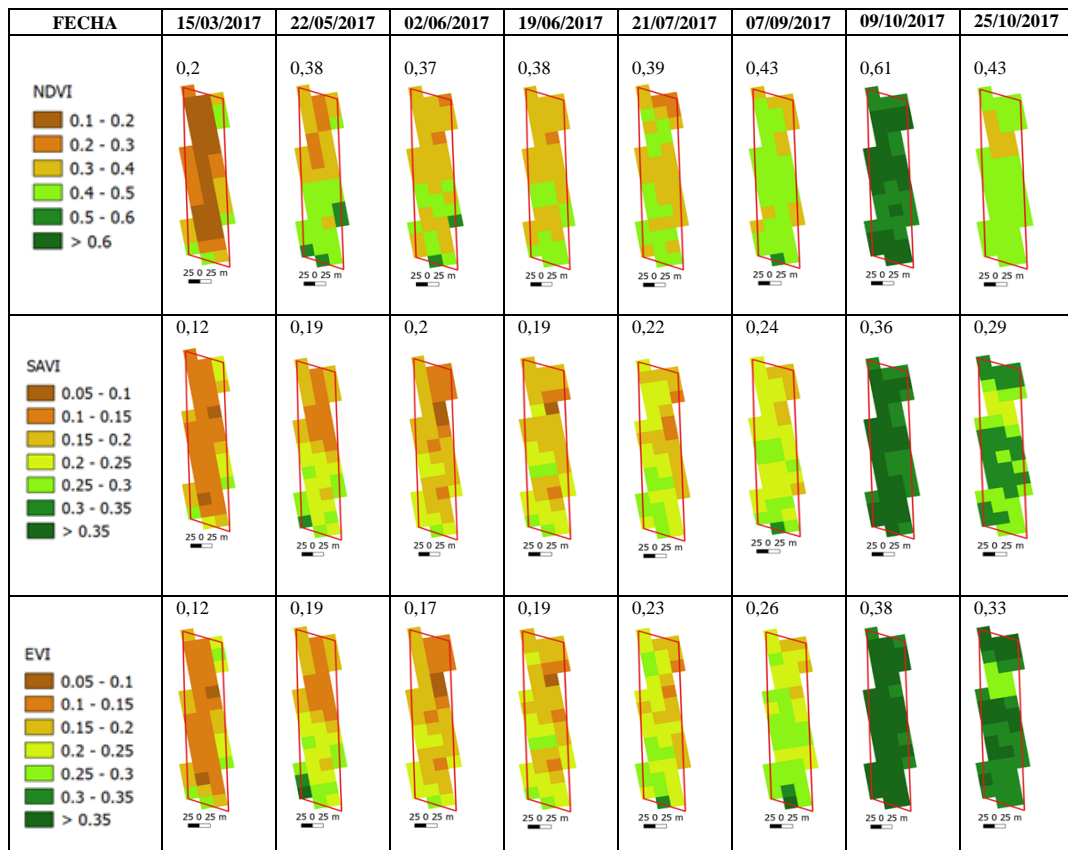


Tabla 19. Secuencia temporal de imágenes satelitales en cultivo de ajo. Ciclo productivo 2017.

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ
Y
UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS



**MASTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS**

PROYECTO DE FIN DE MASTER

**EVOLUCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN POR
NITRATOS EN LAS MASAS DE AGUA
SUBTERRÁNEA DE LA CUENCA DEL GUADIANA.
PERIODO 2011-2018.**

**AUTOR:
D Francisco Jiménez Casquet Bolívar**

**DIRECTOR:
Dra. D^a Irene de Bustamante Gutiérrez (Universidad de Alcalá de
Henares)**

Alcalá de Henares, 1 de diciembre de 2019

ÍNDICE

ÍNDICE	276	5.4. Mapa de variaciones 2011-2018.	322
RESUMEN	279	6. RESULTADOS	322
1. INTRODUCCIÓN	280	7. CONCLUSIONES	326
1.1. Justificación.	281	BIBLIOGRAFÍA.	328
1.2. Objetivo.	283	ANEJOS	330
1.3. Normativa básica	284	ANEJO 1. ESTACIONES DE CONTROL	330
1.3.1. Legislación comunitaria	284	ANEJO 2. MAPAS	336
1.3.2. Legislación nacional	284	ANEJO 3. GRÁFICOS DE VARIACIONES TRIMESTRALES	348
1.3.3. Legislación específica	284	A.3.1. Análisis Mann-Kendal y pendiente Sen. Makesens	348
2. METODOLOGÍA	284	A.3.2. Gráfica del programa estadístico GW-Stat.	355
2.1. Recepción y análisis de datos	285	ANEJO 4. AGREGACIÓN CUATRIENAL DE DATOS	391
2.2. Tratamiento de datos.	285		
2.3. Evaluación de tendencias	286		
2.4. Exportación de datos para elaboración de mapas.	287		
3. RECOPIACIÓN DE DATOS Y REFERENCIAS.	288		
4. TRATAMIENTO DE DATOS ANALÍTICOS.	288		
4.1. Red de control de MASb.	288		
4.2. Agregación anual de datos.	289		
4.2.1. Tendencia anual en 2018.	310		
4.2.1.1. Tendencias crecientes: 6 MASb (30%)	310		
4.2.1.2. Tendencias decrecientes: 6 MASb (30%)	310		
4.2.1.3. Tendencias dudosas o no significativas 8 MASb (40%)	310		
4.3. Agregación trimestral de datos.	313		
4.3.1. Análisis mediante regresión lineal simple.	313		
4.3.2. Análisis de tendencia, estacionalidad e inversión de tendencia.	317		
4.4. Agregación cuatrienal de datos.	318		
5. MAPAS DE CONTENIDOS DE NITRATOS	321		
5.1. Mapa del año 2011.	321		
5.2. Mapa del año 2015.	321		
5.3. Mapa del año 2018.	321		

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Series de datos 2001-2018.	279
Tabla 2 . Comparativa estado masas de agua 2011-2018.	310
Tabla 3. Resultados de test Mann-Kendall de tendencia y Sen de la pendiente. 2001/08-2018.	311
Tabla 4. Tendencias y grado de estacionalidad de concentraciones de nitratos en las MASb.	314
Tabla 5. Análisis trimestral de tendencia, estacionalidad e inversión de tendencia hasta 2018.	318
Tabla 6. Valores promedio en periodos cuatrienales.	320
Tabla 7. Tendencias de los periodos cuatrienales.	320
Tabla 8. Tendencias, estacionalidad e inversión de tendencias.	324
Tabla 9. Evaluación de los periodos cuatrienales.	326
Tabla 10. Evaluación 2011-2018.	327

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. El ciclo del nitrógeno (igme.es).	281
Figura 2. Red de estaciones de control.	282
Figura 3. Puntos de la red de control de la Demarcación Hidrográfica del Guadiana.	289
Figura 4. Valores anuales Aluvial del Azuer.	290
Figura 5. Valores anuales Aluvial del Jabalón.	291
Figura 6. Valores anuales Aroche-Jabugo.	292
Figura 7. Valores anuales Ayamonte.	293
Figura 8. Valores anuales Bullaque.	294
Figura 9. Valores anuales Cabecera de Gévora.	295
Figura 10. Valores anuales Campo de Calatrava.	296
Figura 11. Valores anuales Campo de Montiel.	297
Figura 12. Valores anuales Consuegra-Villacañas.	298
Figura 13. Valores anuales La Obispalía.	299
Figura 14. Valores anuales Lillo-Quintanar.	300
Figura 15. Valores anuales Los Pedroches.	301
Figura 16. Valores anuales Mancha Occidental I.	302
Figura 17. Valores anuales Mancha Occidental II.	303
Figura 18. Valores anuales Rus-Valdelobos.	304
Figura 19. Valores anuales Sierra Altomira.	305

Figura 20. Valores anuales Tierra de Barros.	306
Figura 21. Valores anuales Vegas Altas.	307
Figura 22. Valores anuales Vegas Bajas.	308
Figura 23. Valores anuales Zafra-Olivenza.	309
Figura 24. Figuras del estudio Mann-Kendal y Sen.	312
Figura 25. Test Mann-Kendal y Sen para las MASb de la DH Guadiana 2001-2018.	313
Figura 26. Valores trimestrales (1 de 3).	315
Figura 27. Valores trimestrales (2 de 3).	316
Figura 28. Valores trimestrales (3 de 3).	317

TABLA DE ABREVIATURAS

CHGn	Confederación Hidrográfica del Guadiana.
DAS	Directiva protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro (DAS).
DMA	Directiva Marco del Agua.
IGME	Instituto Geológico y Mínero de España.
MASb	Masa de agua subterránea.
NCA	Normas de calidad ambiental.
OMS	Organización Mundial de la Salud.

RESUMEN

El Trabajo ha consistido en la recopilación, tratamiento y análisis de los datos de concentración de nitratos en las masas de agua subterránea (en adelante, MASb) de la cuenca del río Guadiana.

Los datos han sido tratados estadísticamente a través de aplicaciones informáticas (Excel, GW-Stat), para obtener como resultados el grado de concentración de nitratos en las MASb de la cuenca, así como la evolución del mismo en el periodo estudiado y la constatación o no de una tendencia en los datos.

Los datos recogidos de las 192 estaciones de control repartidas en las 20 masas de agua subterránea declaradas en la cuenca, han sido tratados estadísticamente para poder analizar la información en periodos temporales.

Mediante gráficas generadas a partir de las aplicaciones antes mencionadas, y de los planos en ArcGis, los resultados quedan reflejados gráficamente en este trabajo.

La red de control de calidad de las aguas subterráneas cuenta con registros en estaciones de control desde 2001 hasta 2018 en quince de las veinte masas de agua subterráneas, mientras que en los 5 restantes, la serie de registros comenzó en el año 2008.

El tratamiento básico de los datos consiste en la realización de la media aritmética de los

valores. A partir de la agrupación por trimestres, años y cuatrienios se realizan tablas y gráficos considerando los indicadores de riesgo y estado que fijan las Normas de Calidad Ambiental en la Directiva Marco del Agua, así como los indicadores de riesgo y estado de incumplimiento de objetivos ambientales, tanto de la DMA, como del Plan Hidrológico de la cuenca del Guadiana, en cuanto a los valores de concentración de nitratos en las MASb.

MASAS DE AGUA SUBTERRÁNEA	Años		
	Serie		
Series Nitratos	Inicio	Fin	n
ALUVIAL DEL AZUER	2001	2018	18
ALUVIAL DEL JABALÓN	2008	2018	11
AROCHE-JABUGO	2008	2018	11
AYAMONTE	2001	2018	18
BULLAQUE	2001	2018	18
CABECERA DEL GÉVORA	2008	2018	11
CAMPO DE CALATRAVA	2001	2018	18
CAMPO DE MONTEL	2001	2018	18
CONSUEGRA-VILLAC.	2001	2018	17
LA OBISPALÍA	2008	2018	11
LILLO-QUINTANAR	2001	2018	18
LOS PEDROCHES	2008	2018	11
MANCHA OCCIDENTAL I	2001	2018	18
MANCHA OCCIDENTAL II	2001	2018	18
RUS-VALDELOBOS	2001	2018	18
SIERRA DE ALTOMIRA	2001	2018	18
TIERRA DE BARROS	2001	2018	18
VEGAS ALTAS	2001	2018	18
VEGAS BAJAS	2001	2018	18
ZAFRA-OLIVENZA	2001	2018	18

Tabla 20. Series de datos 2001-2018.

Para cada MASb, considerando la **periodicidad trimestral**, se aprecian que en el periodo 2001/2008-2018, 11 MASb presentan una tendencia creciente, por 8 que presentan una evolución decreciente y 1 sin tendencia clara; que, en lo referente a la variación estacional de contenidos, se aprecian variaciones altas en 8 MASb, y medias en las restantes 12 MASb.

Considerando las **tendencias anuales**, 6 MASb presentan tendencia creciente, 6 decreciente y para el resto la tendencia es dudosa o no es significativa.

Tras el análisis de los datos se concluye que para el año 2018 **únicamente 3 de las 20 MASb (15%) no presentan riesgo de incumplimiento por Nitratos** o se encuentra en buen estado, y que 17 MASb (85%) presenta riesgo o mal estado. Esto significa el empeoramiento de una MASb respecto a 2011.

Para los periodos cuatrienales, el análisis de los datos arroja como resultado predominante un mantenimiento en el nivel de nitratos en la mayoría de las MASb,

Finalmente, se debe señalar que la agregación en periodos anuales y para todas las estaciones de control de las MASb no muestra una tendencia clara a escala de toda la demarcación hidrográfica, si bien se aprecia una cierta tendencia al descenso general; pero sus valores anuales superan los de referencia de 40 mg/L de riesgo o mal estado químico por nitratos aplicados en el PH de cuenca (CH Guadiana, 2016)

1. INTRODUCCIÓN

Por contaminación en el agua se entiende cualquier cambio físico, biológico o químico en la calidad de la misma que afecte negativamente a los organismos vivos o haga que no sea apta para los usos deseados. Por la forma de producirse hay dos tipos de contaminación: puntual y difusa. En la puntual el vertido de contaminantes se produce en lugares específicos, tales como tuberías de drenaje, zanjas, desagües o alcantarillas de

fábricas, centrales eléctricas, plantas de tratamiento de aguas residuales, minas de carbón subterráneas, etc. En la difusa no existe un lugar concreto de descarga, por ejemplo, la escorrentía en campos de cultivo.

Las aguas subterráneas constituyen un recurso natural importante: si se deteriora, su restauración puede resultar difícil y costosa. En aras de la sostenibilidad, y por razones de carácter medioambiental y económico, se dispone de un marco normativo europeo para su protección eficaz que sea acorde con el principio de precaución y con el de “quien contamina, paga”. Este marco viene establecido en gran medida por la Directiva 2000/60/CE, de 23 de octubre, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas (DMA) así como por la Directiva 2006/118/CE, de 12 de diciembre, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro (DAS).

La contaminación de fuente difusa se refiere a la descarga de contaminantes en el medio acuático a partir de una serie de puntos dispersos o amplias superficies cuyo control y detección suelen ser difíciles. La mayor parte de la contaminación difusa está relacionada con las actividades agrícolas y ganaderas que se desarrollan sobre grandes extensiones de terreno, otras fuentes de contaminación difusa son los suelos contaminados por la actividad industrial, los vertederos incontrolados y la minería.

La gran importancia del regadío en España, unida a la extensión territorial que abarca, hace que la fertilización sea en la actualidad la principal causa del deterioro ambiental de las aguas subterráneas.

Los principales contaminantes provienen de la aplicación de fertilizantes y el uso de plaguicidas en la agricultura. El uso de fertilizantes aporta sustancias nitrogenadas y fosforadas que pueden generar procesos de eutrofización en las aguas, además de contaminación por nitratos; los plaguicidas son sustancias tóxicas y a menudo persistentes y bioacumulables, por lo que pueden causar efectos nocivos en el medio ambiente.

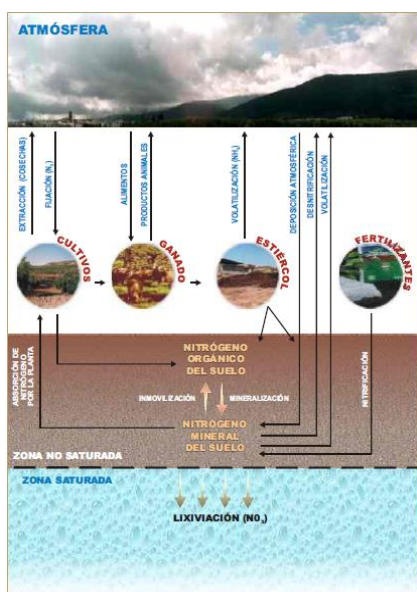


Figura 72. El ciclo del nitrógeno (igme.es).

La contaminación de las aguas subterráneas por nitratos constituye uno de los principales problemas de la contaminación de las aguas subterráneas en España, (IGME.2002), siendo

el origen de la existencia de acuíferos actualmente afectados, la persistente y creciente acción, entre otros factores, de diversas fuentes, tanto puntuales (actividades industriales y urbanas: vertidos líquidos y lixiviados de residuos sólidos), como difusas (sector agrícola).

La consideración, muy generalizada en la literatura científica, de que las prácticas agrarias son las principales responsables de la contaminación por nitratos en las aguas subterráneas, se sustenta, entre otros argumentos, en la relación existente entre el incremento del contenido en nitratos, con el uso del suelo para el desarrollo agrícola, la evolución en los últimos años del consumo de fertilizantes y los cambios en el sistema de producción ganadera.

1.1. Justificación

La cuenca del río Guadiana tiene una extensión de 66.147,7 km², de los que la parte española de la Demarcación ocupa 55.527,6 km², un 82,7% del total de su extensión.

Existen en total 20 masas de agua subterráneas dentro de la Demarcación, siendo especialmente importantes aquellas que se sitúan en la cuenca alta y media debido a que es la principal fuente de obtención del recurso en estas zonas, frente a un menor uso de las aguas superficiales.

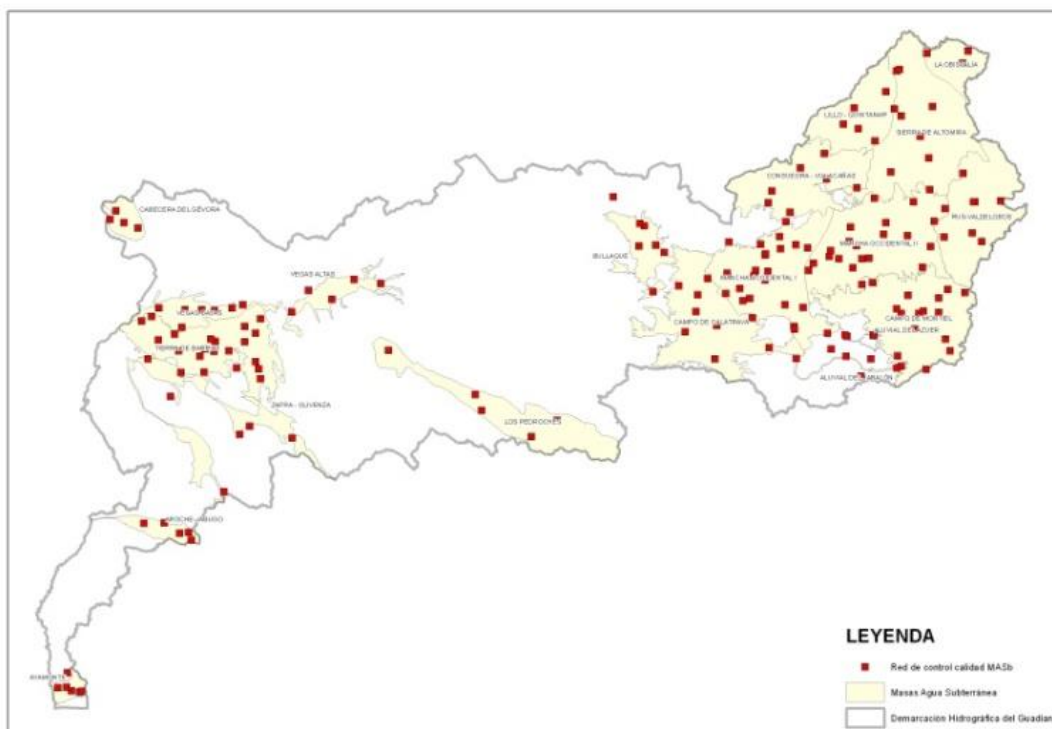


Figura 73. Red de estaciones de control.

Algunas de las masas han sido declaradas sobrexplotadas o en riesgo de serlo, por lo que el cuidado y protección de las mismas es un eje prioritario dentro de las actuaciones de planificación.

El conocimiento del estado en que se encuentran las masas es fundamental para poder llevar a cabo una adecuada labor de gestión y planificación en la explotación de los recursos hídricos subterráneos de la Demarcación.

Se justifica la elaboración de este trabajo fin de master por la necesidad de conocer la concentración de nitratos en las MASb como elemento a tener en cuenta para la valoración del estado cuantitativo y químico de ellas, según queda establecido en la normativa de aplicación.

El nitrato, junto con el nitrito, es un ion de origen natural que forma parte del ciclo del nitrógeno. El nitrato se utiliza principalmente en fertilizantes inorgánicos, y el nitrito sódico como conservante alimentario, especialmente para las carnes curadas.

La concentración de nitrato en aguas subterráneas y superficiales suele ser baja, pero puede llegar a ser alta por filtración o escorrentía de tierras agrícolas o debido a la contaminación por residuos humanos o animales como consecuencia de la oxidación del amoníaco y fuentes similares.

El principal riesgo para la salud del nitrito y el nitrato es la *metahemoglobinemia*, también llamada «síndrome del recién nacido

cianótico». El nitrato se reduce a nitrito en el estómago de los lactantes, y el nitrito puede oxidar la hemoglobina a metahemoglobina, que no puede transportar oxígeno por el organismo. La disminución del transporte de oxígeno se manifiesta clínicamente cuando la concentración de metahemoglobina alcanza o supera el 10% de la concentración normal de hemoglobina; esta enfermedad, nominada metahemoglobinemia, produce cianosis y, en concentraciones más altas, asfixia (OMS, 2006)

1.2. Objetivo

El objetivo principal de este Trabajo Fin de Máster es recopilar, estudiar y analizar los valores de concentración de nitratos registrados en la red de control de las MASb en la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Guadiana, durante el periodo 2011 - 2018.

Se evalúan dichos contenidos para cada MASb tanto a escala del punto de control como respecto al grupo de dichos puntos que forma una masa concreta.

Los valores de referencia se establecen con respecto a 3 umbrales:

- a. El valor establecido en la Norma de Calidad Ambiental (NCA) (R.D. 1514/2009) de **50 mg/L** aplicada en el plan de cuenca;
- b. El valor de riesgo establecido en el

plan de cuenca en **40 mg/L** (CH Guadiana, 2016).

- c. Respecto al 75% del valor de la NCA (R.D. 1514/2009), que representa un valor de **37,5 mg/L**.

Los periodos de referencia serán anuales, no obstante, considerando la metodología aplicada en el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Guadiana, también se realizarán las comparativas siguientes:

- 2001-2003: Periodo inicial de referencia (Directiva 2006/118/CE, 2006).
- 2004-2007: Periodo de referencia cuatrienal del PHC 2010-2015(CH Guadiana, 2013)
- 2007-2008: Periodo de referencia de valores básicos (Directiva 2006/118/CE, 2006).
- 2008-2011: Periodo de referencia cuatrienal del PHC 2015-2021(CH Guadiana, 2016)
- 2012-2015: Periodo de referencia cuatrienal de seguimiento del PHC 2015-2021. (CH Guadiana, 2016).
- 2016-2019: Periodo de referencia cuatrienal de seguimiento del PHC 2015-2021. (CHGn, 2016).

El objetivo final de este trabajo es, a través del análisis de la información obtenida y tratada,

conocer el estado actual en los niveles de concentración de nitratos en las MASb de la cuenca y las tendencias de evolución en cada una de ellas, lo que será fundamental para establecer las medidas de control y recuperación, en su caso.

1.3. Normativa básica

1.3.1. Legislación comunitaria

- Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas (CE, 2000).
- Directiva 2006/118/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 12 de diciembre de 2006, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro. (CE, 2006).
- Directiva 91/676/CEE del Consejo, de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura. (CE, 1991).

1.3.2. Legislación nacional

- Real Decreto 261/1996, de 16 febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias.

- Real Decreto 1514/2009, de 2 de octubre, por el que se regula la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro.

1.3.3. Legislación específica

- Plan Hidrológico de la cuenca del Guadiana. 2009-2015, (CH Guadiana, 2013).
- Plan Hidrológico de la cuenca del Guadiana. 2016-2021, (CH Guadiana, 2016).

2. METODOLOGÍA

Los datos anuales de la red de control químico de las masas de agua subterránea que se reciben periódicamente han servido para el desarrollo de las actividades siguientes:

- Recepción y análisis de datos.
- Tratamiento de datos mediante hoja de cálculo para edición de tablas y gráficos por masa de agua subterránea.
- Exportación de datos para elaboración de capas y mapas mediante herramienta GIS.

Con todo ello se ha elaborado el presente trabajo del periodo 2011-2018 y, a continuación, se describe la metodología aplicada.

Para la determinación del estado químico de las MASb, se ha utilizado el documento “*Guía sobre el estado de las aguas subterráneas y evolución de tendencias. DGA. 2009 Estrategia común de implantación de la Directiva Marco de Aguas (2000/60/CE). Documento Guía nº 18*” como guía metodológica, (CE, 2009).

2.1. Recepción y análisis de datos

Los datos obtenidos se han procesado en una hoja de cálculo de manera que puedan ser analizados y agregados para los periodos siguientes:

- Trimestrales
- Anuales
- Plurianuales y Cuatrienales:
 - 2001-2003: Periodo de referencia
 - 2004-2007: PHC 2010-2015
 - 2007-2008: Periodo de referencia de niveles básicos
 - 2008-2011: PHC 2015-2021.
 - 2018: PHC 2022-2027.

2.2. Tratamiento de datos

El tratamiento básico de los datos consiste en la realización de la media aritmética de los valores. A partir de la agrupación por trimestres, años y cuatrienios se realizan tablas y gráficos considerando los indicadores de riesgo y estado siguientes:

- Directiva Marco del Agua: Norma de Calidad Ambiental (NCA) de Nitratos 50 mg/L (R.D. 1514/2009).
- Indicador de riesgo y estado de incumplimiento de objetivos ambientales:
 - Riesgo: Directiva Marco de Aguas: 75% de la NCA (R.D. 1514/2009) (37,5 mg/L. NO₃)
 - Riesgo: Plan Hidrológico de la cuenca del Guadiana: 40-50 mg/L. NO₃ (CH Guadiana).

Respecto al Plan Hidrológico de la Cuenca del Guadiana se establecen como indicadores respecto a promedios cuatrienales los siguientes umbrales:

- Valor de 50 mg/L de NO₃ para las *aguas afectadas* y,
- Valores entre 40-50 mg/L NO₃ para las *aguas en riesgo de estar afectadas*.

Además de este criterio sobre el promedio de los valores, el Plan Hidrológico de Cuenca también considera la determinación de su alcance geográfico en el conjunto de la MASb.

Dado que el número y distribución del número de total de estaciones de control resulta representativo de la totalidad de la MASb y responde a sus propias características de extensión superficial, grado de heterogeneidad, distribución de presiones,

etc., se ha utilizado el indicador del número de estaciones de control afectadas o en riesgo sobre el total de estaciones para valorar el alcance o extensión, generalizado o puntual, del incumplimiento de la norma de calidad en nitratos.

Por ello, se adopta el criterio de aplicar a las MASb que superan un porcentaje superior al 20% del número total de estaciones con valores mayores o iguales de 40 mg/L, la calificación de “mal estado químico” por nitratos.

2.3. Evaluación de tendencias

Para evaluar las tendencias de los datos anuales en cada MASb en series temporales, se utiliza frecuentemente el método de regresión lineal simple. Aunque es un método fácil de aplicar y muchas veces útil, no es un método totalmente fiable de análisis de tendencia cuando las series temporales no son suficientemente largas y son muy heterogéneas (ruidosas), (Miró, et al., 2009).

Por ello, para las **series anuales** se va a utilizar el test de *Mann-Kendall* para estimar la tendencia y su grado de significación, junto con la estimación *Sen* de la pendiente.

El método de *Mann-Kendall* es un tipo de test estadístico no paramétrico en su versión monotónica anual, que permite la detección de tendencia con significancia estadística. Este test es ya ampliamente utilizado en múltiples campos de las ciencias naturales por su poder

de extracción de tendencias significativas sin necesidad de un alto número de muestras, y tolerancia al ruido en la serie. En caso de que el número de muestras a tratar sea elevado ($n > 40$), que no es el caso de este trabajo, también se puede utilizar el test estadístico Z para la detección de tendencias. Además, el estudio se complementa al test de Mann-Kendall con la estimación ‘Sen’ de pendiente de la tendencia

Para todos estos cálculos se ha utilizado la macro de la Hoja Excel ‘*Makesens*’ versión 1.0 desarrollada por el *Finnish Meteorological Institute* en 2002:

La documentación técnica asociada se puede descargar en:

- <http://en.ilmatieteenlaitos.fi/makesens>

Para la valoración de los grados de significación estadística de los resultados existe una correspondencia con su tendencia según los grados siguientes:

- Excelente: *** 99,9% de significación
- Muy Buena: ** 99% de significación
- Buena: * 95% de significación
- Aceptable: + 90% de significación
- Dudosa: (en blanco) menos del 90% de significación.

Respecto a la valoración de la confianza de la

pendiente Sen (Q) se realiza mediante dos intervalos:

- Exigencia máxima del 99% (Qmin99 y Qmax99).
- Exigencia normal del 95% (Qmin95 y Qmax95)

En caso de que los intervalos de confianza sean laxos y entren tanto en terreno negativo como positivo, entonces la tendencia será dudosa; en el caso contrario, será fiable.

Para datos a **escala trimestral y análisis de tendencias** se ha realizado un análisis mediante regresión lineal simple y teniendo en cuenta que se incorporan todos los datos disponibles en cada MASb.

Además, sobre la agregación de datos trimestrales y su análisis estadístico para la evaluación de tendencias e inversión de tendencias, se ha utilizado el programa informático GW-Stat (Dic- 2001) desarrollado por la “*Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC)*” y como parte del documento “*Technical report n° 1 The EU Water Framework Directive: statistical aspects of the identification of groundwater pollution trends, and aggregation of monitoring results*”. (GRATH, et al., 2001).

El análisis de tendencia mediante GW-Stat se realiza por medio del método de regresión lineal conocida con las siglas LOESS o

LOWES, basado en un tipo de regresión polinómica mediante un ajuste de mínimos cuadrados ponderados dando más peso a los puntos cercanos que los alejados. El programa GW-Stat y la documentación técnica asociada se puede descargar en:

- www.umweltbundesamt.at/en/wfdg_w_waterframework

En la documentación de este programa se indica que para la evaluación de datos trimestrales se requiere al menos 30 datos, requerimiento con el que cumplen todas las MASb.

Los distintos resultados obtenidos se proyectan en tablas y gráficos que se incluyen en el presente estudio.

2.4. Exportación de datos para elaboración de mapas

Además de tablas y gráficos se elaboran mapas de distribución de valores con la situación de las estaciones de control y de variaciones anuales 2017-2018 y 2011-2018 (ANEJO 2).

3. RECOPIACIÓN DE DATOS Y REFERENCIAS

Los datos recopilados han sido los siguientes:

- Base de datos analíticos de Comisaría de Aguas de la CH Guadiana
- Red de control de nitratos de las masas de agua subterránea: Sistema de Información Geográfica de la CH Guadiana

Otros documentos considerados han sido los contenidos del Plan Hidrológico de la Cuenca del Guadiana. Concretamente el Anejo 9 de Estado de las masas de agua, correspondientes al plan de cuenca del primer y segundo ciclo de planificación.

4. TRATAMIENTO DE DATOS ANALÍTICOS

4.1. Red de control de MASb

Para la toma de datos se ha hecho uso de las estaciones de control existentes en la Demarcación. En el ANEJO 1 se incluye una tabla que muestra las estaciones de control de calidad de nitratos agrupadas por masas de agua subterránea por años y con el número de datos analíticos disponibles. En color rojo se reflejan las estaciones que han sido dadas de baja pero que cuentan con datos históricos.

Los puntos siguientes de la red de control no cuentan con registros en la base de datos:

- Consuegra-Villacañas: GN00000854
- Vegas Bajas: GN00000829

La periodicidad prevista de los análisis en la red de control es trimestral, por lo que número máximo de datos disponibles por año es cuatro análisis. Sin embargo, esta disponibilidad teórica a veces no se alcanza pudiendo variar entre el máximo de cuatro por año o, a veces, ningún dato.

La figura siguiente muestra la distribución general de la red de control de calidad en la MASb.

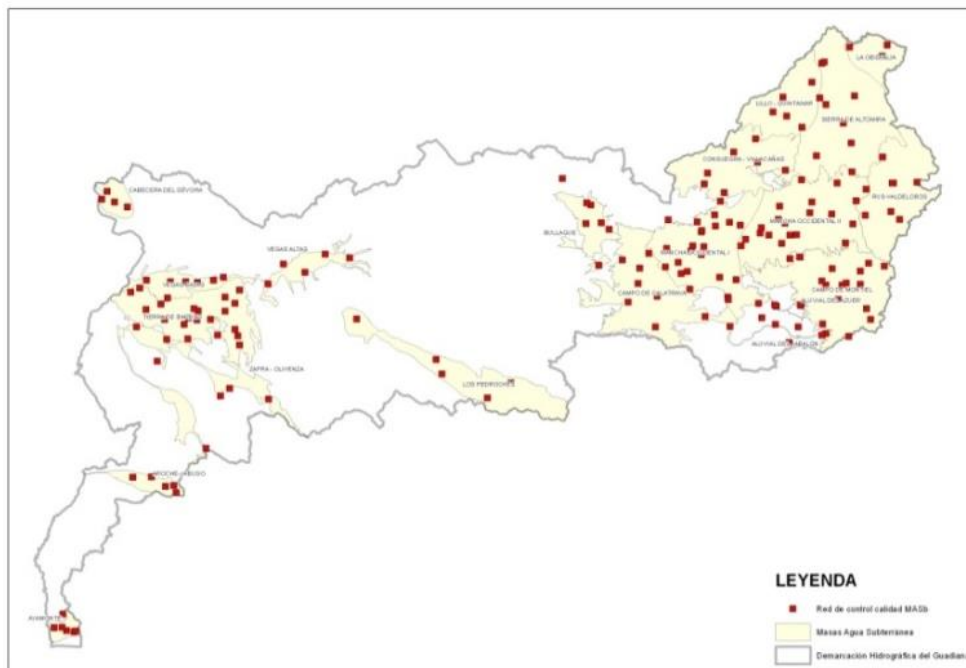


Figura 74. Puntos de la red de control de la Demarcación Hidrográfica del Guadiana.

4.2. Agregación anual de datos

Para la agregación anual de los datos de una estación de control se realiza la media aritmética de los valores registrados. De este modo, es posible estudiar la evolución en cada estación de control. También se elabora la media aritmética del contenido en todas las estaciones de control de cada MASb.

Además, en este capítulo se realiza una evaluación de tendencias mediante el test Mann-Kendal y el test *Sen* de la pendiente (GRATH, et al., 2001).

Las tablas y gráficos siguientes muestran los datos disponibles hasta 2018.

AÑO	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
GN00000252	55,3	10,9	30,2	19,9	11,6	13,3	13,5	15,1	18,2	32,2	37,5							
GN00000334								15,6	12,2									
GN00000335								49,8	51,5	77,5	79,0							
GN00000833												15,6	12,0	11,9	6,3			
GN00000834											105,5	89,6		39,4	80,9	22,1	0,2	0,0
Promedio	55,3	10,9	30,2	19,9	11,6	13,3	13,5	26,8	27,3	54,8	74,0	52,6	12,0	25,6	43,6	22,1	0,2	0,0
NºPuntos	1	1	1	1	1	1	1	3	3	2	3	2	1	2	2	1	1	1
NºPuntos>50	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	1	0	0	1	0	0	0
% Puntos>50	100%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	33%	50%	67%	50%	0%	0%	50%	0%	0%	0%
NºPuntos>=40	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	2	1	0	0	1	0	0	0
% Puntos>=40	100%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	33%	33%	50%	67%	50%	0%	0%	50%	0%	0%	0%
NºPuntos>37.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
% Puntos>37.5	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%

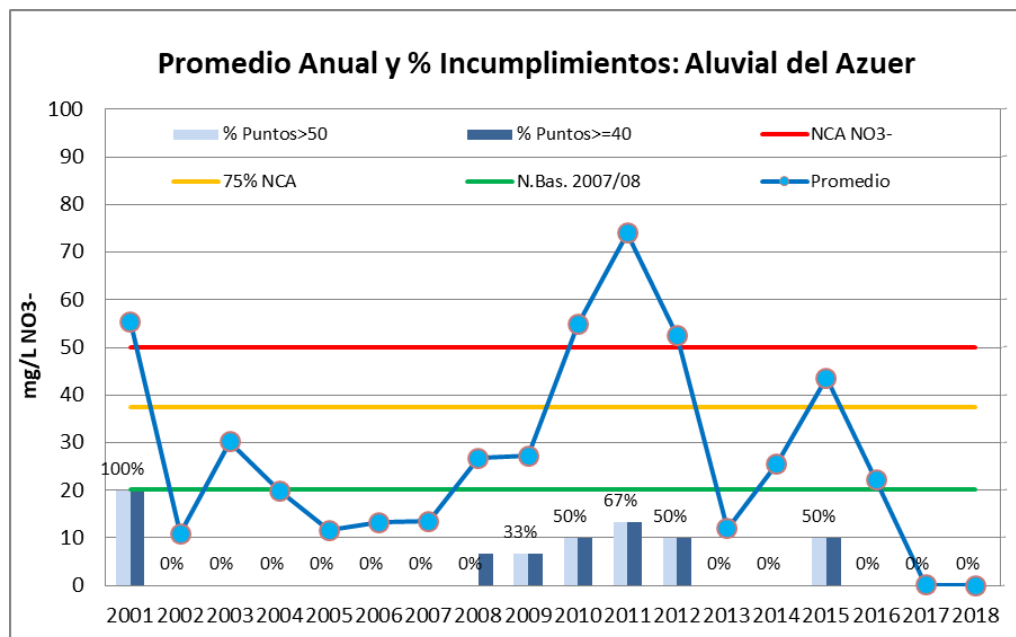


Figura 75. Valores anuales Aluvial del Azuer.

Tendencia irregular con crecimiento desde 2005 a 2011 y descensos consecutivos 2012 y 2013, que repuntan hasta 2015 y desciende en 2016. Hay que tener en cuenta que se pierden estaciones de control que afectan a los resultados desde 2012. Elevada proporción de

estaciones afectadas desde 2009 a 2012 y en 2015. En 2016 no se produce incumplimiento en ninguna de las dos estaciones de control analizadas. No hay datos en los años 2017 y 2018.

AÑO	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
GN00000336	29,2	32,3	122,4	120,6	121,1	121,8	103,1	99,1	96,6	71,4	69,2
GN00000337	14,3	38,6	96,5	86,4	73,8	76,8	57,8	33,8	32,0	25,6	31,4
GN00000835				20,0	26,6	36,1	33,1	28,8	16,6	7,7	7,7
Promedio	21,8	35,4	109,5	75,7	73,8	78,2	64,7	53,9	48,4	34,9	36,1
NºPuntos	2	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3
NºPuntos>50	0	0	2	2	2	2	2	1	1	1	1
% Puntos>50	0%	0%	100%	67%	67%	67%	67%	33%	33%	33%	33%
NºPuntos>=40	0	0	2	2	2	2	2	1	1	1	1
% Puntos>=40	0%	0%	100%	67%	67%	67%	67%	33%	33%	33%	33%
NºPuntos>37.5	0	1	2	2	2	2	2	1	0	0	0
% Puntos>37.5	0%	50%	100%	67%	67%	67%	67%	33%	0%	0%	0%

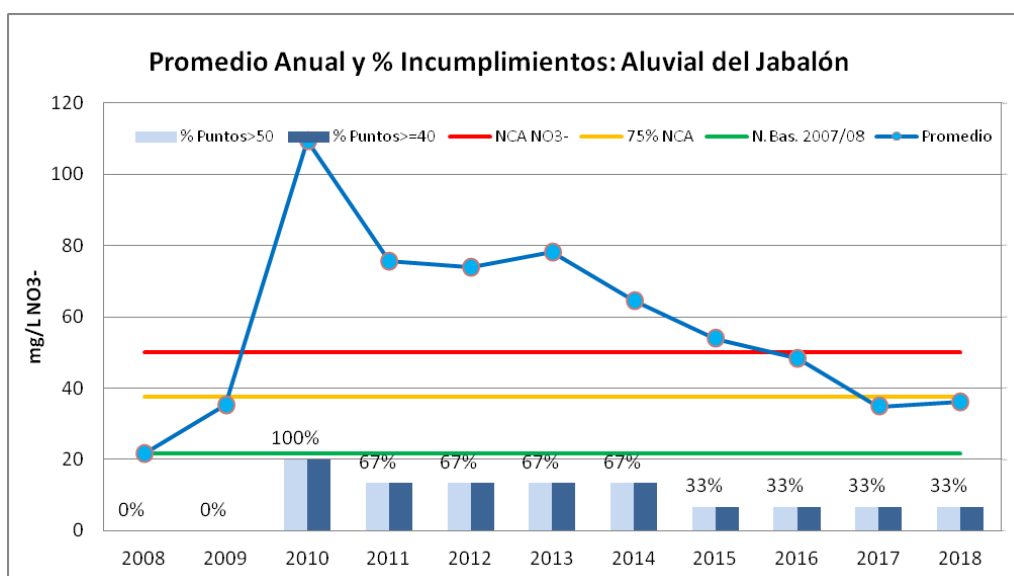


Figura 76. Valores anuales Aluvial del Jabalón.

Máximos superiores a 100 mg/L detectados en 2010 en dos estaciones y promedios que superan los 50 mg/L desde 2011 a 2015, descendiendo ligeramente hasta 2017. El periodo 2010-2018 muestra tendencia al descenso constante.

AÑO	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
GN00000347	22,8	24,8	55,3	51,0	26,3	53,5	32,0	24,5	34,6	28,7	39,0
GN00000348	3,9	5,4									
GN00000349	8,3	9,0	9,3	11,5	10,8	12,6	10,9	11,0	11,4	10,1	11,2
GN00000836				14,4	12,1	12,0	11,3	11,9	12,1	12,9	5,8
GN00000837				11,6	11,8	12,9	17,3	19,8	20,1	19,6	22,0
Promedio	11,7	13,1	32,3	22,1	15,3	22,7	17,9	16,8	19,6	17,8	19,5
NºPuntos	3	3	2	4	4	4	4	4	4	4	4
NºPuntos>50	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0
% Puntos>50	0%	0%	50%	25%	0%	25%	0%	0%	0%	0%	0%
NºPuntos>=40	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0
% Puntos>=40	0%	0%	50%	25%	0%	25%	0%	0%	0%	0%	0%
NºPuntos>37.5	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0
% Puntos>37.5	0%	0%	50%	25%	0%	25%	0%	0%	0%	0%	0%

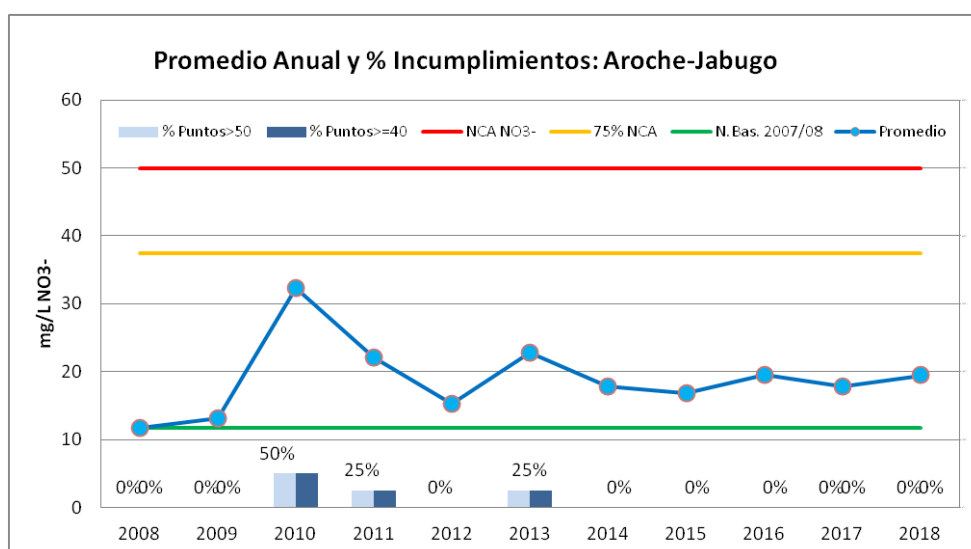


Figura 77. Valores anuales Aroche-Jabugo.

Valores bajos e irregulares referidos a los promedios. Incumplimientos puntuales solo en una estación de control.

AÑO	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	
GN00000287	100,6	91,9	96,8	126,9	151,7	124,9	111,5	90,5	84,5	64,7	60,1	62,5	59,5	55,5	53,4	60,7	50,9	52,3	
GN00000288	41,0	20,4	49,4	32,5	36,2	36,2	25,1	6,1	7,7	17,7	38,0								
GN00000289	148,3	119,8	151,9	163,2	131,6	116,7	106,9					23,3	301,7	34,2	26,8	26,4	26,5	48,7	31,8
GN00000825												374,0	398,8	267,0	259,5	241,8	370,6	257,8	290,2
Promedio	96,7	77,4	99,3	107,5	106,5	92,6	81,2	48,3	46,1	41,2	123,9	254,3	120,2	113,9	107,2	152,6	119,1	124,7	
NºPuntos	3	3	3	3	3	3	3	2	2	2	4	3	3	3	3	3	3	3	
NºPuntos>50	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	2	3	2	2	2	2	2	2	
% Puntos>50	67%	67%	67%	67%	67%	67%	67%	50%	50%	50%	50%	100%	67%	67%	67%	67%	67%	67%	
NºPuntos>=40	3	2	3	2	2	2	2	1	1	1	2	3	2	2	2	2	3	2	
% Puntos>=40	100%	67%	100%	67%	67%	67%	67%	50%	50%	50%	50%	100%	67%	67%	67%	67%	100%	67%	
NºPuntos>37.5	3	2	3	2	2	2	2	1	1	1	3	3	2	2	2	0	0	0	
% Puntos>37.5	100%	67%	100%	67%	67%	67%	67%	50%	50%	50%	75%	100%	67%	67%	67%	0%	0%	0%	

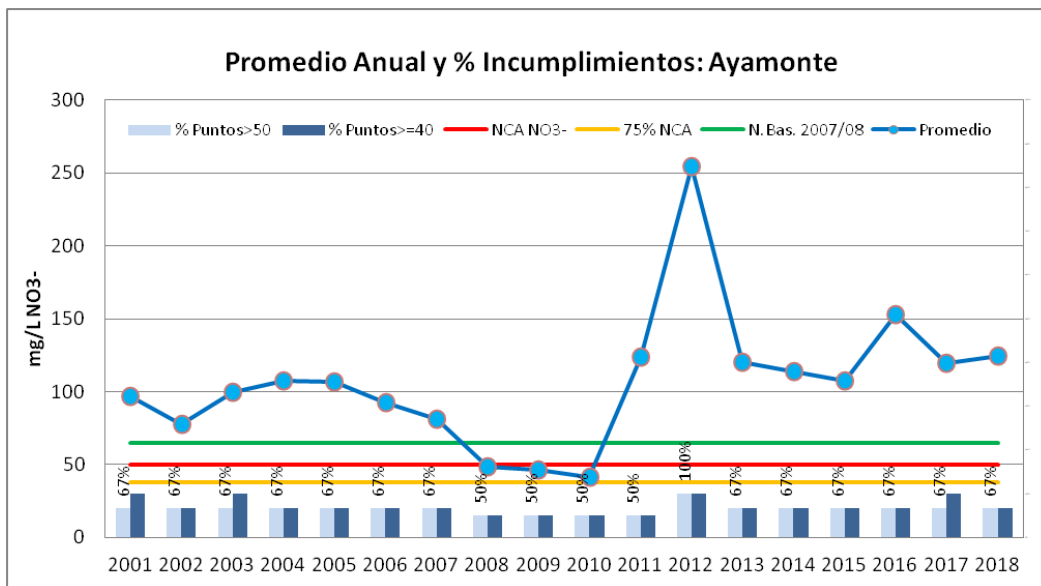


Figura 78. Valores anuales Ayamonte.

Valores muy elevados con tendencia decreciente hasta 2010 y con crecimiento en 2011-2012 en nuevas estaciones de control. Los años 2013 a 2018 reducen el promedio respecto a 2012 debido a la estación 824. Alta proporción de estaciones afectadas en todos los periodos.

AÑO	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
GN00000267	29,0	22,3	22,9	35,1	33,1	30,5	37,7	29,1	34,0	46,9	26,1	17,6	27,4	19,6	25,0	19,9	51,6	62,2
GN00000269	8,5	8,6	8,4	8,4	9,0	8,0	7,8	8,1	8,6	8,4	9,6							
GN00000338								53,2	31,3	42,4	21,0							
GN00000830											10,0	25,4	5,6	23,4	16,1			
GN00000831											0,5	1,8	0,5	1,0	0,6	1,2	0,3	0,0
GN00000832											5,1	29,4	19,9	14,8	1,5	10,6	3,9	5,0
Promedio	18,7	15,5	15,6	21,7	21,1	19,3	22,8	30,1	24,6	32,5	12,1	18,5	13,3	14,7	10,8	10,6	18,6	22,4
NºPuntos	2	2	2	2	2	2	2	3	3	3	6	4	4	4	4	3	3	3
NºPuntos>50	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
% Puntos>50	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	33%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	33%	33%
NºPuntos>=40	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	1	1
% Puntos>=40	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	33%	0%	67%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	33%	33%
NºPuntos>37.5	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
% Puntos>37.5	0%	0%	0%	0%	0%	0%	50%	33%	0%	67%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%

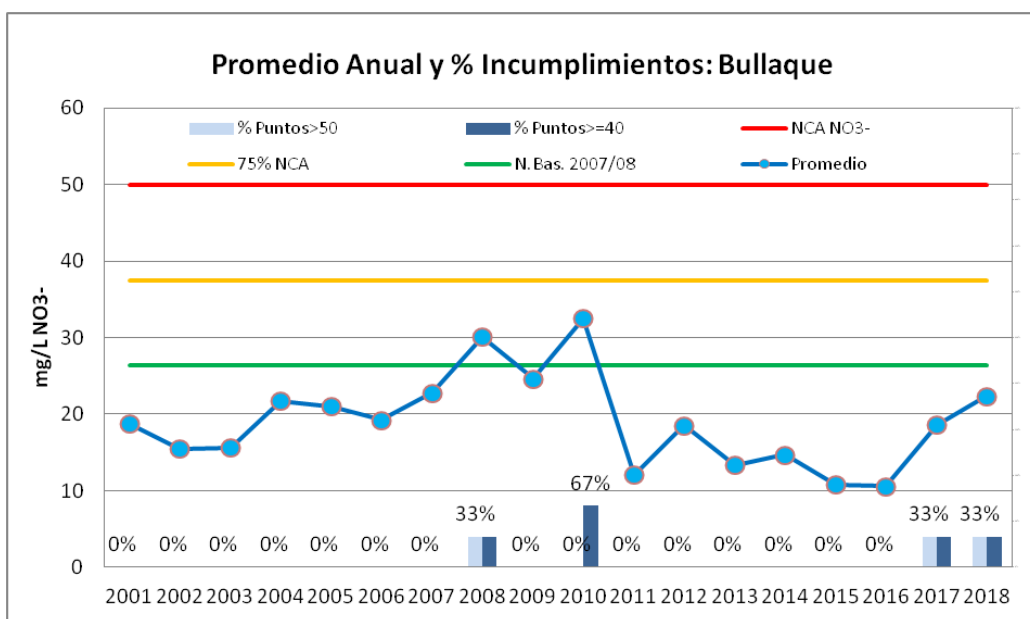


Figura 79. Valores anuales Bullaque.

Los contenidos permanecen bajos desde el inicio de los controles, mostrando un crecimiento lento, con máximos en 2008 y 2010, descendiendo posteriormente, con un repunte al final de la serie. Irregularidad de estaciones con datos.

AÑO	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
GN00000339	1,8	0,5	1,0	1,7	8,1	4,5	10,7	0,5	0,6	0,0	0,0
GN00000800	2,3	0,4	3,3	3,7	3,4	5,5	4,2	3,5	4,4	3,6	3,8
GN00000801	0,5	0,1	0,3	0,3	0,5	0,2	1,8		0,0	0,0	0,0
GN00000838				0,5	0,5	3,0	0,7	0,6	0,0	0,0	0,6
Promedio	1,5	0,3	1,5	1,5	3,1	3,3	4,3	1,5	1,3	0,9	1,1
NºPuntos	3	3	3	4	4	4	4	3	4	4	4
NºPuntos>50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
% Puntos>50	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
NºPuntos>=40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
% Puntos>=40	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
NºPuntos>37.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
% Puntos>37.5	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%

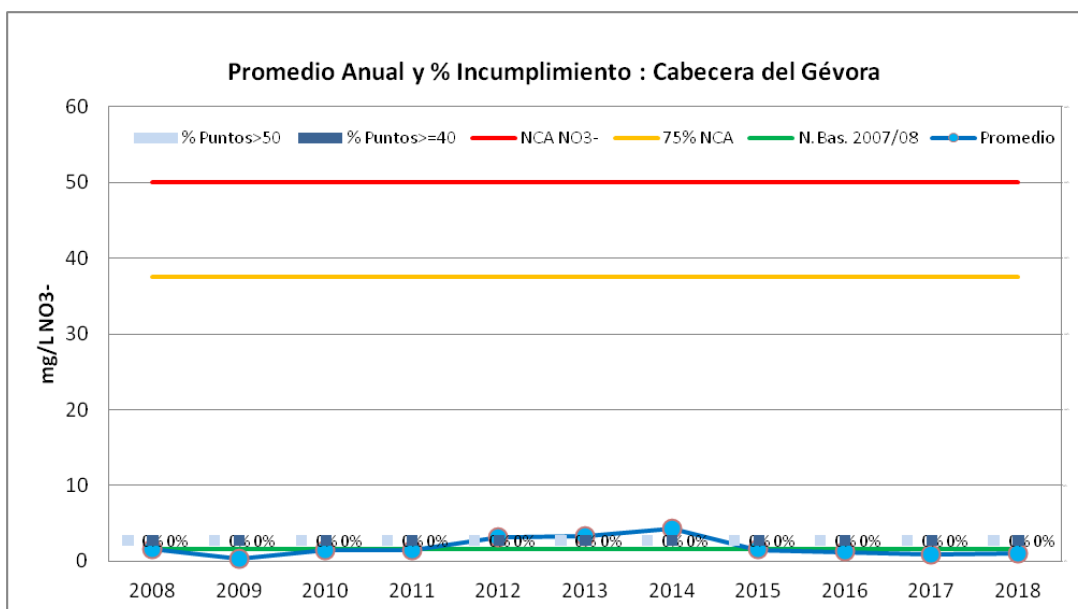


Figura 80. Valores anuales Cabecera de Gévora.

Valores muy bajos en todos los periodos referidos a promedios y a estaciones de control.

AÑO	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
GN00000214	68,0	72,7	89,1	88,9	78,9	96,6	91,8	100,2		74,4	86,1	84,8	83,0	88,0	95,0	100,5	95,3	127,7
GN00000241	41,6	43,0	53,6	44,7	42,3	48,4	46,3	42,8	35,5	36,3	29,4	44,6	41,2	34,0	35,0	34,3	27,7	26,0
GN00000242	6,6	6,2	4,1	3,4	6,5	2,2	4,1	4,1	4,5	13,1	11,7	12,9	11,8					
GN00000243	30,7	38,2	39,0	40,0	40,2	39,1	39,1	37,0	34,7	35,1	32,8	39,9	44,1	40,5	45,6	50,0	0,0	47,1
GN00000245	12,8	11,8	12,5	12,9	11,9	12,0	9,2	10,3	12,0	6,0	11,0	11,0	10,7	9,4	9,0	9,7	9,9	11,4
GN00000246	18,1	21,3	25,3	14,5	18,8	28,5	50,0	31,0	17,0	12,9	6,1	20,5	10,3	11,8	26,9	16,7	15,4	18,8
GN00000850												4,1	35,7	16,8		29,9	0,4	0,5
GN00000851											23,4	25,4	28,6	10,0	26,9	116,6	0,0	1,9
GN00000852											0,5	0,5	0,5	0,4	0,5	1,6	0,0	0,0
Promedio	29,6	32,2	37,3	34,1	33,1	37,8	40,1	37,6	20,7	29,6	25,1	27,1	29,5	26,4	34,1	44,9	18,6	29,2
NºPuntos	6	6	6	6	6	6	6	6	5	6	8	9	9	8	7	8	8	8
NºPuntos>50	1	1	2	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	2	1	1
% Puntos>50	17%	17%	33%	17%	17%	17%	17%	17%	0%	17%	13%	11%	11%	13%	14%	25%	13%	13%
NºPuntos>=40	2	2	2	2	3	2	3	2	0	1	1	2	3	2	2	3	1	2
% Puntos>=40	33%	33%	33%	33%	50%	33%	50%	33%	0%	17%	13%	22%	33%	25%	29%	38%	13%	25%
NºPuntos>37.5	2	3	3	3	3	3	4	2	0	1	1	3	3	2	2	0	0	0
% Puntos>37.5	33%	50%	50%	50%	50%	50%	67%	33%	0%	17%	13%	33%	33%	25%	29%	0%	0%	0%

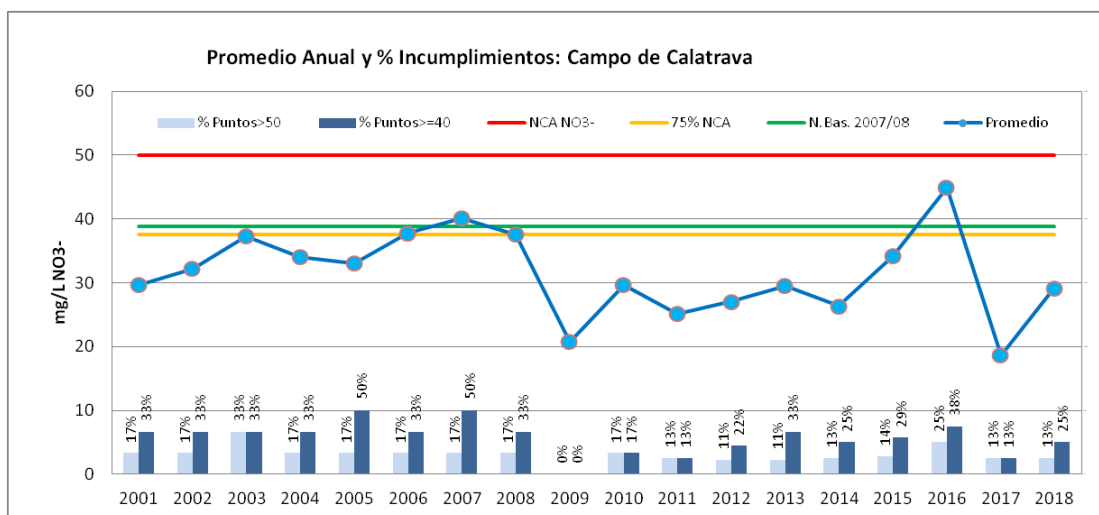


Figura 81. Valores anuales Campo de Calatrava.

Periodo 2001-2008 con tendencia creciente y elevada proporción de estaciones afectadas del 33% al 50%. Descenso en 2008 y 2009 con crecimiento hasta 2016 y comportamiento irregular al finalizar la serie.

AÑO	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Promedio
GN00000248	27,3	31,6	29,4	23,6	46,1	34,8	37,5	33,0	31,0	19,5	17,6	26,3	16,5	24,3	30,3	21,1	28,5	33,7	28,1
GN00000249	44,3	40,8	36,4	39,0	37,0	45,0	45,6	45,2	36,8	41,9	24,2	28,9	25,9	24,5	20,1	22,7	23,9	32,9	34,9
GN00000250	88,6	84,9	84,2	89,2	90,2	99,7	95,7	96,0	89,2	65,9	76,2	80,8	58,6	65,2	70,3	72,8	81,1	60,1	81,7
GN00000257	32,7	39,6	43,2	46,1	38,6	38,0	35,1	38,0	52,2	40,3	37,5	33,0	35,1	27,5	24,1	23,4	22,8	28,2	36,5
GN00000259	55,1	59,6	65,4	68,5	57,8	55,0	58,3	59,9	72,0	62,2	50,6	48,8	50,8	45,2	40,4	40,5	45,5	50,8	55,6
GN00000260	111,1	125,7	123,5	119,6	110,6	115,4	116,2	116,9	104,0	67,0	69,6								107,2
GN00000261	29,8	28,3	30,8	34,4	32,1	30,1	33,9	33,5	36,8	45,0	41,2	41,5	32,3	34,5	35,3	34,0	33,2	37,8	34,6
GN00000262	97,9	63,6	55,5	51,4	51,2	57,4	65,2	63,2	64,1	67,9	45,1	57,8	53,0	30,7	43,3	48,0	39,8	39,9	57,2
GN00000263	40,0	39,7	36,6	33,0	38,9	42,5	43,9	45,8	36,3	19,8	25,2	36,0	22,7	23,7	34,9	33,0	32,7	36,8	34,5
GN00000264	63,3	67,2	64,9	63,3	63,1			83,7	77,6	58,9	52,7	60,1	52,5	49,0	49,3	52,7	58,8	64,0	61,3
GN00000265	60,0	59,0	59,0	63,0	58,7	62,8	64,2	64,5	71,2	48,0	52,8	48,9	52,1	37,5	40,5	40,9	46,0	56,1	55,2
GN00000266	36,3	34,1	30,8	29,8	37,7	43,1	40,7	38,2	32,2	22,4	22,9	33,7	19,8	25,4	32,9	27,1	32,8	26,2	31,7
GN00000842											22,4	34,3	22,2	26,3	24,7	23,4	22,8	24,0	25,5
GN00000843											27,7	35,2	34,2	27,2	23,7	24,2		30,7	28,7
GN00000844											50,0	64,3	46,0	48,2	49,7	50,6	51,8	43,3	51,5
Promedio	57,2	56,2	55,0	55,1	55,2	56,7	57,8	59,8	58,6	46,5	41,0	45,0	37,2	34,9	37,1	36,7	40,0	40,3	51,2
NºPuntos	12	12	12	12	12	11	11	12	12	12	15	14	14	14	14	14	13	14	15
NºPuntos>50	6	6	6	6	6	5	5	6	7	5	5	4	5	1	1	3	3	4	7
% Puntos>50	50%	50%	50%	50%	50%	45%	45%	50%	58%	42%	33%	29%	36%	7%	7%	21%	23%	29%	47%
NºPuntos>=40	7	7	7	7	7	8	8	8	7	9	8	7	6	4	6	6	5	5	7
% Puntos>=40	58%	58%	58%	58%	58%	73%	73%	67%	58%	75%	53%	50%	43%	29%	43%	43%	38%	36%	47%
NºPuntos>37.5	8	9	7	8	10	9	8	10	7	9	8	7	6	4	6	0	0	0	0
% Puntos>37.5	67%	75%	58%	67%	83%	82%	73%	83%	58%	75%	53%	50%	43%	29%	43%	0%	0%	0%	0%

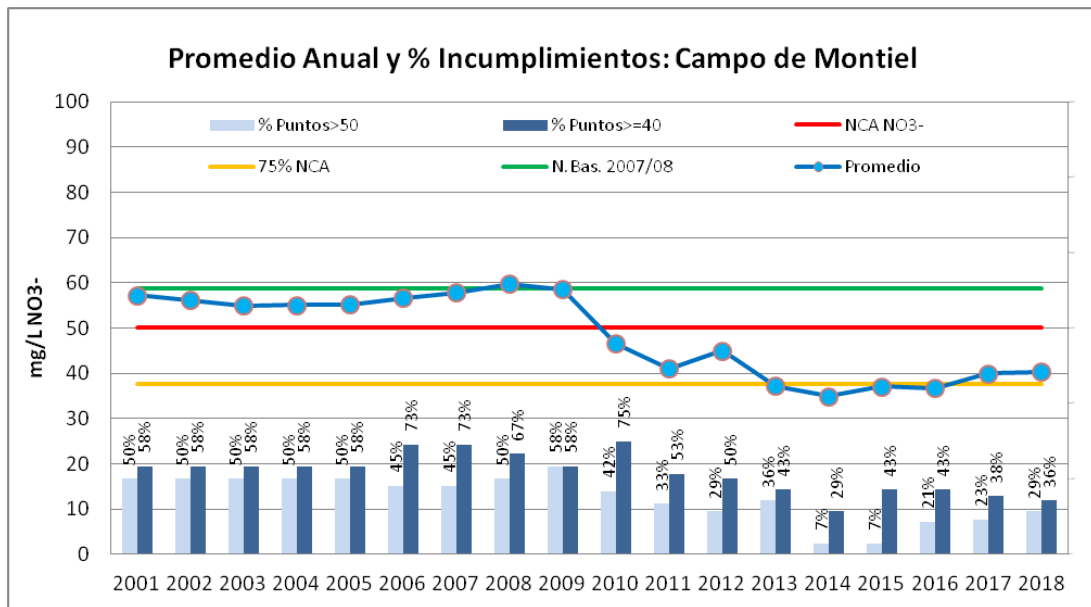


Figura 82. Valores anuales Campo de Montiel.

Tendencia al mantenimiento de valores de incumplimiento desde 2001 a 2009, con descensos apreciables de 2010 a 2015, abandonando los valores de riesgo de 40 mg/L en 2013, 2015 y 2016, para volver a superarlos en los años 2017 y 2018, con una leve tendencia ascendente. El número de

estaciones afectadas y su porcentaje es muy elevado, aunque también se reducen desde 2011.

AÑO	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
GN00000196	82,1	75,5	58,5	60,1	59,0	84,1				59,4	73,8	65,7	61,6	69,8	66,7	70,0	80,8	75,7
GN00000200	68,0	76,7	83,2	84,9	97,7													
GN00000340								32,3	31,9	34,0	29,8	37,0	31,9	32,5	31,5	26,1	33,0	31,8
GN00000853											69,0	87,6	68,5	90,5				
GN00000855											13,1	34,8	40,5	26,1	25,7	15,3	36,8	60,8
Promedio	75,1	76,1	70,8	72,5	78,3	84,1		32,3	31,9	46,7	46,4	56,3	50,6	54,7	41,3	37,1	50,2	56,1
NºPuntos	2	2	2	2	2	1		1	1	2	4	4	4	4	3	3	3	3
NºPuntos>50	2	2	2	2	2	1		0	0	1	2	2	2	2	1	1	1	2
% Puntos>50	100%	100%	100%	100%	100%	100%		0%	0%	50%	50%	50%	50%	50%	33%	33%	33%	67%
NºPuntos>=40	2	2	2	2	2	1		0	0	1	2	2	3	2	1	1	1	2
% Puntos>=40	100%	100%	100%	100%	100%	100%		0%	0%	50%	50%	50%	75%	50%	33%	33%	33%	67%
NºPuntos>37.5	2	2	2	2	2	1		0	0	1	2	2	3	2	1	0	0	0
% Puntos>37.5	100%	100%	100%	100%	100%	100%		0%	0%	50%	50%	50%	75%	50%	33%	0%	0%	0%

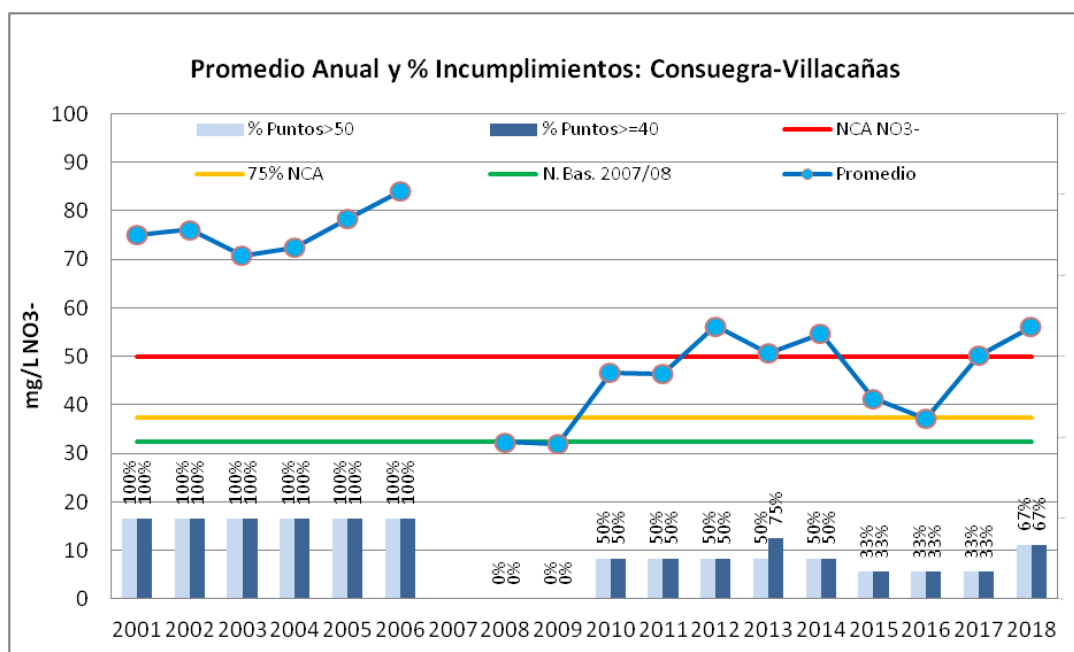


Figura 83. Valores anuales Consuegra-Villacañas.

Se aprecia tendencia anual creciente desde 2001 interrumpida por falta de datos en 2007 y que no se analizan de nuevo hasta 2010. A partir de 2010 se producen incumplimientos con valor promedio que supera los 40 mg/L en el 50 % de estaciones afectadas. En 2015 y 2016 se produce una disminución tanto en las cantidades promedio como en el número de estaciones afectadas, aunque con menor número de puntos de control.

AÑO	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
GN00000341	19,5	12,6	30,3	31,8	22,4	26,6	25,3	24,1	28,2	16,1	24,8
GN00000342	35,2	36,1	42,0	35,3	42,8	43,6	40,2	43,1	51,2	47,6	52,8
GN00000343	11,0	8,4	11,1	19,4	13,1	12,6	9,9	9,3	10,1	9,1	10,0
Promedio	21,9	19,0	27,8	28,8	26,1	27,6	25,1	25,5	29,8	24,3	29,2
NºPuntos	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
NºPuntos>50	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
% Puntos>50	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	33%	0%	33%
NºPuntos>=40	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1
% Puntos>=40	0%	0%	33%	0%	33%	33%	33%	33%	33%	33%	33%
NºPuntos>37.5	0	0	1	0	1	1	1	1	0	0	0
% Puntos>37.5	0%	0%	33%	0%	33%	33%	33%	33%	0%	0%	0%

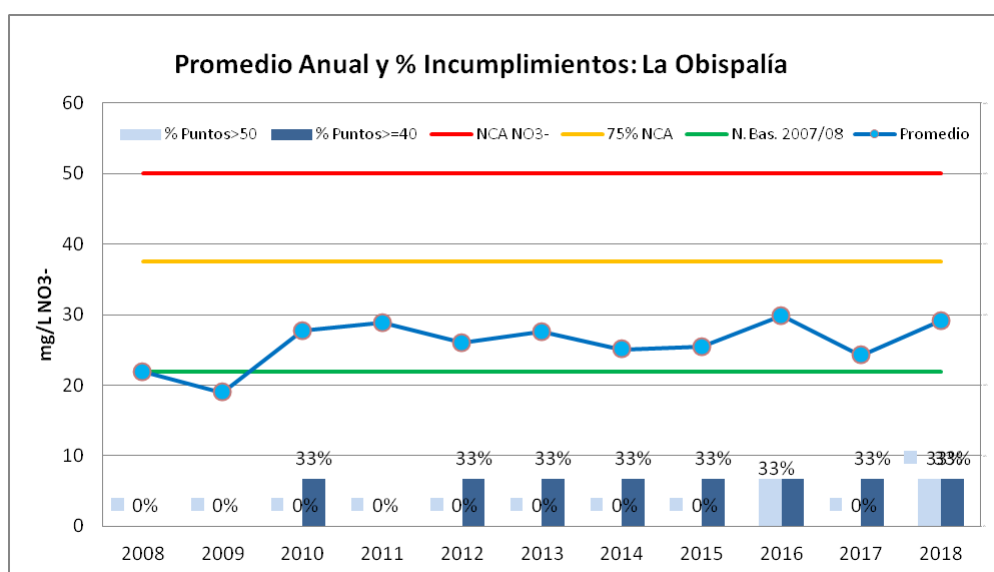


Figura 84. Valores anuales La Obispalía.

Los valores promedio son bajos y no alcanzan el umbral del 75% de la Norma de Calidad (37,5 mg/L). A escala de muestra se aprecian incumplimientos continuados en un solo punto (GN00000342).

AÑO	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
GN00000191	73,1	67,5	55,9	70,3	67,6	61,0	43,5	49,0	69,1	71,5	73,8	66,1	74,3	68,0	40,7	78,1	69,8	50,1
GN00000194	30,8	23,6	31,0	15,9	30,2		70,2	50,4	54,8									
GN00000195	55,2	75,5	66,4	64,5	70,3	67,6	54,2	66,6	72,0	82,7	92,0	77,5	81,0	76,0	74,2	81,4	75,9	75,4
GN00000845										94,0	102,7	95,9	66,2			82,5	59,3	60,8
Promedio	53,0	55,5	51,1	50,2	56,0	64,3	55,9	55,3	65,3	77,1	86,6	82,1	83,7	70,1	57,5	80,7	68,3	62,1
NºPuntos	3	3	3	3	3	2	3	3	3	2	3	3	3	3	2	3	3	3
NºPuntos>50	2	2	2	2	2	2	2	2	3	2	3	3	3	3	1	3	3	3
% Puntos>50	67%	67%	67%	67%	67%	100%	67%	67%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	50%	100%	100%	100%
NºPuntos>=40	2	2	2	2	2	2	3	3	3	2	3	3	3	3	2	3	3	3
% Puntos>=40	67%	67%	67%	67%	67%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
NºPuntos>37.5	2	2	2	2	2	2	3	3	3	2	3	3	3	3	2	0	0	0
% Puntos>37.5	67%	67%	67%	67%	67%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	0%	0%	0%

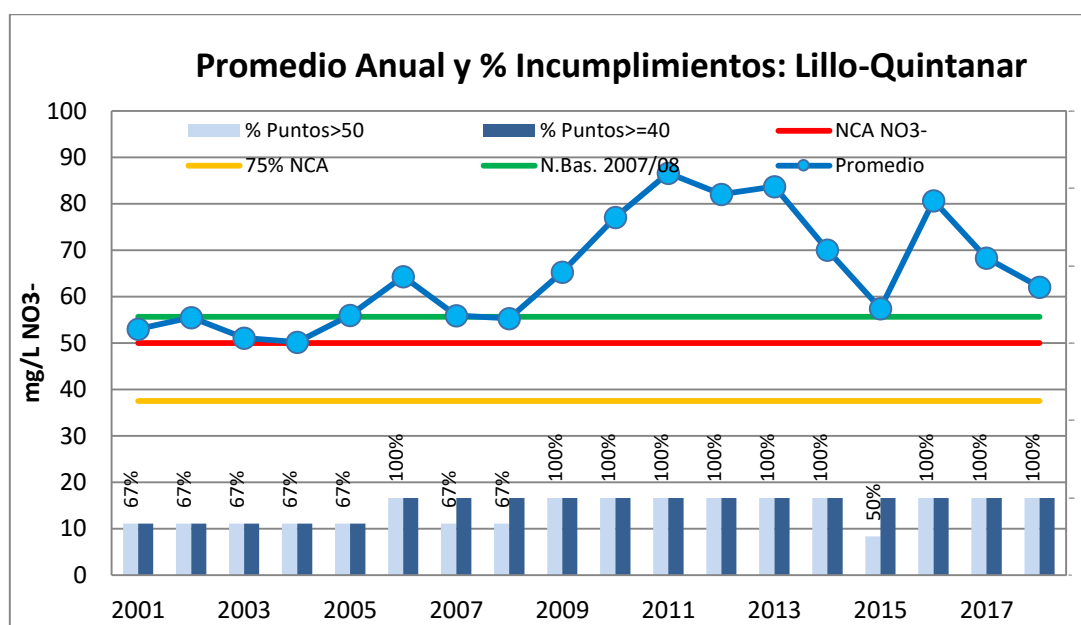


Figura 85. Valores anuales Lillo-Quintanar.

Se aprecia tendencia anual creciente, con valor promedio que supera los 50 mg/L desde 2001 hasta 2011-2013, y con el 100% del porcentaje de estaciones afectadas desde 2009. El periodo 2012-2015 inicia una tendencia decreciente en promedio que se revierte en 2016, para volver a descender en 2017 y 2018, manteniéndose elevados los valores y los porcentajes de estaciones afectadas.

AÑO	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
GN00000344	73,3	60,4	44,2	48,7	31,2	46,2	22,9	32,9	26,7	40,2	41,3
GN00000345	151,2	157,7	144,1	226,5							
GN00000346	72,6	70,9	66,6	68,7	78,5	78,9	70,0	68,8	96,2	83,0	92,7
GN00000826				186,5	165,3	163,4	146,3	134,0	162,8	143,2	137,2
GN00000827				101,8	101,2	97,0	97,9	96,8	101,0	107,2	104,0
Promedio	99,0	96,3	85,0	126,4	94,0	96,4	84,3	83,1	96,7	93,4	93,8
NºPuntos	3	3	3	5	4	4	4	4	4	4	4
NºPuntos>50	3	3	2	4	3	3	3	3	3	3	3
% Puntos>50	100%	100%	67%	80%	75%	75%	75%	75%	75%	75%	75%
NºPuntos>=40	3	3	3	5	3	4	3	3	3	4	4
% Puntos>=40	100%	100%	100%	100%	75%	100%	75%	75%	75%	100%	100%
NºPuntos>37.5	3	3	3	5	3	4	3	3	0	0	0
% Puntos>37.5	100%	100%	100%	100%	75%	100%	75%	75%	0%	0%	0%

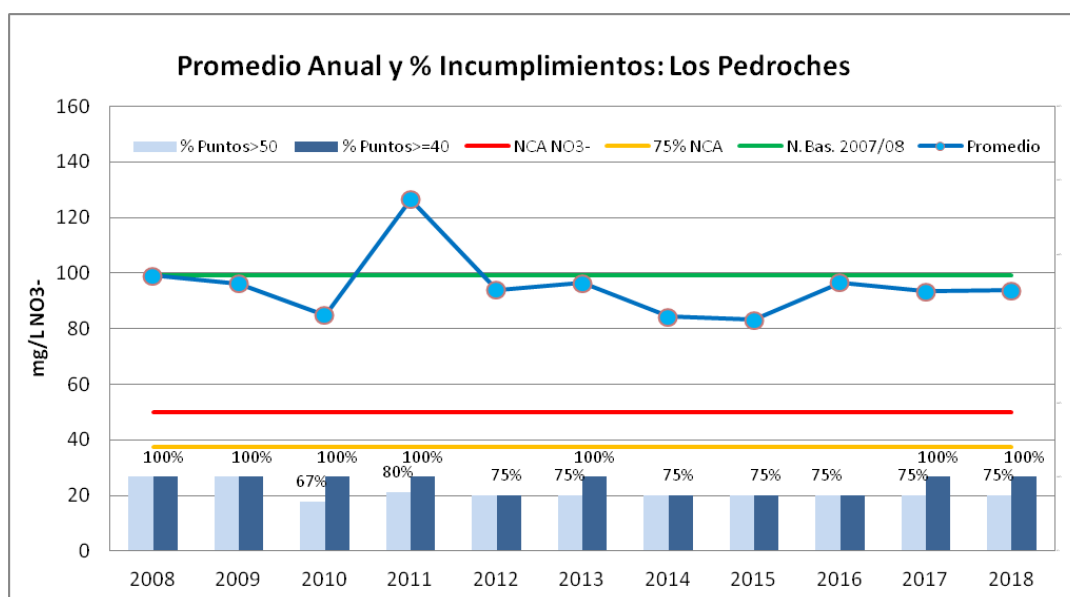


Figura 86. Valores anuales Los Pedroches.

Valores muy altos con variaciones anuales y con alta proporción de estaciones afectadas.

AÑO	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
GN00000197	38,5	28,6	29,2	28,7	28,5	28,5	28,8	27,6	28,6	34,3	38,4	33,0	34,6	31,4	31,6	29,2	30,7	33,2
GN00000198	31,5	26,6	26,6	26,9	26,8	29,4	27,1	28,9	30,0	29,7	35,3	32,3	33,3	33,3	31,0			
GN00000201	53,4	48,5	40,8	49,0	44,7	43,4	42,3	40,3	43,1	40,3	47,5	42,1	45,2	53,2		65,4	85,1	67,1
GN00000202	24,3	23,6	26,3	26,5	29,0	28,1	24,4	24,4	24,9	24,2	26,9	25,1	26,6	25,2	25,2	30,1	25,3	27,5
GN00000204	3,1	2,9	3,0	2,2	2,4	2,4	2,0	2,4	3,1	2,9	3,2	6,8	7,4	5,3	5,3	4,6	2,8	5,3
GN00000205	27,9	26,9	28,0	27,3	28,3	28,1	28,0	29,3	31,1	27,6	33,6	31,4	32,5	30,3	33,9			
GN00000206	10,7	9,8	16,0	16,3	10,4	6,9	22,5	18,1	20,7	10,7	9,6	12,1	26,2	8,5	12,1	25,5	10,5	15,2
GN00000207	1,5	0,5	0,4	0,1	0,0	0,1	0,3	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,3	0,0
GN00000216	25,6	25,5	25,9	27,8	26,8	25,5	23,1	22,2	23,6	29,3	46,9	36,6	48,0	41,0	42,2			
GN00000217	103,4	78,9	87,4	95,0	118,9	96,7	96,8	95,1	103,7	85,0	89,0	77,5	115,2	117,1	129,5	107,6	123,7	118,9
GN00000218	35,1	37,9	38,3	39,2	40,5					37,1	53,2	45,9	40,0	34,8	37,0	32,4	42,0	42,9
GN00000225	21,1	22,2	21,6	21,4	12,8	12,0	15,9	10,7	20,0	27,7	29,9	30,8	35,4	33,4	29,6	27,8	34,4	23,6
GN00000226	41,9	36,0	31,4	34,9	37,7		37,9		32,2	32,3	39,9	32,0	32,3	34,9	35,5	26,5	37,2	39,5
GN00000227	18,8	23,0	42,7	10,4	13,5	9,0	1,1	1,5	1,3	12,4								
GN00000228	160,9	148,3	134,2	176,3	245,3	96,3	101,3	92,3	118,3	236,0	157,8	109,2	83,4	82,9	123,4			
GN00000229	15,3	21,3	21,9	22,0	24,2	22,1	22,8		23,3	22,1	27,7	25,0	25,4	25,9	28,8	27,7	29,6	31,9
GN00000230	29,5	26,9	31,1	29,3	31,2	31,3	29,3	29,7	29,9	46,2	27,8							
GN00000231	58,5	47,8	14,6	22,6	33,0	9,8	7,0		36,9									
GN00000232	50,5	43,2	34,3	32,5	38,1	26,0	21,1	23,7	30,5	50,2	88,2	89,4	76,3	81,2	80,6			
GN00000244	86,1	80,2	80,7	87,9	81,9	84,9	78,2	88,9	91,2	128,2	143,2							
GN00000254	82,4	81,6	80,2	68,4	81,8	82,9	93,5	79,5	86,7	84,7	106,4	113,6	122,3	128,2	131,1	149,4	135,7	148,0
GN00000818									26,3	21,8	26,5	22,4	28,3	31,3	22,8	28,7	27,3	
GN00000839										65,8	61,3	54,1	50,2	54,2	52,4	71,2	69,7	
Promedio	43,8	40,0	38,8	40,2	45,5	34,9	35,2	36,1	38,9	47,0	52,0	43,7	45,3	44,5	48,0	43,0	46,9	46,4
NºPuntos	21	21	21	21	21	19	20	17	20	21	21	19	19	19	18	14	14	14
NºPuntos>50	7	4	4	4	4	4	4	4	4	5	7	5	5	6	5	4	4	4
% Puntos>50	33%	19%	19%	19%	19%	21%	20%	24%	20%	24%	33%	26%	26%	32%	28%	29%	29%	29%
NºPuntos>=40	8	7	6	5	6	5	5	5	5	7	9	7	8	7	6	4	5	5
% Puntos>=40	38%	33%	29%	24%	29%	26%	25%	29%	25%	33%	43%	37%	42%	37%	33%	29%	36%	36%
NºPuntos>37.5	9	8	7	6	8	5	6	5	5	7	11	7	8	7	6	0	0	0
% Puntos>37.5	43%	38%	33%	29%	38%	26%	30%	29%	25%	33%	52%	37%	42%	37%	33%	0%	0%	0%

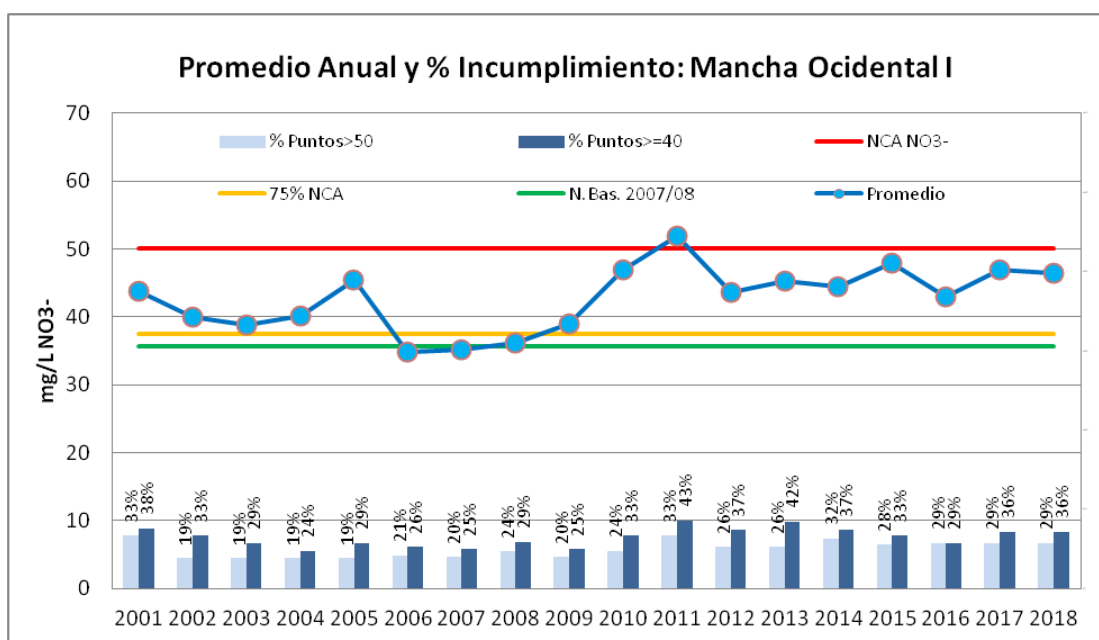


Figura 87. Valores anuales Mancha Occidental I.

Tendencia general irregular pero creciente, y con incumplimientos continuados desde 2010

a 2016. El número de estaciones afectadas supera siempre el 20% desde 2001.

AÑO	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
GN00000189	30,6	14,2	29,0	30,9	32,4	21,8	24,1	17,5	25,1	23,7	33,6	32,5	35,5	31,7	31,3	33,4	34,2	32,9
GN00000203	38,7	29,5	25,5	35,9	26,6	26,4	26,1	27,0	28,3	23,8	30,2	28,3	26,8	27,4	27,2			
GN00000208	30,7	30,4	31,7	33,2	32,7	32,7	33,4	33,6	33,8	33,0	31,8	33,1	31,7	29,2	30,5	37,4	32,7	36,3
GN00000210	45,6	37,0	30,2	26,8	29,7	29,9	32,8	22,2	34,4	31,9	40,4	32,6	32,4	29,4	26,0	25,5	36,3	19,1
GN00000212	21,0	25,1	25,6	30,0	33,8	39,4	35,0	29,7	42,2	52,3	48,3	42,4	59,7	50,4	47,8	57,4	41,7	21,9
GN00000213	42,7	43,7	43,5	46,1	47,9	42,2	46,6	45,9	51,8	44,9	53,7	62,1	53,5	52,2	63,6			
GN00000219	47,0	45,8	41,6	46,0	46,0	44,7	48,3	48,4	41,0	47,0	51,3	51,4	47,9	48,2	53,1	63,6	65,3	69,1
GN00000221	42,1	31,0	32,8	44,7	29,4	39,8	40,5	36,6	35,1	37,3	38,5							
GN00000223	27,5	27,4	28,3	28,6	29,3	30,6	31,2	32,3	32,3	33,7	36,4	34,9	38,5	40,1	41,4	40,1	44,7	43,4
GN00000224	25,7	25,3	26,0	27,2	27,2	28,3	29,8	28,3	30,1	25,8	28,4	26,0	27,3	25,3	27,2	27,6	28,7	29,1
GN00000233	5,9	6,5	8,6	5,6	5,1	6,5	4,5	6,7	4,6	3,4	5,5							
GN00000234	30,0	29,5	30,3	29,9	27,3	28,2	29,9	30,4	23,4	30,1	33,1	31,2	31,3	27,6	29,3	30,9	33,1	33,7
GN00000235	29,0	23,5	24,0	24,2	29,2	22,9	18,7	23,4	17,6	33,0	36,8	39,3	40,2	50,5	48,5	43,8	52,8	38,4
GN00000236	41,7	46,5	49,8	59,1	50,7	53,7	52,3	51,3	51,8	50,2								
GN00000239	20,1	21,0	19,6	22,5	21,8	22,6	23,1	21,8	22,2	20,6	21,0	22,8	19,6	21,5	22,7	17,3	29,4	8,7
GN00000240	26,8	23,6	38,4	46,1	45,4	46,2	46,0	49,4	48,4	39,2	50,2	48,7	49,5	47,6	48,4	56,4	54,4	54,7
GN00000255	2,4	3,3	5,0	6,0	1,6	5,7	1,9	2,8	5,8	20,8	18,3	7,9	13,4	12,1	5,9	15,0	2,2	1,5
GN00000256	58,4	91,5	78,6	71,6	62,0	41,1	58,5	81,7	82,0	61,3	62,9	40,1	57,7	45,4	38,2	43,0	25,4	32,5
GN00000258	17,1	2,4	3,6	3,3	3,4					33,9								
GN00000846											69,0		81,0					
Promedio	30,7	29,3	30,1	32,5	30,6	31,3	32,4	32,7	33,9	34,0	38,3	35,5	40,4	35,9	36,1	37,8	37,0	32,4
NºPuntos	19	19	19	19	19	18	18	18	19	18	18	15	16	15	15	13	13	13
NºPuntos>50	1	1	1	2	2	1	2	2	3	3	5	2	4	3	2	3	3	2
% Puntos>50	5%	5%	5%	11%	11%	6%	11%	11%	16%	17%	28%	13%	25%	20%	13%	23%	23%	15%
NºPuntos>=40	6	4	4	6	5	5	6	5	6	5	7	5	7	7	6	6	5	3
% Puntos>=40	32%	21%	21%	32%	26%	28%	33%	28%	32%	28%	39%	33%	44%	47%	40%	46%	38%	23%
NºPuntos>37.5	7	4	5	6	5	7	6	5	6	6	8	6	8	7	7	0	0	0
% Puntos>37.5	37%	21%	26%	32%	26%	39%	33%	28%	32%	33%	44%	40%	50%	47%	47%	0%	0%	0%

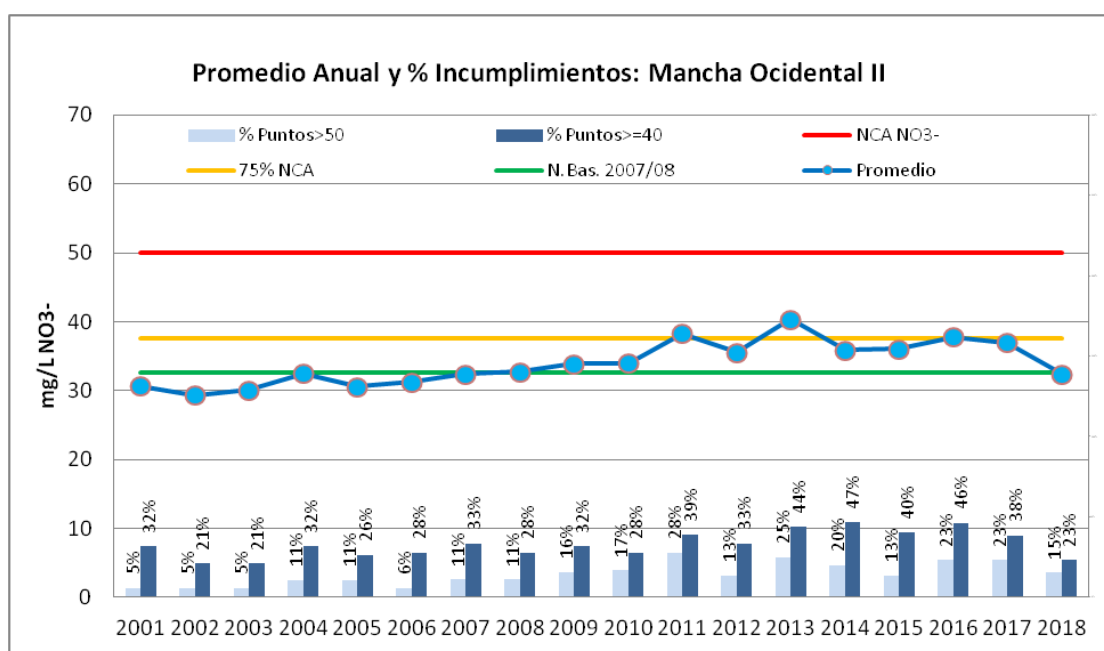


Figura 88. Valores anuales Mancha Occidental II.

Tendencia general de lento crecimiento que alcanza promedios máximos de 40.4 mg/L en 2013, pero con incumplimientos respecto al

número de estaciones afectadas que supera siempre el 20% desde 2001.

AÑO	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
GN00000190	34,1	33,6	26,3	19,4	30,3	36,4	35,5	33,7	27,2	36,8	47,9	43,4	43,1	48,7	38,4	52,7	44,9	42,4
GN00000220	52,3	47,4	59,6	63,3	64,0	58,7	60,2	62,6	62,1	60,7	58,0	57,8	54,6	56,8	52,1	66,4	56,6	46,4
GN00000237	18,2	16,9	18,4	18,0	21,3	18,2	19,0	18,9	16,0									
GN00000238	63,2	90,2	101,9	144,5	118,6	26,1	136,1	174,7	117,3	117,4	162,5	124,4	84,3	116,3	106,2	55,0	45,7	51,8
GN00000327				10,3	75,6	69,5	65,4	66,1	63,4	66,1	69,4	64,4	65,7	65,8	69,6	68,3	59,1	56,5
GN00000841											82,3	84,2	104,3		38,7	49,7	40,6	42,1
Promedio	41,9	47,0	51,5	51,1	62,0	41,7	63,2	71,2	57,2	70,2	84,0	74,8	70,4	71,9	61,0	58,4	49,4	47,8
NºPuntos	4	4	4	5	5	5	5	5	5	4	5	5	5	4	5	5	5	5
NºPuntos>50	2	1	2	2	3	2	3	3	3	3	4	4	4	3	3	4	2	2
% Puntos>50	50%	25%	50%	40%	60%	40%	60%	60%	60%	75%	80%	80%	80%	75%	60%	80%	40%	40%
NºPuntos>=40	2	2	2	2	3	2	3	3	3	3	5	5	5	4	3	5	5	5
% Puntos>=40	50%	50%	50%	40%	60%	40%	60%	60%	60%	75%	100%	100%	100%	100%	60%	100%	100%	100%
NºPuntos>37.5	2	2	2	2	3	2	3	3	3	3	0	5	5	4	5	0	0	0
% Puntos>37.5	50%	50%	50%	40%	60%	40%	60%	60%	60%	75%	0%	100%	100%	100%	100%	0%	0%	0%

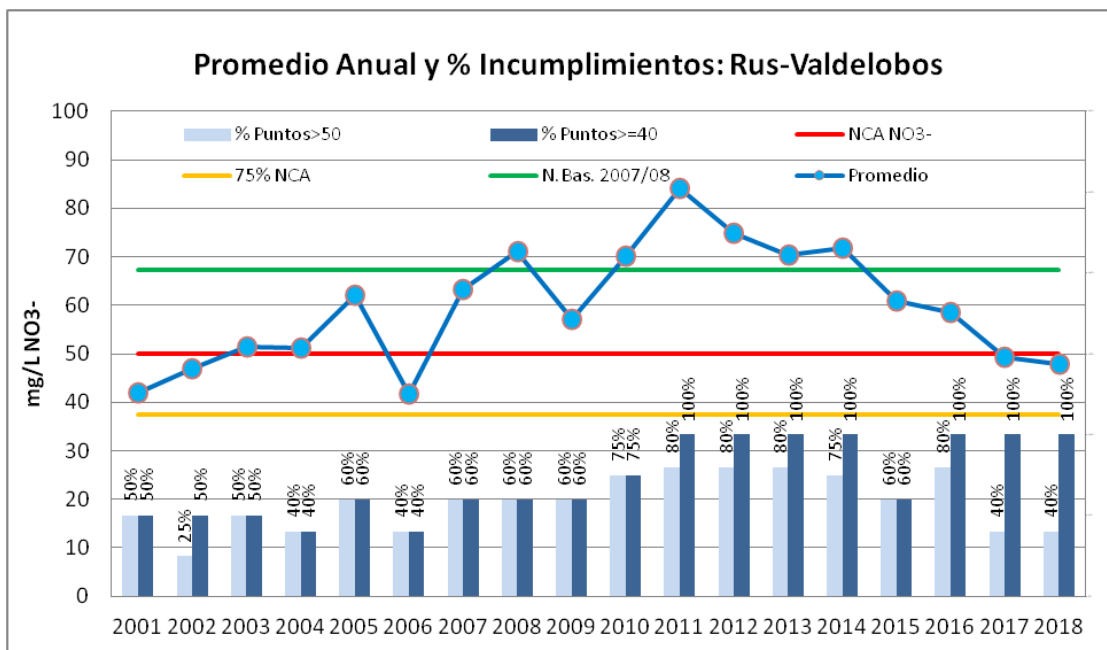


Figura 89. Valores anuales Rus-Valdelobos.

Tendencia creciente con altos valores anuales y descensos puntuales. En 2011 se alcanza el máximo de 84 mg/L, seguido de un descenso hasta 2017 con 47,8 mg/L.

Punto	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
GN00000185	15,1	21,4	22,4	27,2	26,1	26,4	26,0	26,4	31,7	27,4	34,6	25,6	26,1	13,9	22,6	25,2	26,0	25,5
GN00000186	19,3	19,9	19,2	19,2	19,4	19,6	19,4	20,0	20,6	19,5	19,4	20,1	20,4	18,5	17,7	19,5	19,9	21,6
GN00000187	19,5	20,2	20,9	18,0	17,7	20,6	22,3	20,8	21,4	17,2	19,2	21,8	18,0	19,2	20,0	21,5	23,7	25,0
GN00000188	13,5	13,0	13,3	14,0	13,8	13,3	13,4	14,2	13,6	13,6	10,8	14,0	14,7	12,7	12,8	21,6	13,3	15,2
GN00000192	38,4	34,3	34,1	41,0	33,6	38,4	34,6	34,6	35,6	44,5	45,0	42,0	46,9	45,2	36,6	48,7	36,5	39,1
GN00000193	23,0	23,2	22,9	22,9	25,9	24,8	24,7	30,5										
GN00000199	55,6	53,2	49,9	79,9	97,9	68,8	103,6	93,4	81,5	103,8	115,0	113,3	124,1	109,9	99,1	86,8	102,0	112,9
GN00000209	35,1	34,4	33,6	39,3	36,6	34,1	35,0	33,4	30,4	46,6	52,3	48,1	59,5	52,9	40,6	52,0	45,6	47,0
GN00000215	41,8	41,4	41,8	46,9	43,6	44,2	44,8	46,5	45,3	47,6	55,5	51,3	53,7	53,6	51,3	67,3	54,0	61,1
GN00000222	31,5	30,9	32,3	31,2	23,5	31,9	31,7	31,6	33,6	33,8	38,6	36,6	37,7	31,3	32,5	36,7	36,5	37,8
GN00000820										28,9	42,1	24,8	44,5	24,1	28,0	28,0	25,0	28,8
GN00000821										23,8	25,4	24,0	26,7	22,8	23,5	29,7	22,8	24,4
Promedio	29,3	29,2	29,0	33,9	33,8	32,2	35,6	35,1	34,8	37,0	41,6	38,3	42,9	36,7	35,0	39,7	36,8	39,8
NºPuntos	10	10	10	10	10	10	10	10	9	11	11	11	11	11	11	11	11	11
NºPuntos>50	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	3	2	3	3	2	3	2	2
% Puntos>50	10%	10%	0%	10%	10%	10%	10%	10%	11%	9%	27%	18%	27%	27%	18%	27%	18%	18%
NºPuntos>=40	2	2	2	3	2	2	2	2	2	4	5	4	5	4	3	4	3	3
% Puntos>=40	20%	20%	20%	30%	20%	20%	20%	20%	22%	36%	45%	36%	45%	36%	27%	36%	27%	27%
NºPuntos>37.5	3	2	2	4	2	3	2	2	2	4	6	4	6	4	3	0	0	0
% Puntos>37.5	30%	20%	20%	40%	20%	30%	20%	20%	22%	36%	55%	36%	55%	36%	27%	0%	0%	0%

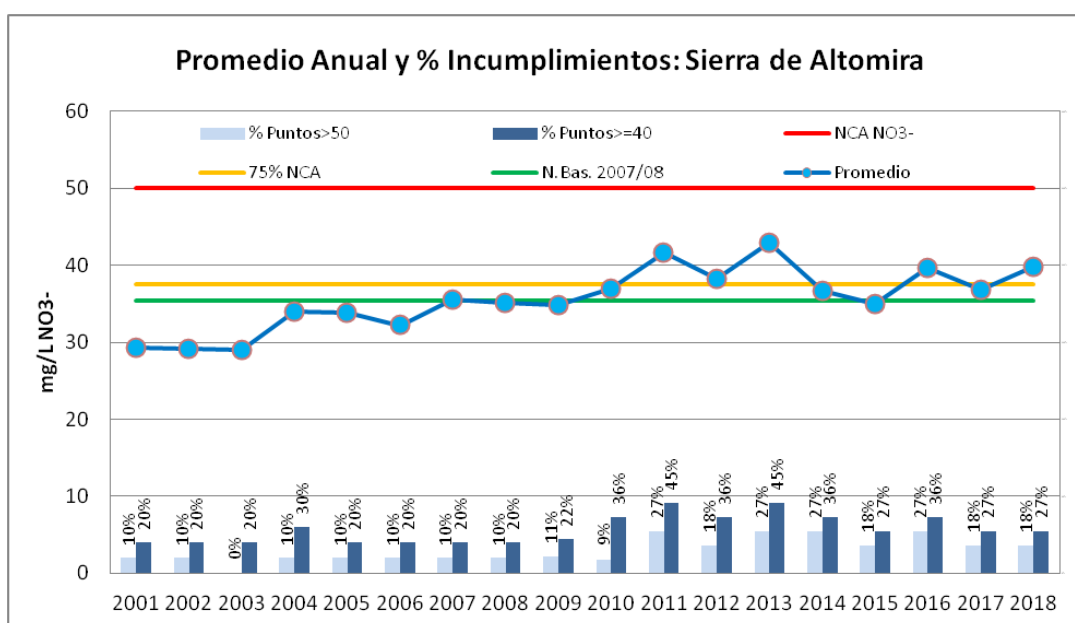


Figura 90. Valores anuales Sierra Altomira.

Se aprecia tendencia anual creciente, con valor promedio que supera los 40 mg/L solamente en 2011 y 2013, pero con aumento del porcentaje de estaciones afectadas desde 2009. En 2014 y 2015 se aprecia un descenso en el promedio y en número de estaciones en riesgo, estabilizando los valores hasta 2018.

AÑO	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
GN00000275	71,1	57,5	60,4	60,8	64,9	43,3	27,8	22,1	54,5	67,2	71,3							
GN00000278	63,8	77,9	57,5	55,5	61,8	44,9	53,3	45,1	42,6	49,7	69,5	47,8	54,1	51,1	40,4	53,6	32,2	35,3
GN00000279	91,2	123,4	125,5	129,6	120,2	111,8	103,9	110,7	104,9	134,3	131,5	119,0	133,9	1,6	113,7	109,7	0,9	3,5
GN00000280	86,3	65,5	70,8	87,3	80,0	90,1	71,1	84,8	109,0									
GN00000282	35,5	44,4	48,5	48,4	47,2	45,6	45,8	47,7	49,1									
GN00000807									87,5	79,3	85,8	85,1	90,5	81,8	105,9	75,5	79,3	81,7
GN00000808									41,8	37,8	29,2	29,3	31,5	27,1	33,4	32,0	29,7	35,2
GN00000809									34,8	34,7	31,9	33,9	31,8		32,4	33,9	40,3	0,0
GN00000810									44,4	48,4	57,7	57,4	56,2	47,5	54,0	52,0	50,3	54,3
GN00000811									60,9	55,5	63,5	62,1	61,8	58,9	61,6	58,5	64,2	65,1
GN00000812									97,2	78,7	61,5	44,0	41,3	58,4	45,0	44,3	49,1	56,4
GN00000813									1,5	4,5	2,2							
GN00000814									44,3	43,7	42,9	36,2	41,2	43,4	47,2	43,8	56,1	53,5
GN00000815									40,2	50,1	57,2	40,0	53,1	40,9				
GN00000816									43,4	41,6	46,2	44,3	44,3	43,6	43,7	35,4	40,9	41,8
GN00000817									66,8	194,5								
GN00000822									57,6	63,3	61,5	58,6	48,2	60,0	57,5	53,2	64,2	
GN00000823									143,6	154,0	97,3	150,7	135,1	149,2	142,9	151,0	0,0	
GN00000847											4,1	57,8	148,4	133,2	91,4	27,3	106,7	113,3
GN00000848											0,5	1,0	0,2	1,9	1,2	2,6	0,0	1,0
Promedio	69,6	73,7	72,5	76,3	74,8	67,1	60,4	62,1	57,7	70,1	57,2	54,4	66,5	55,2	62,8	54,9	53,9	43,2
NºPuntos	5	5	5	5	5	5	5	5	16	16	17	15	15	14	14	14	14	14
NºPuntos>50	4	4	4	4	4	2	3	2	7	9	10	7	9	6	7	7	7	7
% Puntos>50	80%	80%	80%	80%	80%	40%	60%	40%	44%	56%	59%	47%	60%	43%	50%	50%	50%	50%
NºPuntos>=40	4	5	5	5	5	5	4	4	14	13	12	11	12	11	11	9	10	8
% Puntos>=40	80%	100%	100%	100%	100%	100%	80%	80%	88%	81%	71%	73%	80%	79%	79%	64%	71%	57%
NºPuntos>37.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
% Puntos>37.5	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%

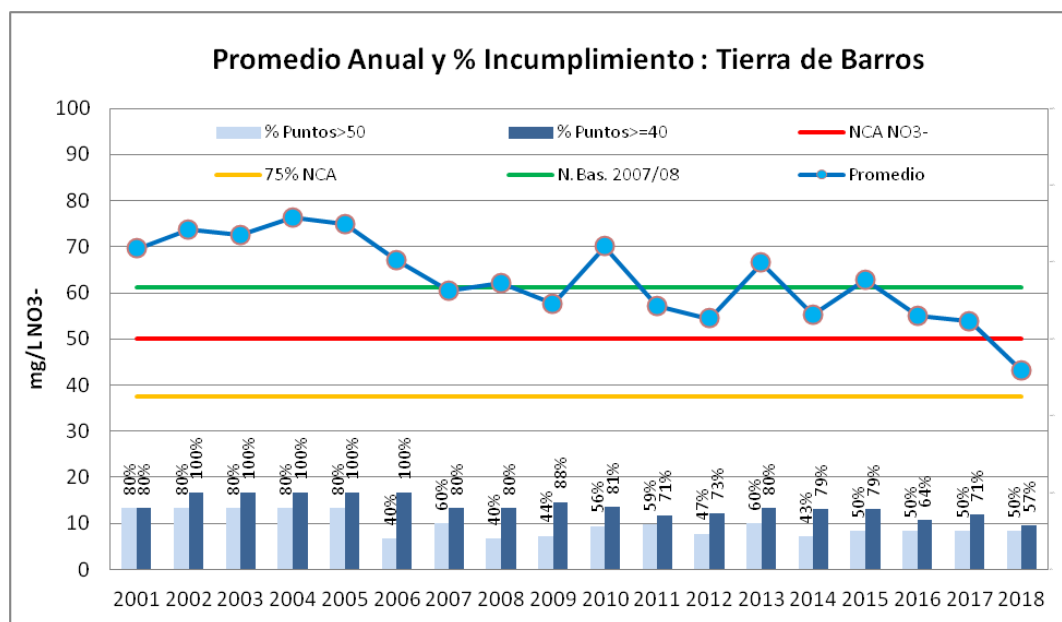


Figura 91. Valores anuales Tierra de Barros.

Valores elevados con tendencia decreciente, pero manteniendo valores superiores a 50 mg/L hasta 2018, que se produce un leve

descenso en los valores, y elevada proporción de estaciones afectadas.

AÑO	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
GN00000270	54,0	57,5	62,3	67,7	54,6	93,4	70,0	76,9	56,4	92,1	46,6	63,4	50,2	28,7	13,5	28,5	51,1	25,8
GN00000271	28,2	29,9	33,8	35,0	35,1	35,5	35,7	36,5	36,9	34,5	36,8	37,6	35,6	33,6	36,7	38,5	36,7	40,1
GN00000272	119,9	37,2	50,3	51,1	44,3	29,6	33,5	32,8	28,7	42,9	48,1	40,3	40,7	68,4	43,2	28,3	14,5	10,4
GN00000273	25,8	27,5	65,1	75,5	73,4	55,6	55,2	52,5	47,7	59,5	45,5		63,3	53,0	64,1	51,8	58,0	73,4
GN00000274	152,0	84,1	75,8	71,3	56,8	57,5	82,9	47,4	27,1	35,9	35,9	38,1	56,2					
Promedio	75,9	47,2	57,4	60,1	52,8	54,3	55,4	49,2	39,3	53,0	42,6	44,8	49,2	45,9	39,4	36,8	40,1	37,4
NºPuntos	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4	5	4	4	4	4	4
NºPuntos>50	3	2	4	4	3	3	3	2	1	2	0	1	3	2	1	1	2	1
% Puntos>50	60%	40%	80%	80%	60%	60%	60%	40%	20%	40%	0%	25%	60%	50%	25%	25%	50%	25%
NºPuntos>=40	3	2	4	4	4	3	3	3	2	3	3	2	4	2	2	1	2	2
% Puntos>=40	60%	40%	80%	80%	80%	60%	60%	60%	40%	60%	60%	50%	80%	50%	50%	25%	50%	50%
NºPuntos>37.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
% Puntos>37.5	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%

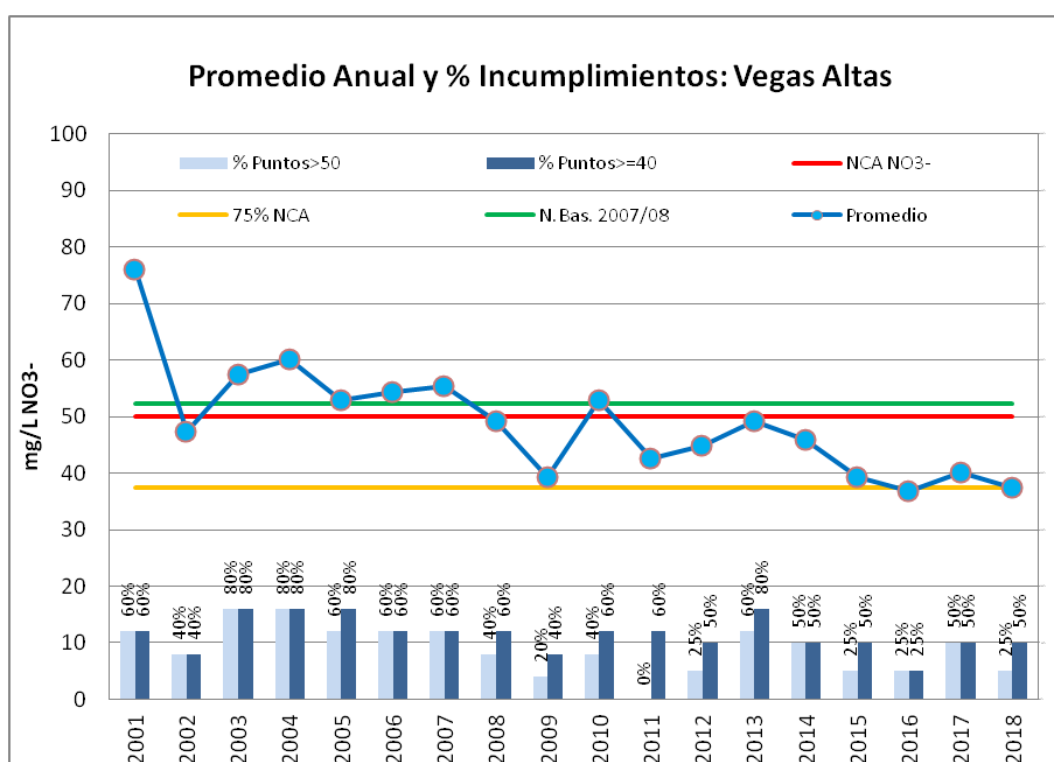


Figura 92. Valores anuales Vegas Altas.

El periodo de control presenta incumplimientos permanentes, con una tendencia a la reducción de contenidos desde 2007, pero con valores promedios superiores a 40 mg/L hasta 2014. Entre 2015 y 2018 los valores promedio son inferiores a 40 mg/L, aunque se mantiene alta la proporción de estaciones afectadas.

AÑO	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
GN00000276	84,7	104,7	107,0	107,9	110,4	79,2	105,9	96,3	93,0	87,8	101,0	89,7	87,8	77,8	95,7	86,1	96,5	92,2
GN00000277	124,7	120,0	129,5	169,3	179,2	127,3	153,4	173,7	150,7									
GN00000802								26,5	23,5	40,5	0,5							
GN00000803									44,3									
GN00000819										52,3	69,2	69,0	73,3	74,6	71,8	49,1	50,9	65,7
GN00000828										48,0	38,9	39,7	50,7	42,4	42,5	28,1	39,1	
Promedio	104,7	112,4	118,2	138,6	144,8	103,3	129,6	98,8	77,9	60,2	54,7	65,9	66,9	67,7	70,0	59,2	58,5	65,6
NºPuntos	2	2	2	2	2	2	2	3	4	3	4	3	3	3	3	3	3	3
NºPuntos>50	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	2	1	2	2
% Puntos>50	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	67%	50%	67%	50%	67%	67%	100%	67%	33%	67%	67%
NºPuntos>=40	2	2	2	2	2	2	2	2	3	3	3	2	2	3	3	3	2	2
% Puntos>=40	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	67%	75%	100%	75%	67%	67%	100%	100%	100%	67%	67%
NºPuntos>37.5	2	2	2	2	2	2	2	2	3	3	3	3	3	3	3	0	0	0
% Puntos>37.5	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	67%	75%	100%	75%	100%	100%	100%	100%	0%	0%	0%

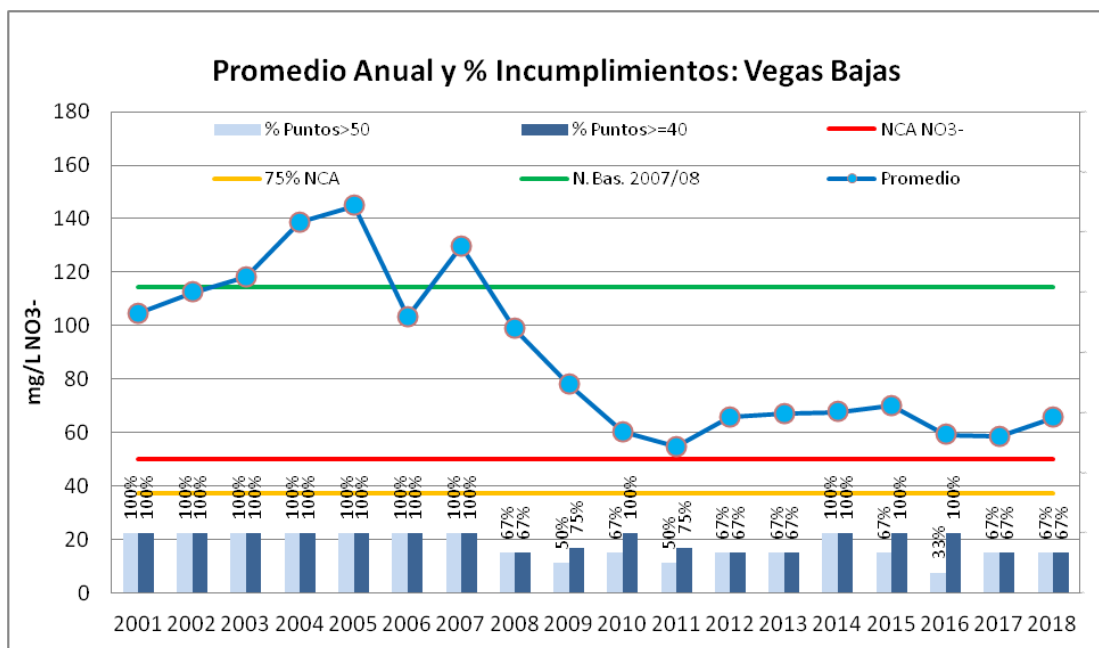


Figura 93. Valores anuales Vegas Bajas.

Valores muy elevados con tendencia decreciente, pero manteniendo valores superiores a 50 mg/L y elevada proporción de estaciones afectadas.

AÑO	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	
GN00000283	57,3	46,8	49,6	50,3	46,4	46,6	49,0	45,8	50,4	54,1	61,4	49,8	54,2	40,3	43,0	37,1	43,2	48,0	
GN00000284	57,4	59,2	25,1	36,9	29,3	41,6	40,7	29,9								0,0	0,0	0,0	
GN00000286	35,3	31,6	33,6	13,2	15,2	36,6	37,8	43,6	41,1	40,2	45,9	40,0	41,9	35,4	39,1	38,4	41,1	42,6	
GN00000804								18,6	21,2	8,6	12,8	14,2	9,7	9,5	11,3	11,4	12,6	11,4	
GN00000849												11,4	11,0	10,3	9,4	10,4	13,4	14,2	12,6
Promedio	50,0	45,9	36,1	33,5	30,3	41,6	42,5	34,4	37,6	34,3	32,8	28,7	29,0	23,6	26,0	20,1	22,2	22,9	
NºPuntos	3	3	3	3	3	3	3	4	3	3	4	4	4	4	4	5	5	5	
NºPuntos>50	2	1	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	
% Puntos>50	67%	33%	0%	33%	0%	0%	0%	0%	33%	33%	25%	0%	25%	0%	0%	0%	0%	0%	
NºPuntos>=40	2	2	1	1	1	2	2	2	2	2	2	1	2	1	1	0	2	2	
% Puntos>=40	67%	67%	33%	33%	33%	67%	67%	50%	67%	67%	50%	25%	50%	25%	25%	0%	40%	40%	
NºPuntos>37.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
% Puntos>37.5	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	

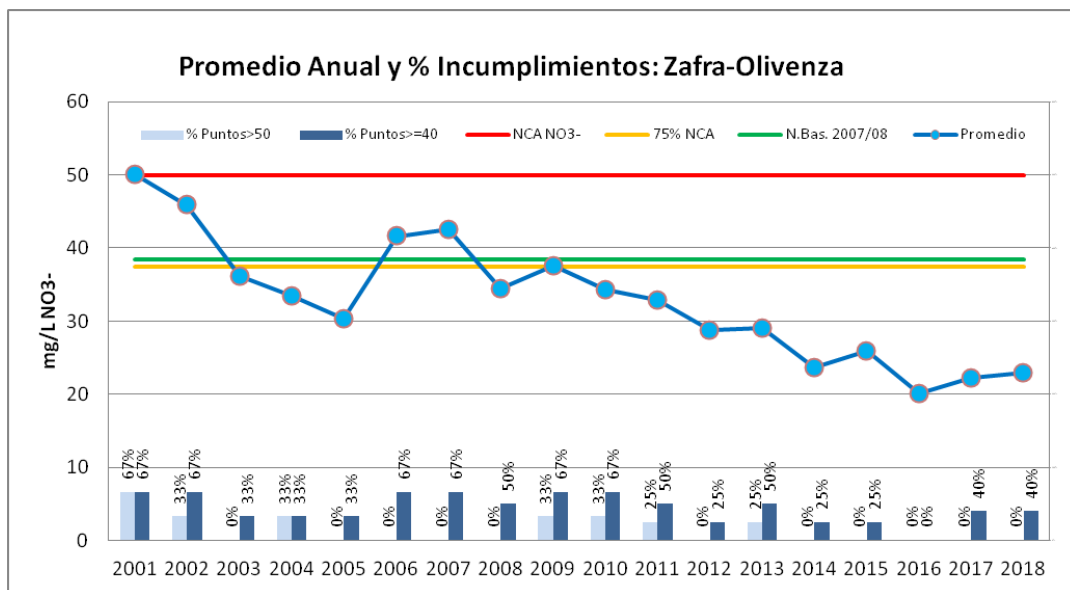


Figura 94. Valores anuales Zafrá-Olivenza.

Valores promedio decrecientes desde 2001 hasta situarse en torno a 25 mg/L en 2013-2018. Además, la proporción de estaciones afectadas también decrece a partir de 2014.

A modo de resumen, se realiza la comparativa de los años 2011 y 2018 para todas las masas de agua teniendo en cuenta el valor promedio anual y el porcentaje de estaciones afectadas que supera el 20%. La tabla 2 recoge estos resultados.

NOMBRE DE LA MASA	2011	2018
ALUVIAL DEL AZUER	MALO	BUENO
ALUVIAL DEL JABALÓN	MALO	MALO
AROCHÉ-JABUGO	MALO	BUENO
AYAMONTE	MALO	MALO
BULLAQUE	BUENO	MALO
CABECERA DEL GÉVORA	BUENO	BUENO
CAMPO DE CALATRAVA	BUENO	MALO
CAMPO DE MONTIEL	MALO	MALO
CONSUEGRA-VILLACAÑAS	MALO	MALO
LA OBISPALÍA	BUENO	MALO
LILLO-QUINTANAR	MALO	MALO
LOS PEDROCHES	MALO	MALO
MANCHA OCCIDENTAL I	MALO	MALO
MANCHA OCCIDENTAL II	MALO	MALO
RUS-VALDELOBOS	MALO	MALO
SIERRA DE ALTOMIRA	MALO	MALO
TIERRA DE BARROS	MALO	MALO
VEGAS ALTAS	MALO	MALO
VEGAS BAJAS	MALO	MALO
ZAFRA-OLIVENZA	MALO	MALO
ESTADO BUENO	4	3
ESTADO MALO	16	17

Tabla 21 . Comparativa estado masas de agua 2011-2018.

Las MASb con pocas estaciones de control (5 o menos) pueden sufrir cambios de la valoración del estado químico cuando un solo punto de control presente contenidos variables respecto a la Norma de Calidad y nivel de referencia; aunque su contenido medio no alcance dicho valor, debido a que el porcentaje de representación de un punto es del 20% o mayor: Aluvial del Azuer, Aluvial del Jabalón, Aroche-Jabugo, Ayamonte, Cabecera del Gévora, Consuegra-Villacañas, La Obispalía, Lillo-Quintanar, Los Pedroches, Vegas Altas y Zafra-Olivenza.

4.2.1. Tendencia anual en 2018

El resultado de la evaluación de tendencias mediante el test Mann-Kendal y el test Sen de la pendiente para 2018 se resume a continuación (Tabla 3).

4.2.1.1. Tendencias crecientes: 6 MASb (30%)

- Grado de confianza excelente (***): Mancha Occidental II, Sierra de Altomira.
- Grado de significancia muy bueno (**): No detectado.
- Grado de significancia bueno (*): Ayamonte, Lillo-Quintanar.
- Grado de significancia aceptable (+): Mancha Occidental I, Rus-Valdelobos.

4.2.1.2. Tendencias decrecientes: 6 MASb (30%)

- Grado de confianza excelente (***): Tierra de Barros, Zafra-Olivenza.
- Grado de significancia muy bueno (**): Campo de Montiel, Vegas Altas, Vegas Bajas.
- Grado de significancia bueno (*): No detectado.
- Grado de significancia aceptable (+): Consuegra-Villacañas.

4.2.1.3. Tendencias dudosas o no significativas 8 MASb (40%)

Aluvial del Azuer, Aluvial del Jabalón,

Aroche-Jabugo, Bullaque, Cabecera del Gévora, Campo de Calatrava, La Obispalía, Los Pedroches.

MASAS DE AGUA SUBTERRÁNEA	Años			Tendencia Mann-Kendall		Pendiente Sen				
	Serie			Test Z	Signific.	de estimación de la confianza				
Series Nitratos	Inicio	Fin	n	Test Z	Signific.	Q	Qmin99	Qmax99	Qmin95	Qmax95
ALUVIAL DEL AZUER	2001	2018	18	-0,91		-0,69	-3,34	2,50	-2,96	1,71
ALUVIAL DEL JABALÓN	2008	2018	11			-6,99				
AROCHE-JABUGO	2008	2018	11			0,51				
AYAMONTE	2001	2018	18	2,20	*	1,69	-1,57	5,71	0,59	3,80
BULLAQUE	2001	2018	18	-1,21		-0,20	-0,90	0,76	-0,70	0,28
CABECERA DEL GÉVORA	2008	2018	11			0,06				
CAMPO DE CALATRAVA	2001	2018	18	-0,98		-0,35	-1,24	0,53	-0,93	0,38
CAMPO DE MONTEL	2001	2018	18	-2,73	**	-1,30	-1,96	-0,07	-1,78	-0,79
CONSUEGRA-VILLAC.	2001	2018	17	-1,94	+	-1,65	-3,09	1,15	-2,62	0,26
LA OBISPALÍA	2008	2018	11			0,26				
LILLO-QUINTANAR	2001	2018	18	2,58	*	1,23	0,01	2,78	0,17	2,30
LOS PEDROCHES	2008	2018	11			-0,88				
MANCHA OCCIDENTAL I	2001	2018	18	1,89	+	0,54	-0,20	1,33	-0,03	1,08
MANCHA OCCIDENTAL II	2001	2018	18	3,79	***	0,54	0,29	0,67	0,36	0,63
RUS-VALDELOBOS	2001	2018	18	1,89	+	1,27	-0,78	2,46	-0,14	2,16
SIERRA DE ALTOMIRA	2001	2018	18	3,33	***	0,61	0,14	1,10	0,34	0,98
TIERRA DE BARROS	2001	2018	18	-3,86	***	-1,32	-1,95	-0,65	-1,74	-0,84
VEGAS ALTAS	2001	2018	18	-3,03	**	-1,23	-2,00	-0,27	-1,74	-0,58
VEGAS BAJAS	2001	2018	18	-3,26	**	-3,86	-6,56	-1,43	-5,82	-2,29
ZAFRA-OLIVENZA	2001	2018	18	-3,68	***	-1,26	-1,96	-0,47	-1,76	-0,71

Tabla 22. Resultados de test Mann-Kendall de tendencia y Sen de la pendiente. 2001/08-2018.

Se debe señalar que las MASb Aluvial del Azuer, Aluvial del Jabalón, Aroche-Jabugo, Ayamonte Bullaque, Campo de Calatrava y Mancha Occidental I presentan cambios de tendencia dentro de la serie analizada, por lo que el test Mann-Kendall presenta valores de baja confianza ya que su función es evaluar tendencia monotonías.

A modo de ejemplo se presentan algunas figuras del estudio estadístico Mann-Kendal y Sen (Figura 24). La totalidad de las gráficas está recogida en el [ANEJO 3](#).

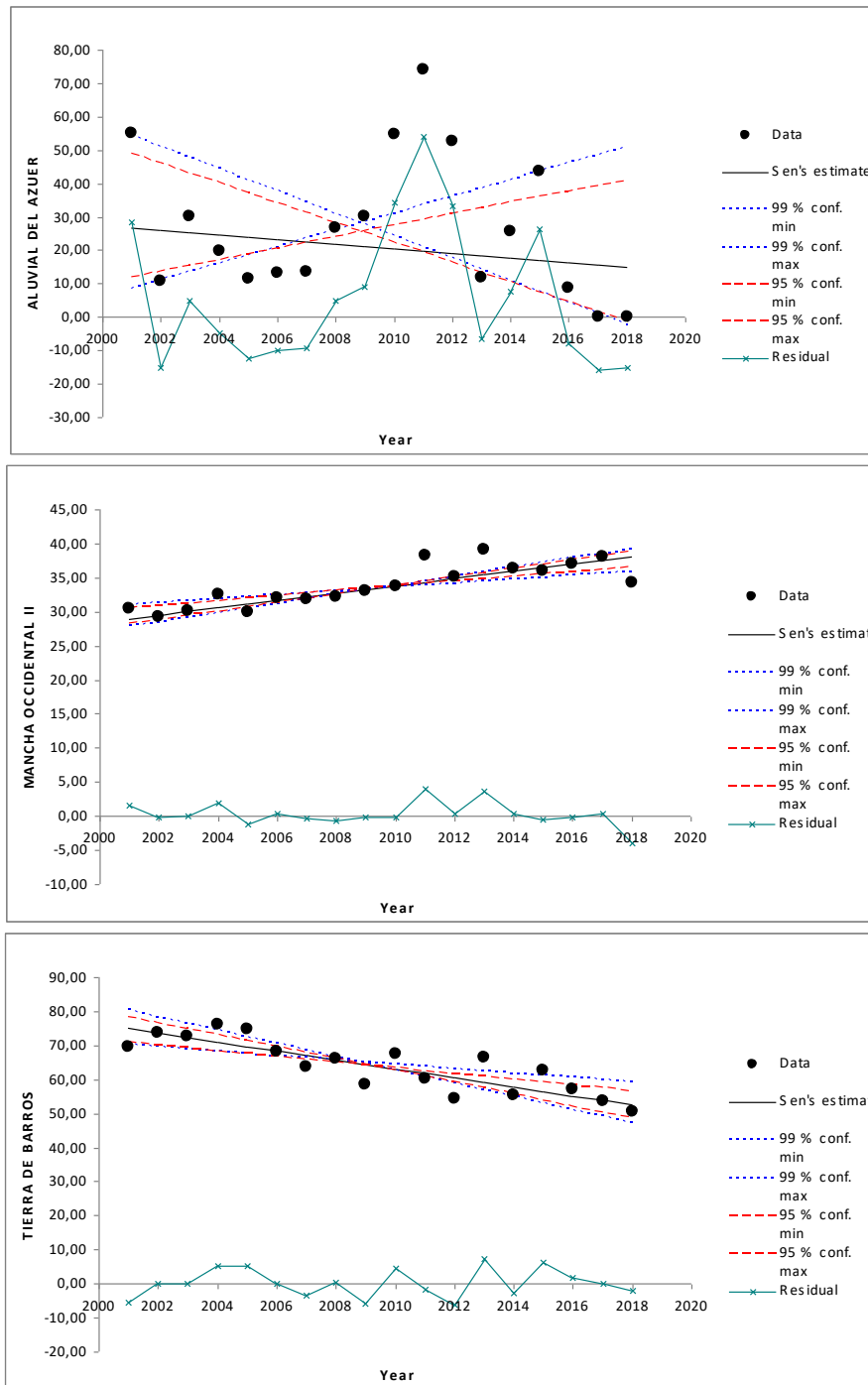


Figura 95. Figuras del estudio Mann-Kendal y Sen.

Finalmente, se debe señalar que la agregación en periodos anuales y para todas las estaciones de control de las MASb no muestra una tendencia clara a escala de toda la demarcación hidrográfica, si bien se aprecia una cierta tendencia al descenso general; pero sus valores anuales superan los de referencia

de 40 mg/L de riesgo o mal estado químico por nitratos aplicados en el PH de cuenca (ver figura 25).

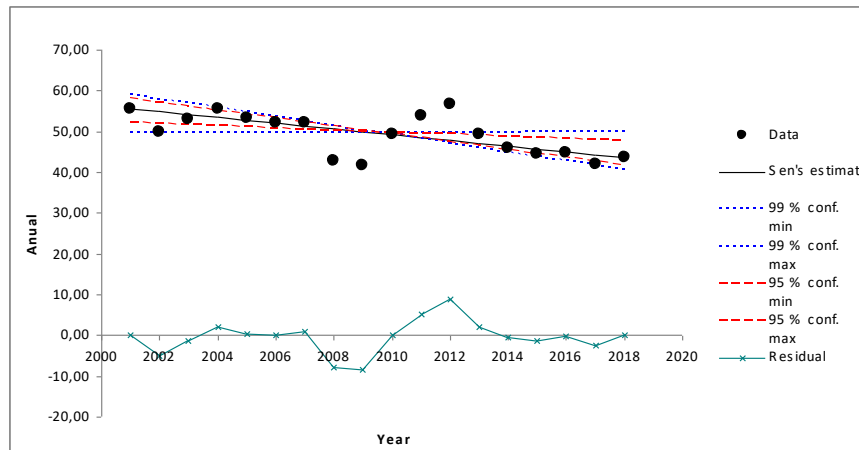


Figura 96. Test Mann-Kendal y Sen para las MASb de la DH Guadiana 2001-2018.

4.3. Agregación trimestral de datos

4.3.1. Análisis mediante regresión lineal simple

La agregación de los datos de las estaciones de control de cada MASb en periodos trimestrales permite evaluar las variaciones a lo largo de periodos menores de un año y escala estacional.

El objetivo es mostrar los datos directos a la escala temporal real e identificar posibles anomalías y tendencias respecto a aumentos o disminuciones de concentraciones ligadas a factores estacionales climáticos mediante un análisis simple de regresión lineal de datos. De este modo se identifica la pendiente (positiva o creciente y negativa o decreciente), así como el coeficiente de determinación entre los datos o cuadrado del coeficiente de correlación (R^2). La calificación de cambio de tendencia de este análisis está referida a la presencia de una serie no monotónica en la que pueden diferenciarse dos o más tramos de pendientes

contrarias. En la tabla 4 se incluye a modo de resumen, las tendencias y grado de estacionalidad en las concentraciones de nitratos en las MASb.

Las tendencias del periodo 2001-2018 muestran descensos más significativos en Consuegra-Villacañas, Los Pedroches, Tierra de Barros, Vegas Altas y Vegas Bajas; y menos significativas en Bullaque, Campo de Calatrava y Zafra-Olivenza.

Las doce MASb restantes presentan concentraciones crecientes o estables, más significativas en Aluvial de Jabalón, Aroche-Jabugo, Ayamonte, Lillo-Quintanar; siendo menos significativas en Aluvial del Jabalón, Cabecera del Gévora, La Obispalía, Mancha Occidental I y Mancha Occidental II, Rus-Valdelobos y Sierra de Altomira.

Respecto a las MASb que presentan tendencias decrecientes desde valores de incumplimiento o riesgo, hasta valores

inferiores al 75% de la NCA (37,5 mg/L) que se alcanzan y permanecen en las MASb, se observa que en la MASb Zafra-Olivenza se constatan valores decrecientes que pueden dar lugar a alcanzar una disminución permanente. Además, Campo de Calatrava y Campo de

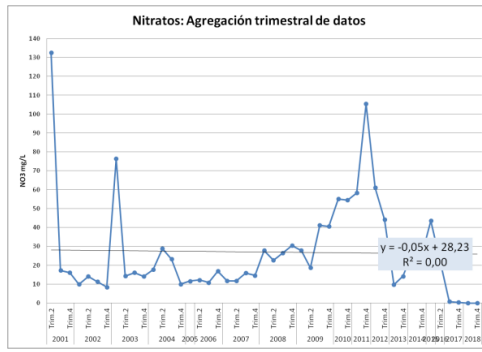
Montiel también inician un cambio de tendencia significativo con valores que se sitúan por debajo de los 37,5 mg/L de nitratos que deben ser constatados mediante otro tipo de análisis.

MASb	Pendiente	Correlación R ²	Tendencia	Variación estacional
BUSCAR ACTUALIZADA				
ALUVIAL DEL AZUER	-0,05	0,00	Creciente	Alta
ALUVIAL DEL JABALÓN	0,73	0,03	+Creciente	Media
AROCHE-JABUGO	0,46	0,14	+Creciente	Media
AYAMONTE	0,75	0,20	+Creciente	Alta
BULLAQUE	-0,09	0,02	Decreciente	Alta
CABECERA DEL GÉVORA	0,04	0,06	Creciente	Media
CAMPO DE CALATRAVA	-0,11	0,02	Decreciente	Alta
CAMPO DE MONTIEL	0,40	0,44	+Creciente	Alta
CONSUEGRA-VILLACAÑAS	-0,74	0,28	+Decreciente	Alta
LA OBISPALÍA	0,36	0,34	Creciente	Media
LILLO-QUINTANAR	0,51	0,24	+Creciente	Alta
LOS PEDROCHES	-0,55	0,14	+Decreciente	Media
MANCHA OCCIDENTAL I	0,33	0,20	Creciente	Alta
MANCHA OCCIDENTAL II	0,14	0,20	Creciente	Alta
RUS-VALDELOBOS	0,37	0,11	Creciente	Alta
SIERRA DE ALTOMIRA	0,24	0,45	Creciente	Alta
TIERRA DE BARROS	-0,47	0,39	+Decreciente	Alta
VEGAS ALTAS	-0,44	0,26	+Decreciente	Alta
VEGAS BAJAS	-1,52	0,51	+Decreciente	Alta
ZAFRA-OLIVENZA	-0,38	0,31	Decreciente	Alta

Tabla 23. Tendencias y grado de estacionalidad de concentraciones de nitratos en las MASb.

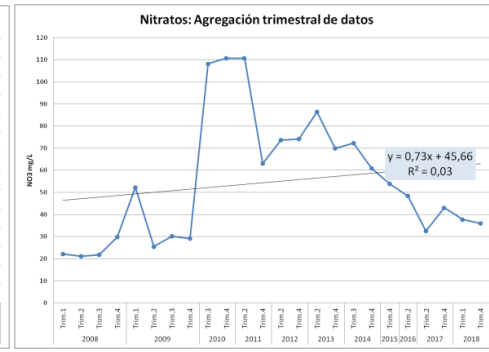
Los gráficos de variaciones se presentan en las Figuras 26 a 28.

Aluvial del Azuer

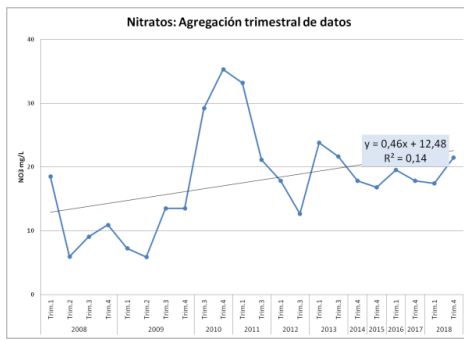


Aroche-Jabugo

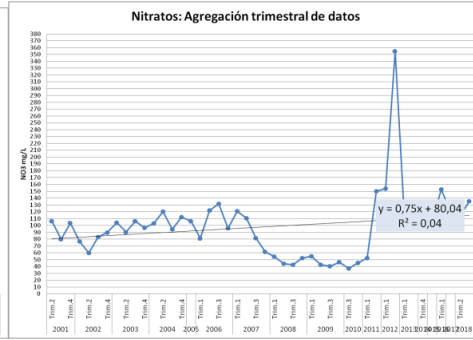
Aluvial del Jabalón



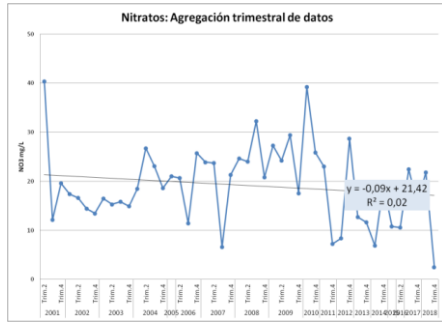
Ayamonte



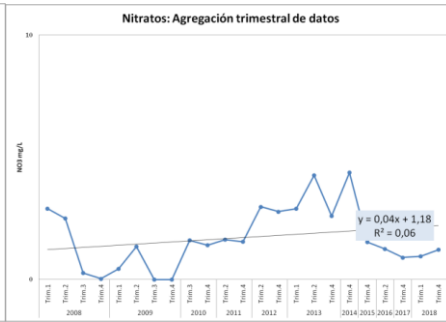
Bullaque



Cabecera del Gévora



Campo de Calatrava



Campo de Montiel

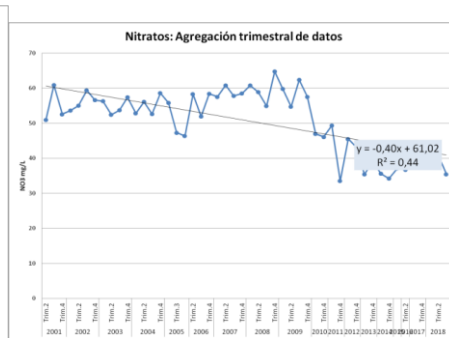
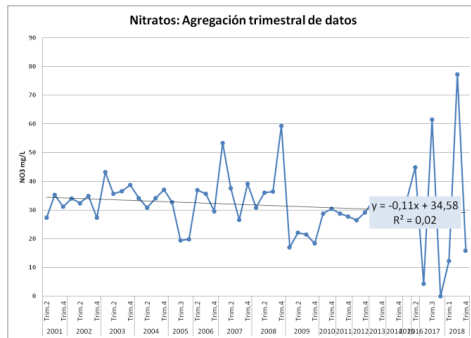
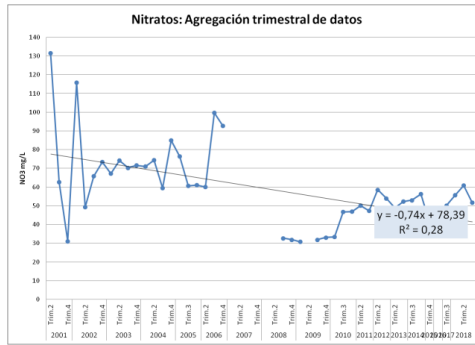
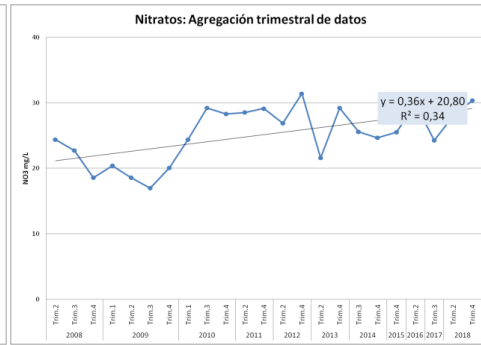


Figura 97. Valores trimestrales (1 de 3).

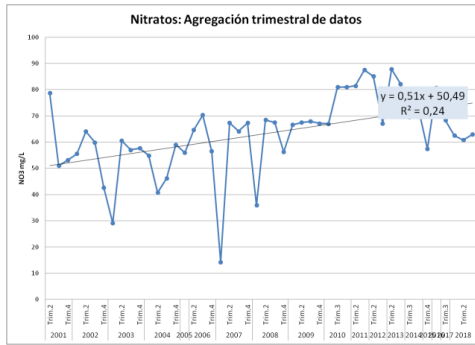
Consuegra-Villacañas



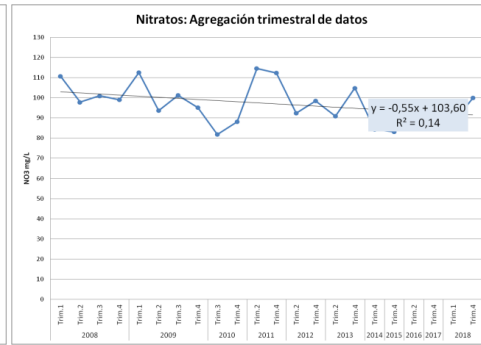
La Obispalía



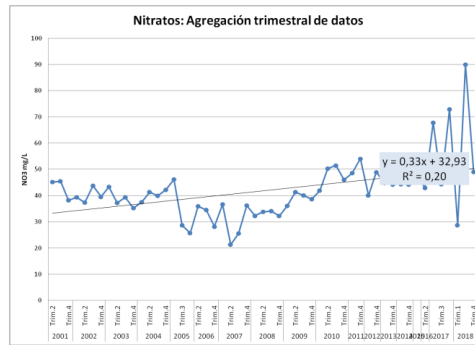
Lillo-Quintanar



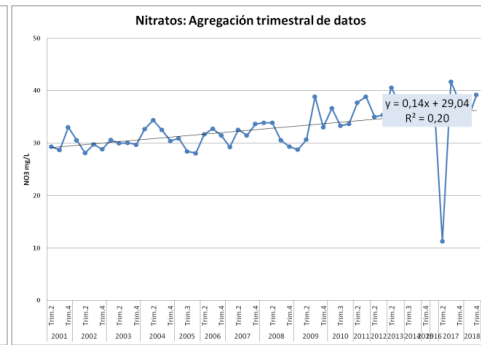
Los Pedroches



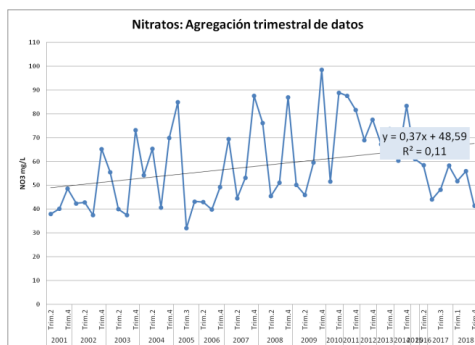
Mancha Occidental I



Mancha Occidental II



Rus-Valdelobos



Sierra de Altomira

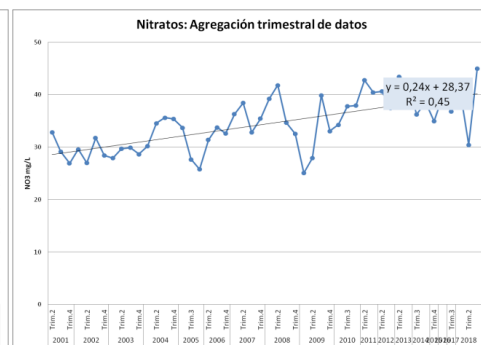


Figura 98. Valores trimestrales (2 de 3).

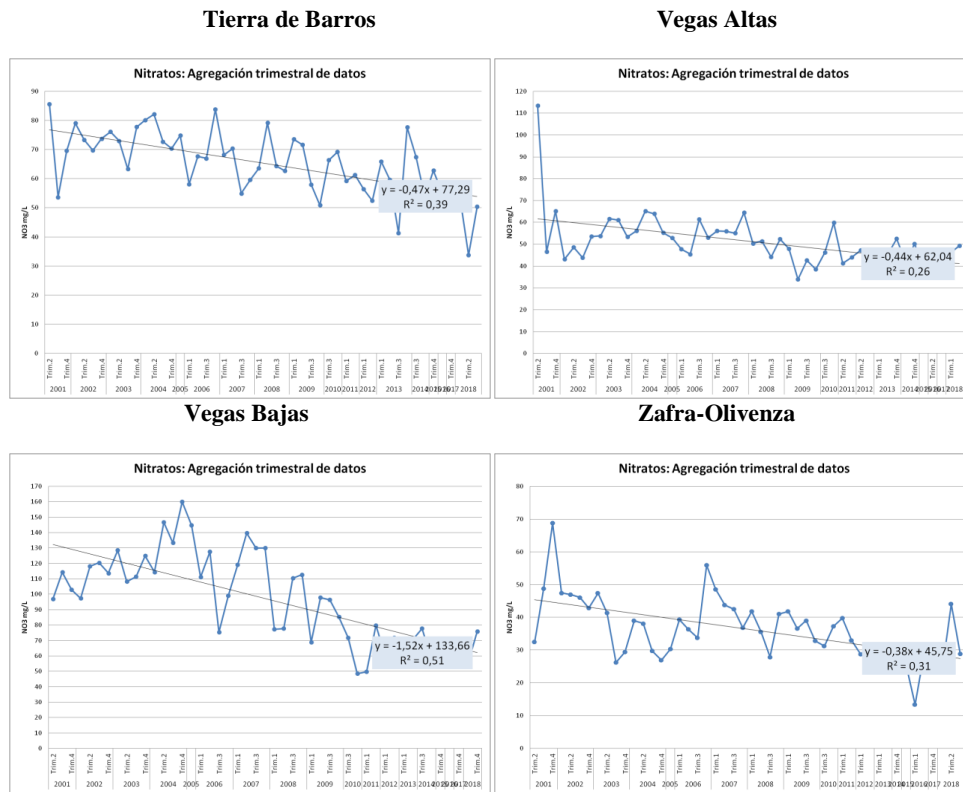


Figura 99. Valores trimestrales (3 de 3).

4.3.2. Análisis de tendencia, estacionalidad e inversión de tendencia

Considerando el periodo de tiempo de estudio con número de datos significativos entre 2001 y 2018 se han realizado dos tipos de estudios estadísticos mediante GW-Stat (GRATH, et al., 2001):

- Análisis de tendencias y estacionalidad (2001-2018 y 2007-2018).
- Análisis de inversión de tendencias (2001-2018 y 2007-2018).

En el primer tipo, según las especificaciones técnicas de GW-Stat, se debe contar al menos con 15 datos trimestrales en 5 años, mientras que para el segundo se requiere de 30 valores

para 10 años, por lo que algunas MASb no cuentan con datos suficientes para estos análisis estadísticos (MASb Aluvial del Jabalón, Aroche-Jabugo, Cabecera del Gévora, La Obispalía y Los Pedroches) debido a que sus controles comenzaron en 2008.

Según lo previsto en la DMA y el Informe Técnico nº 1 (*Technical report nº 1 The EU Water Framework Directive: statistical aspects of the identification of groundwater pollution trends and aggregation of monitoring results*) (GRATH, et al., 2001) este estudio deberá hacerse con datos de 2018 tomando como referencia el comienzo de los programas de control de 2007-2008 (8 años de datos).

Se debe recordar que la prevención de tendencias crecientes e inversión de tendencias está prevista en la Directiva Marco de Aguas (Anexo V 2.4.4. y Artículo 4 -1 -b-iii) y en Directiva de Aguas Subterráneas (Artículo 5 y 5-2). Además, la Guía nº 18 sobre estado del agua subterránea y evaluación de tendencias desarrolla los aspectos técnicos de los estudios a realizar y fija como año de base el periodo 2007-2008 (CE, 2009).

En el presente trabajo se presentan de modo particularizado los resultados para 2018.

El resultado del análisis sobre tendencia, estacionalidad e inversión de tendencia mediante GW-Stat se resumen en las tablas 5. Las masas de agua señaladas con asterisco no cuentan con datos de control anteriores a 2008.

MASb	Tendencia 2001-2018	Estacionalidad 2001-2018	Inversión tendencia 2001-2018	Tendencia 2007-2018	Estacionalidad 2007-2018	Inversión tendencia 2007-2018
ALUVIAL DEL AZUER	No detectada	No significativa	No detectada	No detectada	No significativa	Detectada
ALUVIAL DEL JABALÓN*	No aplicable	No aplicable	No aplicable	No detectada	No significativa	Detectada
AROCHE-JABUGO*	No aplicable	No aplicable	No aplicable	No detectada	No significativa	Detectada
AYAMONTE	No detectada	No significativa	No detectada	No detectada	No significativa	No detectada
BULLAQUE	Crecente detectada	No significativa	No detectada	No detectada	No significativa	No detectada
CABECERA DEL GÉV.*	No aplicable	No aplicable	No aplicable	No detectada	No significativa	Detectada
CAMPO DE CALATRAVA	No detectada	No significativa	No detectada	No detectada	No significativa	No detectada
CAMPO DE MONTIEL	Decreciente	No significativa	Detectada	Decreciente	No significativa	No detectada
CONSUEGRA-VILLACAÑAS	Decreciente	No significativa	No detectada	Crecente	No significativa	Detectada
LA OBISPALÍA*	No aplicable	No aplicable	No aplicable	Crecente	No significativa	No detectada
LILLO-QUINTANAR	Crecente	Significativa	Detectada	Crecente	Significativa	Detectada
LOS PEDROCHES*	No aplicable	No aplicable	No aplicable	No detectada	No significativa	No detectada
MANCHA OCCIDENTAL I	Crecente detectada	Significativa	No detectada	Crecente	Significativa	Detectada
MANCHA OCCIDENTAL II	Crecente	No significativa	No detectada	No detectada	No significativa	No detectada
RUS-VALDELOBOS	Crecente	No significativa	Detectada	No detectada	Significativa	Detectada
SIERRA DE ALTOMIRA	Crecente	No significativa	No detectada	No detectada	No significativa	No detectada
TIERRA DE BARROS	Decreciente	No significativa	No detectada	Decreciente	No significativa	No detectada
VEGAS ALTAS	Decreciente	No significativa	No detectada	Decreciente	No significativa	No detectada
VEGAS BAJAS	Decreciente	No significativa	Detectada	Decreciente	No significativa	No detectada
ZAFRA-OLIVENZA	Decreciente	No significativa	No detectada	Decreciente	Significativa	No detectada

Tabla 24. Análisis trimestral de tendencia, estacionalidad e inversión de tendencia hasta 2018.

4.4. Agregación cuatrienal de datos

En este apartado se comparan los valores cuatrienales desde 2001 en adelante, teniendo

en cuenta el periodo 2008-2011 incluido en la revisión del Plan Hidrológico, así como al nuevo periodo de seguimiento 2012-2015, y además se inicia un nuevo periodo cuatrienal

2016-2019, que al contar con valores hasta 2018, debe ser considerados de manera preliminar a modo de resultado adelantado hasta llegar al año 2019.

A partir de los resultados de las concentraciones obtenidas hasta 2018 y extrapoladas al periodo 2016-2019 se pueden establecer tres tipos de comportamientos de variación adelantados respecto al cuatrienio anterior de 2012-2015.

- **Aumento de Nitratos (aumentos >5 mg/l):** Los Pedroches.
- **Reducción de Nitratos (reducción >5 mg/l):** Aluvial del Azuer, Aluvial del Jabalón, Ayamonte, Consuegra-Villacañas, Lillo-Quintanar, Rus-Valdelobos, Tierra de Barros, Vegas Altas y Vegas Bajas.
- **Mantenimiento de Nitratos (variación ± 5 mg/l):** Aroche Jabugo, Bullaque, Cabecera del Gévora, Campo de Calatrava, Campo de Montiel, La Obispalía, Mancha Occidental I, Mancha Occidental II, Sierra de Altomira y Zafra-Olivenza.

En el ANEJO 4 se recogen las figuras que permiten conocer la evolución desde 2001 hasta 2018 agrupados en cuatrienios.

Respecto a las MASb Aluvial del Azuer, Aluvial del Jabalón, Ayamonte, Consuegra-Villacañas, Lillo-Quintanar, Rus-Valdelobos, Tierra de Barros, Vegas Altas y Vegas Bajas, que presentan disminución de nitratos, y en menor medida Zafra-Olivenza, solamente esta última muestra una disminución significativa a lo largo del tiempo de control y que alcanzan valores inferiores al 75% de la NCA (37,5 mg/L) en los cuatrienios 2004-2004-2007, 2008-2011, 2012-2015 y adelantado de 2016-2019.

La tabla 6 resumen los valores medios de cada periodo analizado.

NOMBRE DE LA MASA	2001-2003	2004-2007	2008-2011	2012-2015	2016-20019
ALUVIAL DEL AZUER	32,1	14,6	52,4	40,7	7,4
ALUVIAL DEL JABALÓN			51,7	67,6	39,8
AROCHE-JABUGO			15,7	18,2	18,9
AYAMONTE	91,1	96,9	122,4	148,9	132,2
BULLAQUE	16,6	21,2	15,9	14,3	18,6
CABECERA DEL GÉVORA			1,1	3,0	1,1
CAMPO DE CALATRAVA	33,0	36,3	27,1	27,8	30,9
CAMPO DE MONTIEL	56,1	56,4	48,3	38,6	39,6
CONSUEGRA-VILLACAÑAS	74,0	79,5	45,2	53,3	47,8
LA OBISPALÍA			24,4	26,1	27,8
LILLO-QUINTANAR	53,2	54,5	72,7	75,9	70,4
LOS PEDROCHES			116,9	89,4	94,6
MANCHA OCCIDENTAL I	40,9	39,1	43,3	45,3	45,4
MANCHA OCCIDENTAL II	30,0	30,9	36,2	39,1	35,7
RUS-VALDELOBOS	46,8	54,5	67,7	69,7	51,9
SIERRA DE ALTOMIRA	29,2	33,9	36,3	38,2	38,8
TIERRA DE BARROS	72,0	69,7	59,9	59,0	50,7
VEGAS ALTAS	60,2	55,7	46,0	46,0	33,7
VEGAS BAJAS	111,8	129,1	72,1	67,6	61,1
ZAFRA-OLIVENZA	44,0	37,0	30,4	26,8	27,2

Tabla 25. Valores promedio en periodos cuatrienales.

La tabla 7 muestra el resultado comparado de las tendencias de la evaluación del estado siguiendo los criterios del Plan Hidrológico del Guadiana y la comparativa respecto al valor de los periodos cuatrienales.

NOMBRE DE LA MASA	2001-2003	2004-2007	2008-2011	2012-2015	2016-2019
ALUVIAL DEL AZUER	BUENO	BUENO	MALO	MALO	BUENO
ALUVIAL DEL JABALÓN	sin datos	sin datos	MALO	MALO	MALO
AROCHE-JABUGO	sin datos	sin datos	BUENO	BUENO	BUENO
AYAMONTE	MALO	MALO	MALO	MALO	MALO
BULLAQUE	BUENO	BUENO	BUENO	BUENO	MALO
CABECERA DEL GÉVORA	sin datos	sin datos	BUENO	BUENO	BUENO
CAMPO DE CALATRAVA	MALO	MALO	BUENO	MALO	BUENO
CAMPO DE MONTIEL	MALO	MALO	MALO	MALO	MALO
CONSUEGRA-VILLACAÑAS	MALO	MALO	MALO	MALO	MALO
LA OBISPALÍA	sin datos	sin datos	BUENO	MALO	MALO
LILLO-QUINTANAR	MALO	MALO	MALO	MALO	MALO
LOS PEDROCHES	sin datos	sin datos	MALO	MALO	MALO
MANCHA OCCIDENTAL I	MALO	MALO	MALO	MALO	MALO
MANCHA OCCIDENTAL II	MALO	MALO	MALO	MALO	MALO
RUS-VALDELOBOS	MALO	MALO	MALO	MALO	MALO
SIERRA DE ALTOMIRA	BUENO	BUENO	MALO	MALO	MALO
TIERRA DE BARROS	MALO	MALO	MALO	MALO	MALO
VEGAS ALTAS	MALO	MALO	MALO	MALO	MALO
VEGAS BAJAS	MALO	MALO	MALO	MALO	MALO
ZAFRA-OLIVENZA	MALO	MALO	MALO	MALO	MALO

Tabla 26. Tendencias de los periodos cuatrienales.

Se debe señalar que las MASb con pocos puntos de control (< 6 puntos) pueden sufrir cambios de la valoración del estado químico cuando un solo punto de control presente contenidos variables respecto a la Norma de Calidad y nivel de referencia; aunque su contenido medio no alcance dicho valor, debido a que el porcentaje de representación de un punto es del 20% o mayor: Aluvial del Azuer, Aluvial del Jabalón, Aroche Jabugo, La Obispalía, Zafra-Olivenza.

5. MAPAS DE CONTENIDOS DE NITRATOS

Se han elaborado mapas de la distribución anual de los contenidos en nitratos en las masas de agua subterráneas de los años 2011 a 2018, que se pueden consultar en el [ANEJO 2](#).

A continuación, se resumen los aspectos más importantes en la interpretación de los mapas de 2011, por ser el año origen del trabajo, 2015 para tener una referencia intermedia y 2018, así como el que compara los valores de concentración de nitratos en el año 2011 y los últimos sobre los que se tienen datos.

5.1. Mapa del año 2011

Solamente las MASb La Obispalía, Campo de Calatrava, Bullaque y Cabecera del Gévora no alcanzan valores promedio ni suficiente número de estaciones afectadas para ser consideradas en riesgo o mal estado químico

por nitratos. Las dieciséis MASb restantes presentan riesgo o mal estado por nitratos.

Se debe señalar que algunas MASb presentan pocas estaciones de control y amplias zonas con valores bajos de nitratos, sin embargo, sus valores promedio anuales producen incumplimientos. Estas MASb son Sierra de Altomira, Zafra-Olivenza y Aroche-Jabugo.

5.2. Mapa del año 2015

Solamente las MASb Aroche-Jabugo, Bullaque y Cabecera del Gévora no alcanzan valores promedio ni suficiente número de estaciones afectadas para ser consideradas en riesgo o mal estado químico por nitratos. Las diecisiete MASb restantes presentan riesgo o mal estado por nitratos.

Se debe señalar que algunas MASb presentan pocas estaciones de control y amplias zonas con valores bajos de nitratos, sin embargo, sus valores promedio anuales producen incumplimientos. Estas MASb son La Obispalía, Sierra de Altomira, Campo de Calatrava, Zafra-Olivenza.

5.3. Mapa del año 2018

Únicamente la MASb Cabecera de Gévora presenta resultados de un cumplimiento total de la concentración de nitratos en todas las estaciones de control.

Aun habiendo un importante número de estaciones que presentan valores bajos, es

predominante la casuística en la que la concentración se sitúa por encima de los niveles de referencia establecidos.

5.4. Mapa de variaciones 2011-2018

En este mapa se representa la diferencia que hay en los valores promedio de las estaciones en las MASb, agrupando los resultados obtenidos en 5 categorías de color. Las representadas con círculo rojo son aquellas en las que los valores de concentración de nitratos han aumentado considerablemente, hasta valores de 110 mg/L. Se da en la masa de Tierra de Barros, la cual está precisamente en vías de ser declarada zona vulnerable a la contaminación por nitratos por parte de la Junta de Extremadura. En 2015, la Confederación Hidrográfica del Guadiana declaró estas aguas subterráneas en riesgo de no alcanzar el buen estado cuantitativo y químico.

En general, como es la conclusión que más adelante en el presente trabajo se expresa, el comportamiento es el de un mantenimiento de los niveles, con subidas y bajadas periódicas y estacionales.

6. RESULTADOS

A partir de los datos disponibles se ha realizado un tratamiento estadístico de los valores basado en el promedio trimestral, anual y cuatrienal de las estaciones presentes en cada MASb entre los años 2001 y 2018.

El tratamiento de datos ha permitido la elaboración de tablas, gráficos y mapas que permiten conocer los contenidos de cada estación de control y para cada MASb desde el año 2001 hasta 2018.

Se ha estudiado la evolución de los datos a escala trimestral, anual y cuatrienal.

Los valores de referencia aplicados para caracterizar los contenidos de nitratos corresponden a los del R.D. 1514/2009, que fija como Norma de Calidad Ambiental (NCA) el valor máximo de 50 mg/L. Además, establece el punto de partida para aplicar medidas destinadas a invertir tendencias significativas y sostenidas al aumento será el momento en el cual la concentración del contaminante alcance el 75% de dicha NCA (37.5 mg/L) (R.D. 1514/2009). Asimismo, para la comparación respecto a la evaluación del estado y riesgo del Plan Hidrológico de la Cuenca del Guadiana, se emplea el indicador de valor 40 mg/L para la determinación del riesgo de incumplimiento de objetivos ambientales respecto al nitrato de las aguas subterráneas.

- Para cada MASb, considerando la **periodicidad trimestral** de controles analíticos y aplicando un análisis estadístico para evaluar las tendencias y sus posibles cambios mediante regresión lineal, se aprecian las siguientes evoluciones en el periodo 2001-2018 (solamente entre 2008 y 2016 para 5 de las 20 MASb).
 - **Tendencia creciente alta (5 MASb):** Aluvial de Jabalón, Aroche-Jabugo, Ayamonte Lillo-Quintanar, Rus-Valdelobos.
 - **Tendencia creciente (6 MASb):** Aluvial del Azuer, Cabecera del Gévora, La Obispalía, Mancha Occidental I, Mancha Occidental II y Sierra de Altomira.
 - **Tendencia decreciente alta (7 MASb):** Campo de Montiel, Consuegra-Villacañas, Los Pedroches, Tierra de Barros, Vegas Altas, Vegas Bajas y Zafra-Olivenza.
 - **Tendencia decreciente leve (1 MASb):** Campo de Calatrava.
 - **Sin tendencia (1 MASb):** Bullaque
- **Inversión de tendencia (7 MASb):** Ayamonte (2010), Campo de Calatrava (2009), Campo de Montiel (2009), Consuegra-Villacañas, (2007-2008) Mancha Occidental I (2007), Vegas Bajas (2005) y Zafra-Olivenza (2008-2012).
- **Variación estacional de contenidos:** Se aprecian variaciones altas en 8 MASb, y medias en las restantes 12 MASb.
- Para cada MASb, considerando la periodicidad trimestral de al menos 30 controles analíticos y aplicando un análisis estadístico para evaluar las tendencias, estacionalidad e inversión de tendencias basado en los análisis estadísticos del programa informático GW-Stat (GRATH, et al., 2001) desarrollado bajo la “*Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC)*”, se obtienen los siguientes resultados en los periodos 2001-2018 y 2007-2018 (tabla 8).

MASb	Tendencia 2001-2018	Estacionalidad 2001-2018	Inversión tendencia 2001-2018	Tendencia 2007-2018	Estacionalidad 2007-2018	Inversión tendencia 2007-2018
ALUVIAL DEL AZUER	No detectada	No significativa	No detectada	No detectada	No significativa	Detectada
ALUVIAL DEL JABALÓN*	No aplicable	No aplicable	No aplicable	No detectada	No significativa	Detectada
AROCHE-JABUGO*	No aplicable	No aplicable	No aplicable	No detectada	No significativa	Detectada
AYAMONTE	No detectada	No significativa	No detectada	No detectada	No significativa	No detectada
BULLAQUE	Creciente detectada	No significativa	No detectada	No detectada	No significativa	No detectada
CABECERA DEL GÉV.*	No aplicable	No aplicable	No aplicable	No detectada	No significativa	Detectada
CAMPO DE CALATRAVA	No detectada	No significativa	No detectada	No detectada	No significativa	No detectada
CAMPO DE MONTIEL	Decreciente	No significativa	Detectada	Decreciente	No significativa	No detectada
CONSUEGRA-VILLACAÑAS	Decreciente	No significativa	No detectada	Creciente	No significativa	Detectada
LA OBISPALÍA*	No aplicable	No aplicable	No aplicable	Creciente	No significativa	No detectada
LILLO-QUINTANAR	Creciente	Significativa	Detectada	Creciente	Significativa	Detectada
LOS PEDROCHES*	No aplicable	No aplicable	No aplicable	No detectada	No significativa	No detectada
MANCHA OCCIDENTAL I	Creciente detectada	Significativa	No detectada	Creciente	Significativa	Detectada
MANCHA OCCIDENTAL II	Creciente	No significativa	No detectada	No detectada	No significativa	No detectada
RUS-VALDELOBOS	Creciente	No significativa	Detectada	No detectada	Significativa	Detectada
SIERRA DE ALTOMIRA	Creciente	No significativa	No detectada	No detectada	No significativa	No detectada
TIERRA DE BARROS	Decreciente	No significativa	No detectada	Decreciente	No significativa	No detectada
VEGAS ALTAS	Decreciente	No significativa	No detectada	Decreciente	No significativa	No detectada
VEGAS BAJAS	Decreciente	No significativa	Detectada	Decreciente	No significativa	No detectada
ZAFRA-OLIVENZA	Decreciente	No significativa	No detectada	Decreciente	Significativa	No detectada

Tabla 27. Tendencias, estacionalidad e inversión de tendencias.

- El resultado de la evaluación de **tendencias anuales** mediante el test Mann-Kendal y el test Sen de la pendiente es el siguiente:
 - **Tendencias crecientes: 6 MASb (30%)**
 - Grado de confianza excelente (***) : Mancha Occidental II, Sierra de Altomira.
 - Grado de significancia muy bueno (**): No detectado.
 - Grado de significancia bueno (*): Ayamonte, Lillo-Quintanar.
 - **Tendencias decrecientes: 6 MASb (30%)**
 - Grado de confianza excelente (***) : Tierra de Barros, Zafra-Olivenza.
 - Grado de significancia muy bueno (**): Campo de Montiel, Vegas Altas, Vegas Bajas.
 - Grado de significancia aceptable (+): Mancha Occidental I, Rus-Valdelobos.

- Grado de significancia bueno (*): No detectado.
- Grado de significancia aceptable (+): Consuegra-Villacañas.
- **Tendencias dudosas o no significativas 8 MASb (40%)**
 - Aluvial del Azuer, Aluvial del Jabalón, Aroche-Jabugo, Bullaque, Cabecera del Gévora, Campo de Calatrava, La Obispalía, Los Pedroches.
- Respecto a la **comparación cuatrienal** del periodo 2016-2019 por extrapolación adelantada respecto a 2012-2015, 2008-2011 realizado para el PH 2015-2021 se aprecia lo siguiente:

- **Aumento de Nitratos:** Aluvial Jabalón, Ayamonte, Consuegra-Villacañas.
- **Disminución de Nitratos:** Aluvial del Azuer, Campo de Montiel, Los Pedroches,

- **Mantenimiento de Nitratos:** Aroche Jabugo, Bullaque, Cabecera del Gévora, Campo de Calatrava, La Obispalía, Lillo-Quintanar, Mancha Occidental I, Mancha Occidental II, Rus-Valdelobos, Sierra de Altomira, Tierra de Barros, Vegas Altas, Vegas Bajas, Zafra-Olivenza.

La tabla 9 resume el resultado de las evaluaciones para distintos periodos cuatrienales a escala de masa de agua y general, constatando el progresivo deterioro o tendencia al incremento de nitratos desde 2001-2003.

NOMBRE DE LA MASA	2001-2003	2004-2007	2008-2011	2012-2015	2016-2019
ALUVIAL DEL AZUER	BUENO	BUENO	MALO	MALO	BUENO
ALUVIAL DEL JABALÓN	sin datos	sin datos	MALO	MALO	MALO
AROCHÉ-JABUGO	sin datos	sin datos	BUENO	BUENO	BUENO
AYAMONTE	MALO	MALO	MALO	MALO	MALO
BULLAQUE	BUENO	BUENO	BUENO	BUENO	MALO
CABECERA DEL GÉVORA	sin datos	sin datos	BUENO	BUENO	BUENO
CAMPO DE CALATRAVA	MALO	MALO	BUENO	MALO	BUENO
CAMPO DE MONTIEL	MALO	MALO	MALO	MALO	MALO
CONSUEGRA-VILLACAÑAS	MALO	MALO	MALO	MALO	MALO
LA OBISPALÍA	sin datos	sin datos	BUENO	MALO	MALO
LILLO-QUINTANAR	MALO	MALO	MALO	MALO	MALO
LOS PEDROCHES	sin datos	sin datos	MALO	MALO	MALO
MANCHA OCCIDENTAL I	MALO	MALO	MALO	MALO	MALO
MANCHA OCCIDENTAL II	MALO	MALO	MALO	MALO	MALO
RUS-VALDELOBOS	MALO	MALO	MALO	MALO	MALO
SIERRA DE ALTOMIRA	BUENO	BUENO	MALO	MALO	MALO
TIERRA DE BARROS	MALO	MALO	MALO	MALO	MALO
VEGAS ALTAS	MALO	MALO	MALO	MALO	MALO
VEGAS BAJAS	MALO	MALO	MALO	MALO	MALO
ZAFRA-OLIVENZA	MALO	MALO	MALO	MALO	MALO
ESTADO BUENO	3	3	5	3	4
ESTADO MALO	12	12	15	17	16
Nº MASb	15	15	20	20	20
Total	20	20	20	20	20

Tabla 28. Evaluación de los periodos cuatrienales.

7. CONCLUSIONES

Las conclusiones alcanzadas en este trabajo son las siguientes:

- Para el año 2018 se determina que 3 de las 20 MASb (15%) no presentan riesgo de incumplimiento por Nitratos o se encuentra en buen estado, y que 17 MASb (85%) presenta riesgo o mal estado. Esto significa el empeoramiento de una MASb respecto a 2011.

Las MASb Aluvial del Jabalón, Aroche-Jabugo, Cabecera del Gévora y La Obispalía tienen un bajo número de estaciones de control, por lo que las variaciones de contenidos en un solo punto pueden variar el paso de buen estado a riesgo o mal estado. La tabla 10 resume el resultado de la evaluación 2011 y 2018.

NOMBRE DE LA MASA	2011	2018
ALUVIAL DEL AZUER	MALO	BUENO
ALUVIAL DEL JABALÓN	MALO	MALO
AROCHE-JABUGO	MALO	BUENO
AYAMONTE	MALO	MALO
BULLAQUE	BUENO	MALO
CABECERA DEL GÉVORA	BUENO	BUENO
CAMPO DE CALATRAVA	BUENO	MALO
CAMPO DE MONTIEL	MALO	MALO
CONSUEGRA-VILLACAÑAS	MALO	MALO
LA OBISPALÍA	BUENO	MALO
LILLO-QUINTANAR	MALO	MALO
LOS PEDROCHES	MALO	MALO
MANCHA OCCIDENTAL I	MALO	MALO
MANCHA OCCIDENTAL II	MALO	MALO
RUS-VALDELOBOS	MALO	MALO
SIERRA DE ALTOMIRA	MALO	MALO
TIERRA DE BARROS	MALO	MALO
VEGAS ALTAS	MALO	MALO
VEGAS BAJAS	MALO	MALO
ZAFRA-OLIVENZA	MALO	MALO
ESTADO BUENO	4	3
ESTADO MALO	16	17

Tabla 29. Evaluación 2011-2018.

- Las variaciones 2011-2018 dan lugar a un predominio del mantenimiento de los contenidos en un rango de ± 10 mg/L de nitratos en 15 MASb (75%). Los incrementos se presentan en 1 MASb (5%). Y solamente en 4 MASb (15%) se produce reducción.
- La integración de todos los tipos de técnicas de interpretación de resultados de la concentración de nitratos junto a la representatividad de las estaciones de control desde el punto de vista hidrogeológico en cada MASb, permite señalar que las MASb La Obispalía y Zafra-Olivenza, tanto para los periodos anuales como para los cuatrienales, podrían considerarse

en buen estado puesto que los valores de riesgo de 40 mg/L solamente se superan en una estación de control. Ello da lugar a que se supere el 20% de estaciones afectadas, sin embargo, la representación espacial de dicha afección puede ser considerada muy inferior al 20% respecto al área de toda la MASb.

- Finalmente, se debe señalar que la agregación en periodos anuales y para todas las estaciones de control de las MASb no muestra una tendencia clara a escala de toda la demarcación hidrográfica, si bien se aprecia una cierta tendencia al descenso general; pero sus valores anuales superan los de referencia de 40 mg/L de riesgo o

mal estado químico por nitratos aplicados en el PH de cuenca.

URL:https://www.miteco.gob.es/es/agua/publicaciones/guia_n17_version_esp_tcm30-163012.pdf

BIBLIOGRAFÍA

CH Guadiana (2013). Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Guadiana. 2009-2014.

URL:

<https://www.chguadiana.es/planificacion/plan-hidrologico-de-la-demarcacion/plan-hidrologico-2009-2015>

CH Guadiana (2016). Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Guadiana. 2015-2021.

URL:

<https://www.chguadiana.es/planificacion/plan-hidrologico-de-la-demarcacion/plan-hidrologico-2015-2021>

Comisión Europea. Directiva del Consejo 91/676/CEE, de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrarias. DOCE de 31 de diciembre de 1991, nº L 375,

Comisión Europea (2009). Estrategia Común de Implantación de la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE). Guía nº18. Guía sobre el estado de las aguas subterráneas y la evaluación de tendencias.

Comisión Europea. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo De 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. DOCE de 22 de diciembre de 2000, nº L 327, 72pp.

Comisión Europea. Directiva 2006/118/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 12 de diciembre de 2006, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro. DOCE de 27 de diciembre de 2006, nº L372, 19-31 pp.

OMS. (2006). Guía para la calidad de agua potable. Recomendaciones, Tercera edición. URL: https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/es/

España. Real Decreto-Ley 261/1996, de 16 de febrero de 1996, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias. BOE de 11 de marzo de 1996, nº 61, pp 9734-9737

España. Real Decreto 60/2011, de 21 de enero, sobre las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas. BOE nº 19, de 22 de enero de 2011, pp 80582-80677.

España. Real Decreto 1514/2009, de 2 de octubre, por el que se regula la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro.

- BOE nº 255, de 22 de octubre de 2009, pp 88201 a 88215.
- Grath, J.; Scheidleder, A.; Uhlig, S.; Weber, K.; Kralik, M.; Keimel, T.; Gruber, D. (2001). The EU Water Framework Directive: Statistical aspects of the identification of groundwater pollution trends, and aggregation of monitoring results". Annex to the Final Report. Austrian Federal Ministry of Agriculture and Forestry, Environment and Water Management (Ref.: 41.046/01-IV1/00 and GZ 16 2500/2-I/6/00), European Commission (Grant Agreement Ref.: Subv 99/130794), in kind contributions by project partners. Vienna.
- Finnish Meteorological Institute (2002). MAKESENS-application for trend calculation. URL: <http://en.ilmatieteenlaitos.fi/makesens>
- IGME. (2002). Abastecimientos, aguas subterráneas y nitratos en la provincia de Jaén. La problemática de los nitratos y las aguas subterráneas. URL:http://aguas.igme.es/actividades/IGME/lineas/HidroyCA/publica/libros4_CCA/libro102/lib102.htm
- Miró, J.; Estrela, M.J.; Pastor, F.; Millán, M. (2009). Análisis comparativo de tendencias en la precipitación, por distintos inputs, entre los dominios hidrológicos del Segura y el Júcar (1958-2008). Investigaciones Geográficas, 49, 129-157.

ANEJOS

ANEJO 1. ESTACIONES DE CONTROL

NOMBRE DE LA MASA	COD_ICA	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Total general
ALUVIAL DEL AZUER	GN00000252	3	4	4	4	1	3	4	4	4	2	1								34
	GN00000334								4	2										6
	GN00000335								4	4	2	1								11
	GN00000833												2	2	2	1		2	2	11
	GN00000834											1	2		2	1	1	2	2	11
Total ALUVIAL DEL AZUER		3	4	4	4	1	3	4	12	10	4	3	4	2	4	2	1	4	4	73
ALUVIAL DEL JABALÓN	GN00000336								4	4	2	2	2	2	2	1	1	2	2	24
	GN00000337								3	3	2	1	1	2	2	1	1	1	1	18
	GN00000835										1	2	2	2	2	1	1	2	2	13
Total ALUVIAL DEL JABALÓN								7	7	4	4	5	6	6	3	3	5	5	55	
AROCHE-JABUGO	GN00000347								3	2	2	2	2	2	2	1	1	1	2	20
	GN00000348								4	4										8
	GN00000349								3	4	2	2	2	2	2	1	1	1	2	22
	GN00000836											1	2	2	2	1	1	1	2	12
	GN00000837											1	2	2	2	1	1	1	2	12
Total AROCHE-JABUGO								10	10	4	6	8	8	8	4	4	4	8	74	
AYAMONTE	GN00000287	3	4	4	4	1	4	4	4	4	2	2	2	2	2	1	1	1	2	47
	GN00000288	3	4	4	4	1	2	2	4	4	2	1								31
	GN00000289	3	4	4	4	1	4	2												22
	GN00000824											1	2	2	2	1	1	1	2	12
	GN00000825											1	2	2	2	1	1	1	2	12
Total AYAMONTE		9	12	12	12	3	10	8	8	8	4	5	6	6	6	3	3	3	6	124
BULLAQUE	GN00000267	3	4	4	4	1	3	3	5	4	2	2	2	2	2	1	1			43
	GN00000269	2	4	4	4	1	3	4	4	4	2	1								33
	GN00000338								2	4	2	1								9
	GN00000830											1	2	2	2	1				8
	GN00000831											1	2	2	2	1	1			9
	GN00000832											1	2	1	2	1	1			8
Total BULLAQUE		5	8	8	8	2	6	7	11	12	6	7	8	7	8	4	3			110
CABECERA DEL GÉVORA	GN00000339								4	4	2	2	2	2	2	1	1	1	2	23
	GN00000800								3	4	2	2	2	2	2	1	1	1	2	22
	GN00000801								4	3	2	2	2	2	2		1	1	2	21
	GN00000838											1	2	2	2	1	1	1	2	12
Total CABECERA DEL GÉVORA								11	11	6	7	8	8	8	3	4	4	8	78	
CAMPO DE CALATRAVA	GN00000214	3	4	4	4	1	2	4	4		2	2	2	2	2	1	1	1	1	40
	GN00000241	3	4	4	4	1	3	3	5	4	2	2	2	2	2	1	1	1	2	46
	GN00000242	2	4	4	4	3	3	4	4	4	2	2	2	1						39
	GN00000243	3	4	4	4	3	3	3	4	2	2	2	1	2	2	1	1	1	2	44
	GN00000245	3	4	3	4	3	3	4	4	3	2	1	2	2	2	1	1	1	2	45
	GN00000246	2	4	4	4	3	3	4	4	4	2	2	2	2	2	1	1	1	2	47
	GN00000850												1	2	1		1	1	2	8
	GN00000851											1	2	2	2	1	1	2	2	13
	GN00000852											1	2	2	2	1	1	1	2	12

Total CAMPO DE CALATRAVA		16	24	23	24	14	17	22	25	17	12	13	16	17	15	7	8	9	15	294	
CAMPO DE MONTIEL	GN00000248	3	4	4	4	3	2	4	3	4	2	2	2	2	2	1	1	2	2	47	
	GN00000249	3	4	4	4	3	3	4	4	4	2	2	2	2	2	1	1	2	2	49	
	GN00000250	3	4	4	4	3	2	4	4	4	2	2	2	2	2	1	1	2	2	48	
	GN00000257	3	4	4	4	3	2	3	4	4	2	2	2	2	2	1	1	2	2	47	
	GN00000259	2	4	4	4	3	3	4	4	4	2	2	2	2	2	1	1	2	2	48	
	GN00000260	2	4	4	4	1	2	4	4	4	2	1								32	
	GN00000261	2	4	4	4	3	2	3	4	4	2	2	2	2	2	1	1	2	2	46	
	GN00000262	2	4	4	4	1	3	3	4	4	2	2	2	2	2	1	1	2	2	45	
	GN00000263	2	4	4	4	3	2	4	4	4	2	2	2	2	2	1	1	2	2	47	
	GN00000264	2	4	4	4	1			3	4	2	2	1	2	2	1	1	2	1	36	
	GN00000265	2	4	4	4	1	3	2	3	4	2	2	2	2	2	1	1	2	2	43	
	GN00000266	2	4	4	4	3	3	4	4	4	2	2	2	2	2	1	1	2	2	48	
	GN00000842												1	2	2	2	1	1	2	2	13
	GN00000843												1	2	2	2	1	1	2	2	13
GN00000844												1	2	2	2	1	1	2	2	13	
Total CAMPO DE MONTIEL		28	48	48	48	28	27	39	45	48	24	26	27	28	28	14	14	28	27	575	
CONSUEGRA-VILLACAÑAS	GN00000196	3	4	4	4	3	3	4	4	4	3	2	2	2	2	1	1	1	2	49	
	GN00000200	3	4	4	4	1	2	3	3	3	3	1								31	
	GN00000340								2	3	3	2	2	2	2	1	1	1	2	21	
	GN00000853												1	2	2	2			1	2	10
	GN00000855												1	2	2	2	1	1	1	2	12
Total CONSUEGRA-VILLACAÑAS		6	8	8	8	4	5	7	9	10	9	7	8	8	8	3	3	4	8	123	
LA OBISPALÍA	GN00000341									3	4	3	2	2	2	1	1	1	2	23	
	GN00000342									3	4	2	2	2	1	2	1	1	2	21	
	GN00000343									3	4	2	2	1	1	2	1	1	2	20	
Total LA OBISPALÍA										9	12	7	6	5	4	6	3	3	6	64	
LILLO-QUINTANAR	GN00000191	3	4	4	4	1	3	3	4	4	2	2	2	1	2	1	1	1	2	44	
	GN00000194	2	4	4	4	1		3	1	2										21	
	GN00000195	2	4	4	4	1	2	4	4	4	3	2	2	2	2	1	1	1	2	45	
	GN00000845												1	1	2	1		1	3	10	
Total LILLO-QUINTANAR		7	12	12	12	3	5	10	9	10	5	5	5	5	5	2	3	3	7	120	
LOS PEDROCHES	GN00000344									3	3	2	2	2	2	1	1	1	2	21	
	GN00000345									4	4	2	1							11	
	GN00000346									4	4	2	1	1	1	2	1	1	2	2	21
	GN00000826												1	2	2	2	1	1	1	2	12
	GN00000827												1	1	2	2	1	1	1	2	11
Total LOS PEDROCHES										11	11	6	6	6	7	8	4	4	5	8	76
MANCHA OCCIDENTAL I	GN00000197	3	4	4	4	2	3	4	4	4	3	2	2	2	2	1	1	1	2	48	
	GN00000198	3	4	4	4	1	3	4	4	1	3	2	2	2	2	1		1	2	43	
	GN00000201	3	4	4	4	1	3	3	4	4	3	2	2	2	1		1	1	2	44	
	GN00000202	3	4	4	4	3	3	3	4	4	3	2	2	2	2	1	1	1	2	48	
	GN00000204	3	4	4	4	3	3	4	3	4	3	2	2	2	2	1	1	1	2	48	
	GN00000205	3	4	4	4	3	3	4	4	4	3	2	2	2	2	1		1	2	48	
	GN00000206	3	4	4	4	3	3	4	4	4	3	2	1	2	2	1	1	1	2	48	
	GN00000207	3	4	4	4	1	3	4	4	4	2	2	2	2	2	1	1	2	2	47	

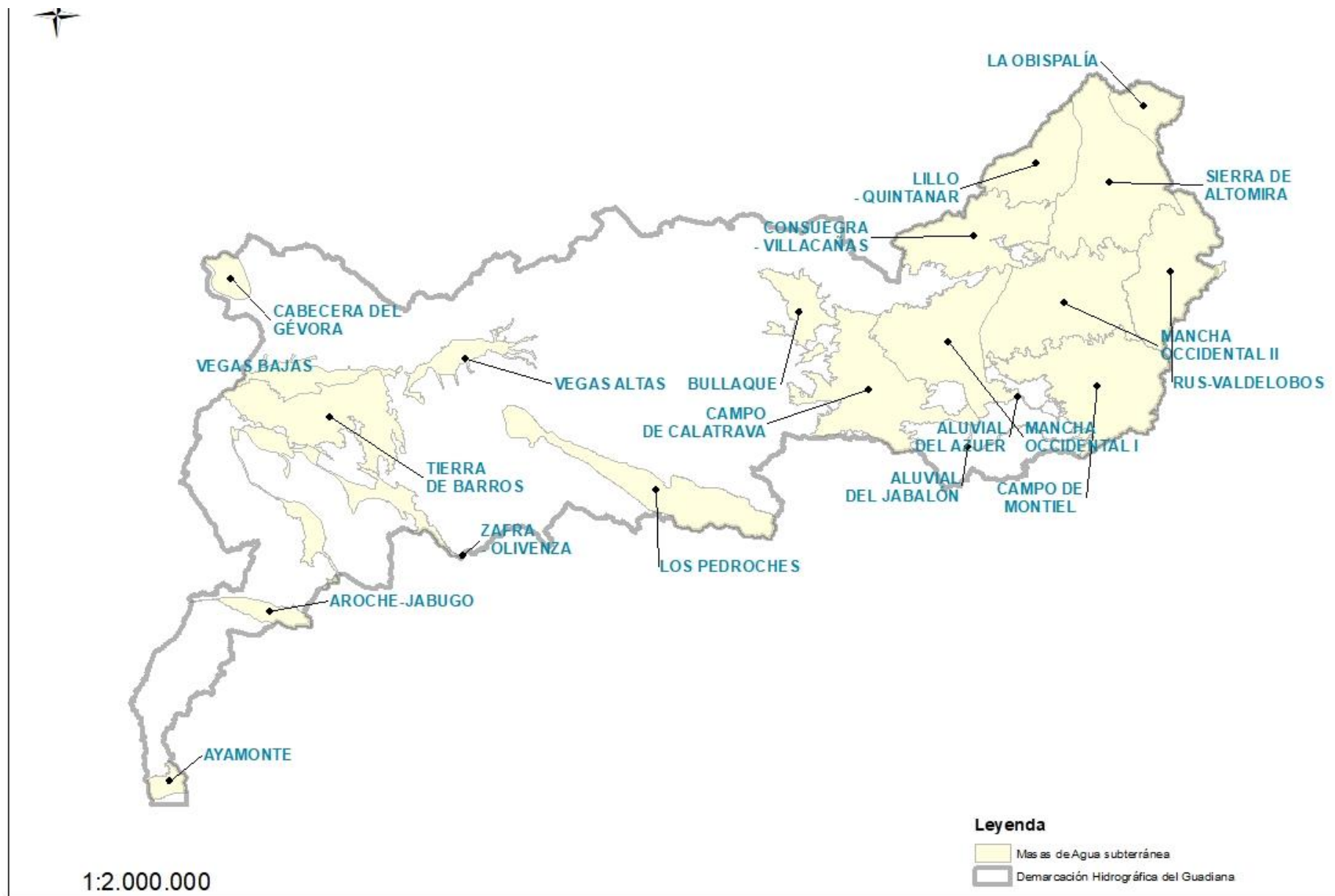
	GN00000216	3	4	4	4	3	3	4	3	4	3	2	2	2	2	1	1	2	47	
	GN00000217	2	4	4	4	1	2	1	3	3	3	2	2	2	2	1	1	2	41	
	GN00000218	2	4	4	4	1					2	2	1	2	2	1	1	2	29	
	GN00000225	3	4	4	4	3	3	4	4	4	3	2	2	2	2	1	1	2	49	
	GN00000226	3	4	4	4	1	1		4	3	2	2	2	2	2	1	1	2	37	
	GN00000227	3	4	4	4	1	2	3	4	4	2							31		
	GN00000228	3	4	4	4	1	3	3	2	4	3	2	2	2	2	1	2	2	44	
	GN00000229	3	4	4	4	1	1	1		2	2	1	2	2	2	1	1	2	34	
	GN00000230	3	4	4	4	1	1	3	3	2	2	1						28		
	GN00000231	3	4	4	4	3	3	2		2								25		
	GN00000232	2	4	4	4	1	2	4	3	4	3	2	2	1	2	1	2	2	43	
	GN00000244	3	4	4	4	1	2	4	5	4	2	1						34		
	GN00000254	3	4	4	4	3	2	1	1	4	3	2	2	2	2	1	1	2	42	
	GN00000818										2	1	2	2	2	1	1	2	14	
	GN00000839										1	2	2	2	1	1	1	2	12	
Total MANCHA OCCIDENTAL I		60	84	84	84	38	48	61	59	70	56	37	36	37	37	18	14	23	38	884
MANCHA OCCIDENTAL II																				
	GN00000189	3	4	4	4	1	3	4	3	4	3	2	2	2	2	1	1	1	2	46
	GN00000203	3	4	4	4	3	2	4	4	4	3	2	2	2	2	1	1	2	47	
	GN00000208	3	4	4	4	3	2	2	2	3	2	2	2	2	2	1	1	1	2	42
	GN00000210	3	4	4	4	3	3	4	3	4	2	2	2	2	2	1	1	1	2	47
	GN00000212	3	4	4	4	1	3	4	4	4	2	2	2	2	2	1	1	2	2	47
	GN00000213	3	4	4	4	1	2	5	3	4	3	2	2	2	2	1	2	2	46	
	GN00000219	2	4	4	4	1	3	3	4	2	2	2	2	2	2	1	1	1	2	42
	GN00000221	2	4	4	4	1	3	4	4	3	2	1							32	
	GN00000223	3	4	4	4	3	3	4	4	4	2	2	2	2	2	1	1	1	2	48
	GN00000224	3	4	4	4	3	3	4	4	4	2	2	2	2	2	1	1	1	2	48
	GN00000233	3	4	4	4	1	2	4	4	4	2	1							33	
	GN00000234	3	4	4	4	3	3	4	4	4	2	2	2	2	2	1	1	1	2	48
	GN00000235	2	4	4	4	1	2	6	4	4	2	2	1	2	2	1	1	1	2	45
	GN00000236	3	4	4	4	1	3	4	3	2	2								30	
	GN00000239	3	4	4	4	1	2	3	3	2	2	2	2	2	1	1	1	1	2	40
	GN00000240	2	4	4	4	1	3	3	4	4	2	2	2	2	2	1	1	2	2	45
	GN00000255	2	4	4	4	1	3	4	2	3	2	2	2	2	2	1	1	2	2	43
	GN00000256	2	4	4	4	1	3	4	2	3	2	2	1	2	2	1	1	2	2	42
	GN00000258	2	4	4	4	1				1									16	
	GN00000846										1	1							2	
Total MANCHA OCCIDENTAL II		50	76	76	76	31	48	70	61	63	39	33	28	31	29	15	13	20	30	789
RUS-VALDELOBOS																				
	GN00000190	2	4	4	4	3	3	4	2	4	2	2	2	2	2	1	1	1	2	45
	GN00000220	3	4	4	4	1	3	4	4	4	2	2	2	2	2	1	1	2	2	47
	GN00000237	3	4	4	4	3	2	4	3	2									29	
	GN00000238	3	4	4	4	3	2	4	2	4	2	2	2	2	2	1	1	2	2	46
	GN00000327					1	1	2	2	4	4	2	2	2	2	1	1	1	2	29
	GN00000841										1	1	2		1	1	1	3	10	
Total RUS-VALDELOBOS		11	16	16	17	11	12	18	15	18	8	9	9	10	8	5	5	7	11	206
SIERRA DE ALTOMIRA																				
	GN00000185	3	4	4	4	3	3	4	4	3	3	2	2	2	2	1	1	1	3	49
	GN00000186	3	4	4	4	3	3	4	4	4	3	2	2	2	2	1	1	1	2	49

	GN00000187	3	4	4	4	3	2	4	3	3	3	2	2	2	2	1	1	1	2	46
	GN00000188	3	4	4	4	3	3	4	3	4	3	2	2	2	2	1	1	1	2	48
	GN00000192	3	4	4	4	3	3	4	4	3	3	2	2	2	2	1	1	1	2	48
	GN00000193	2	4	4	4	3	3	4	2											26
	GN00000199	3	4	4	4	1	3	4	4	2	3	2	2	2	2	1	1	1	2	45
	GN00000209	3	4	4	4	3	3	4	4	4	2	2	2	2	2	1	1	1	2	48
	GN00000215	3	4	4	4	3	3	4	4	4	2	2	2	2	2	1	1	1	2	48
	GN00000222	3	4	4	4	3	3	3	3	4	3	2	2	2	2	1	1	1	2	47
	GN00000820										2	2	1	2	1	1	1	1	2	13
	GN00000821										2	2	2	2	2	1	1	1	2	15
	GN00000840																	1	1	2
Total SIERRA DE ALTOMIRA		29	40	40	40	28	29	39	35	31	29	22	21	22	21	11	11	12	24	484
TIERRA DE BARROS	GN00000275	3	4	4	4	1	3	3	3	4	2	1								32
	GN00000278	3	4	4	4	1	4	3	3	4	2	2	2	2	2	1	1	1	2	45
	GN00000279	3	4	4	4	1	4	4	4	4	2	2	2	2	2	1	1	1	2	47
	GN00000280	3	4	4	4	1	4	4	4	3										31
	GN00000282	3	4	4	4	1	4	3	3	1										27
	GN00000807									3	2	2	2	2	2	1	1	1	2	18
	GN00000808									3	2	2	2	2	2	1	1	1	2	18
	GN00000809									3	1	2	2	2		1	1	1	2	15
	GN00000810									3	1	3	2	2	2	1	1	1	2	18
	GN00000811									3	2	2	2	2	1	1	1	1	2	17
	GN00000812									3	2	2	2	2	2	1	1	1	2	18
	GN00000813									3	1	2								6
	GN00000814									3	2	2	2	2	2	1	1	1	2	18
	GN00000815									3	2	2	2	2	2					13
	GN00000816									3	2	2	2	2	2	1	1	1	2	18
	GN00000817									3	1									4
	GN00000822										1	2	2	2	1	1	1	1	2	13
GN00000823										1	2	2	2	2	1	1	1	2	14	
GN00000847											1	2	2	2	1	1	1	2	12	
GN00000848											1	2	2	2	1	1	1	2	12	
Total TIERRA DE BARROS		15	20	20	20	5	19	17	17	49	26	32	30	30	26	14	14	14	28	396
VEGAS ALTAS	GN00000270	2	4	4	4	1	3	4	4	4	2	2	2	2	2	1	1	1	2	45
	GN00000271	3	4	4	4	1	4	2	3	4	2	2	2	2	2	1	1	1	2	44
	GN00000272	2	4	4	4	1	4	4	4	4	2	2	2	2	2	1	1	1	2	46
	GN00000273	3	4	4	4	1	4	4	4	4	2	2		2	2	1	1	1	2	45
	GN00000274	3	4	4	4	1	4	4	4	2	2	2	2	1						37
	GN00000859																	1	2	3
	Total VEGAS ALTAS		13	20	20	20	5	19	18	19	18	10	10	8	9	8	4	4	5	10
VEGAS BAJAS	GN00000276	3	4	4	4	1	4	4	4	4	2	2	2	2	2	1	1	1	2	47
	GN00000277	3	4	4	4	1	4	4	4	4										32
	GN00000802								5	4	2	1								12
	GN00000803									1										1
	GN00000819										2	2	2	2	1	1	1	1	2	14
GN00000828										1	2	2	2	1	1	1	1	2	12	

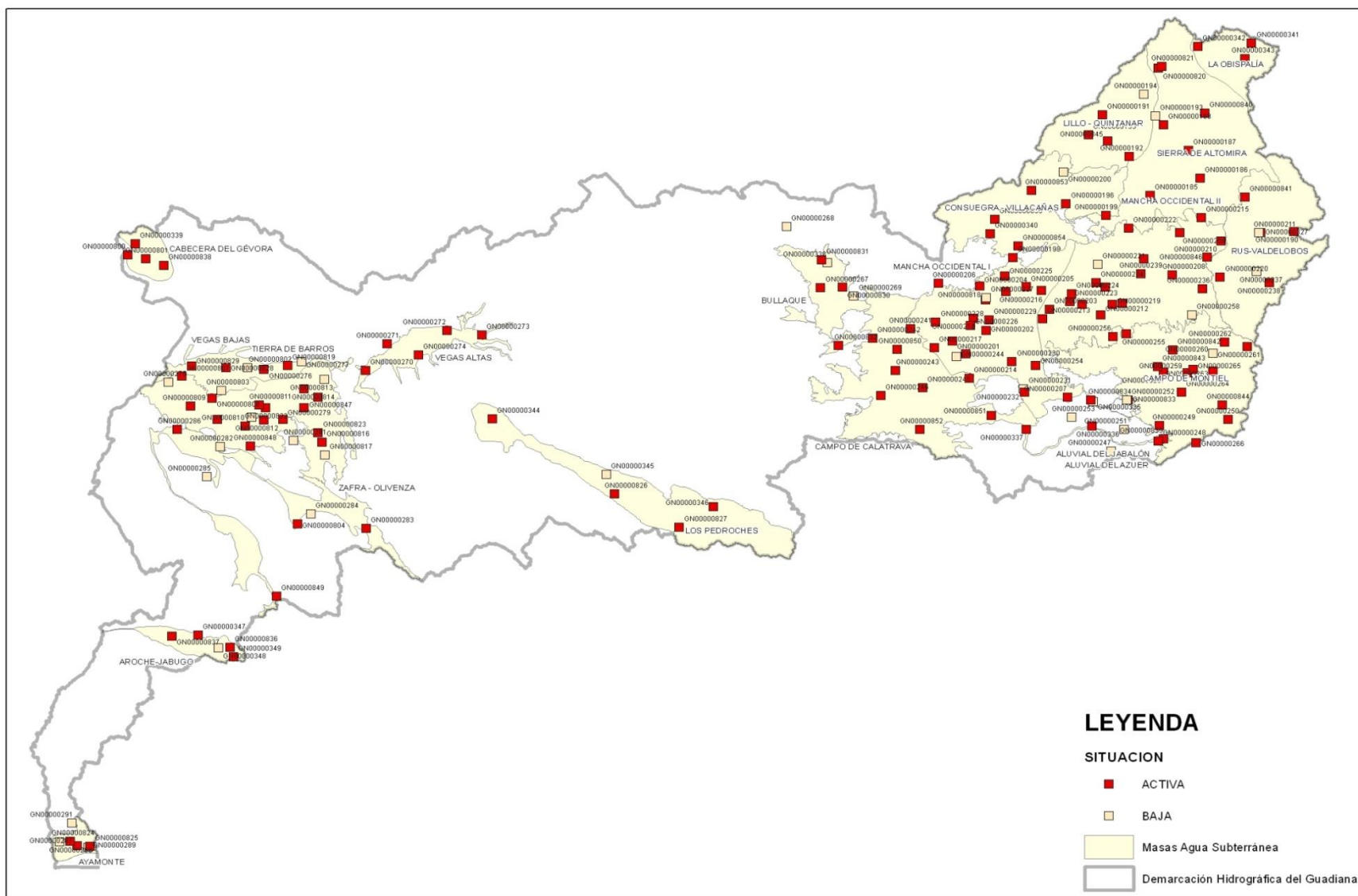
Total VEGAS BAJAS		6	8	8	8	2	8	8	13	13	6	6	6	6	5	3	3	3	6	118
ZAFRA-OLIVENZA	GN00000283	3	4	4	4	1	4	4	4	4	2	2	2	2	2	1	1	1	2	47
	GN00000284	3	4	4	4	1	4	2	3											25
	GN00000286	3	4	4	4	1	3	4	4	4	2	2	2	2	2	1	1	1	2	46
	GN00000804								3	4	2	2	2	2	2	1	1	1	2	22
	GN00000849											1	2	2	2	1	1	1	2	12
Total ZAFRA-OLIVENZA		9	12	12	12	3	11	10	14	12	6	7	8	8	8	4	4	4	8	152

ANEJO 2. MAPAS

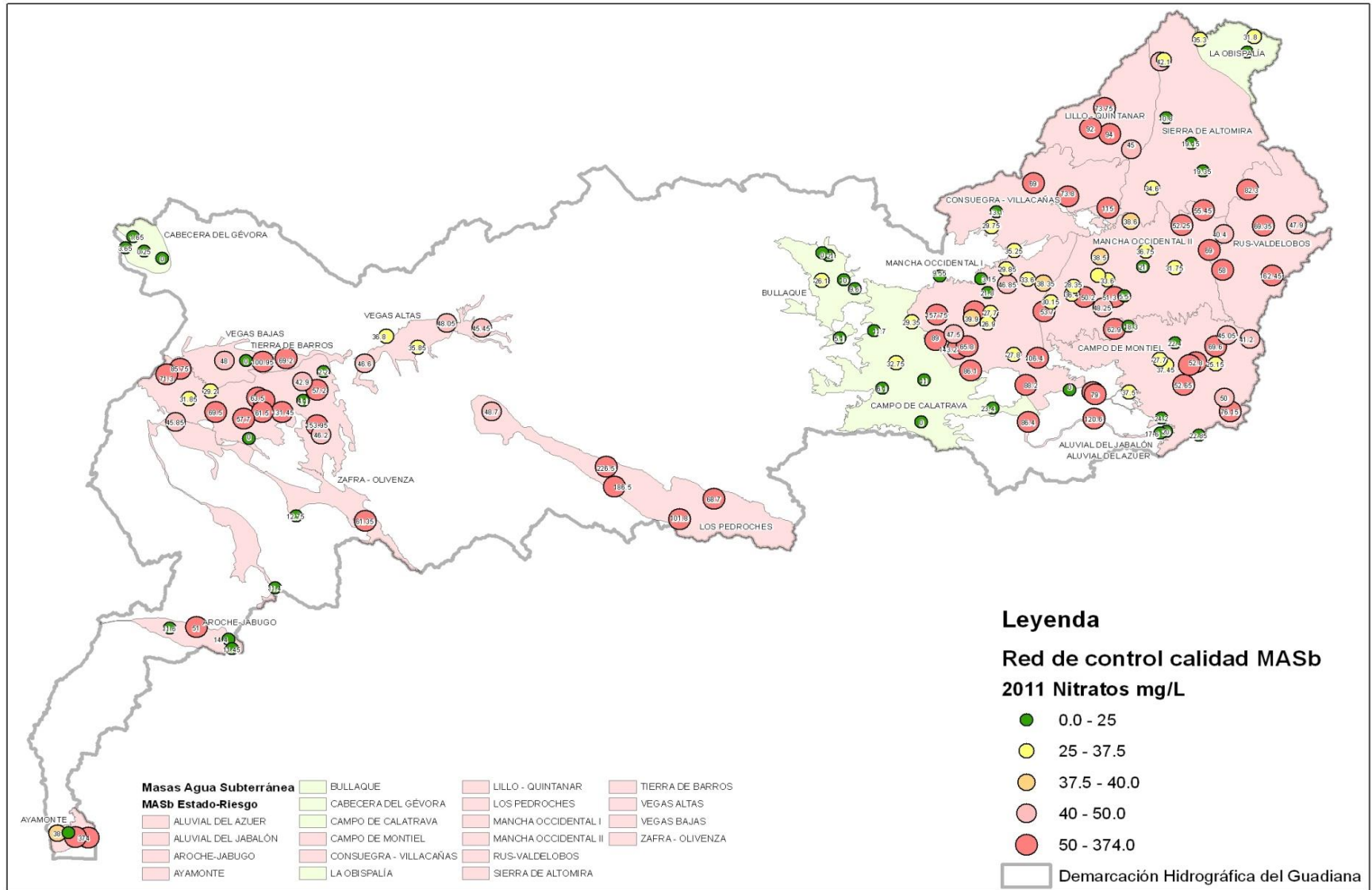
Mapa 1. Masas de agua subterránea.



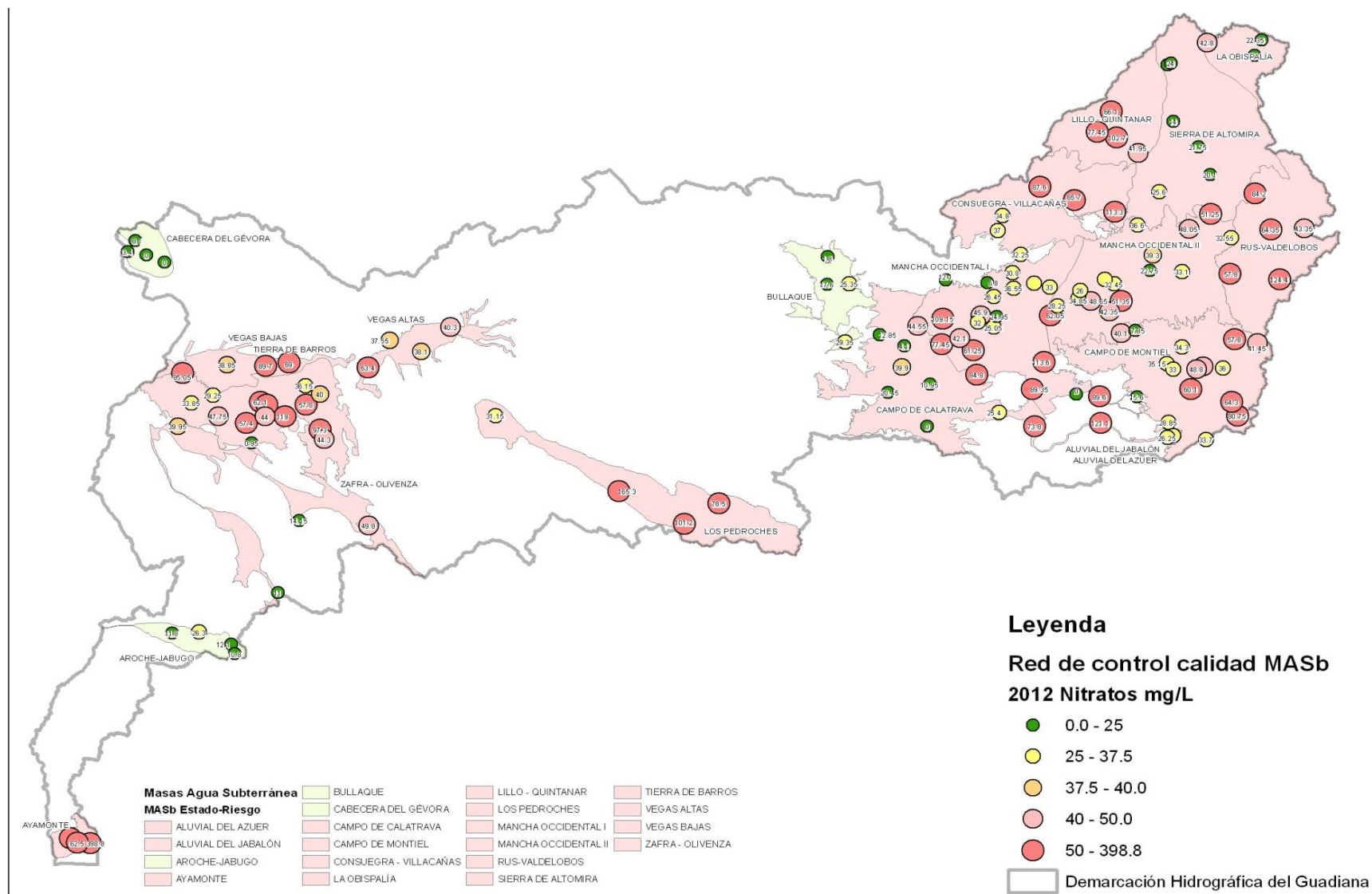
Mapa 2. Red de estaciones de control.



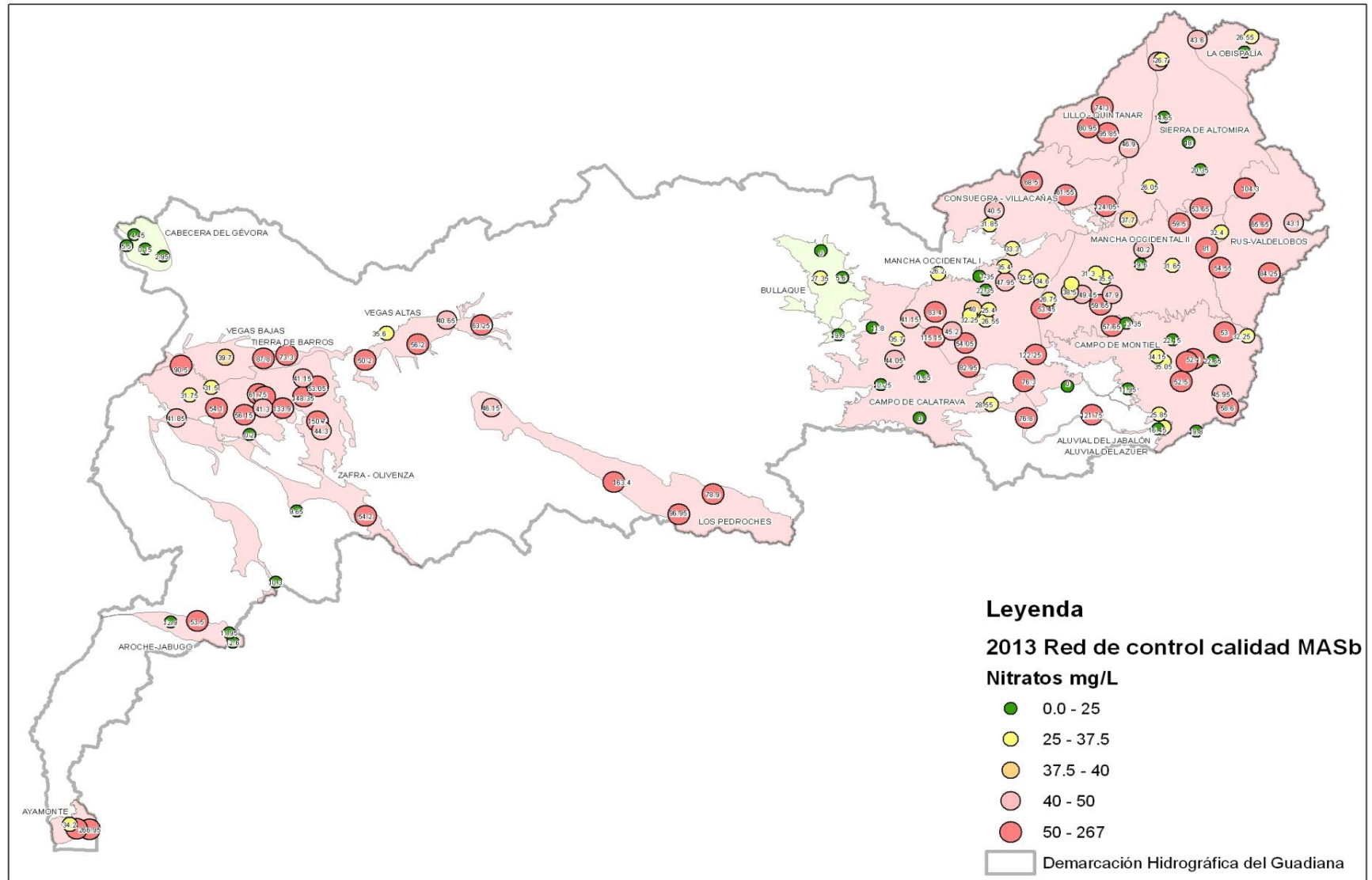
Mapa 3. Contenido de nitratos en 2011.



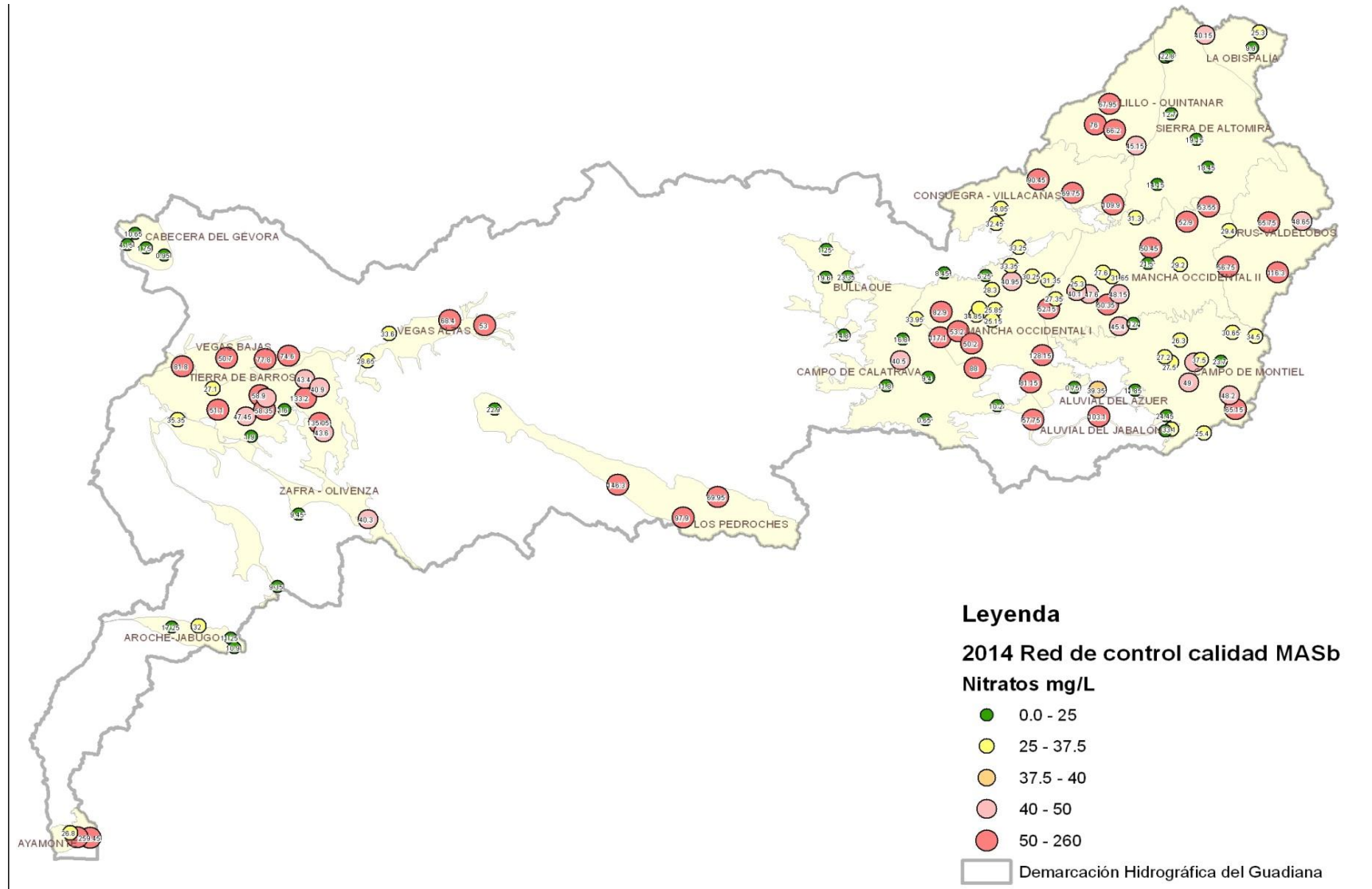
Mapa 4 . Contenido de nitratos en 2012.



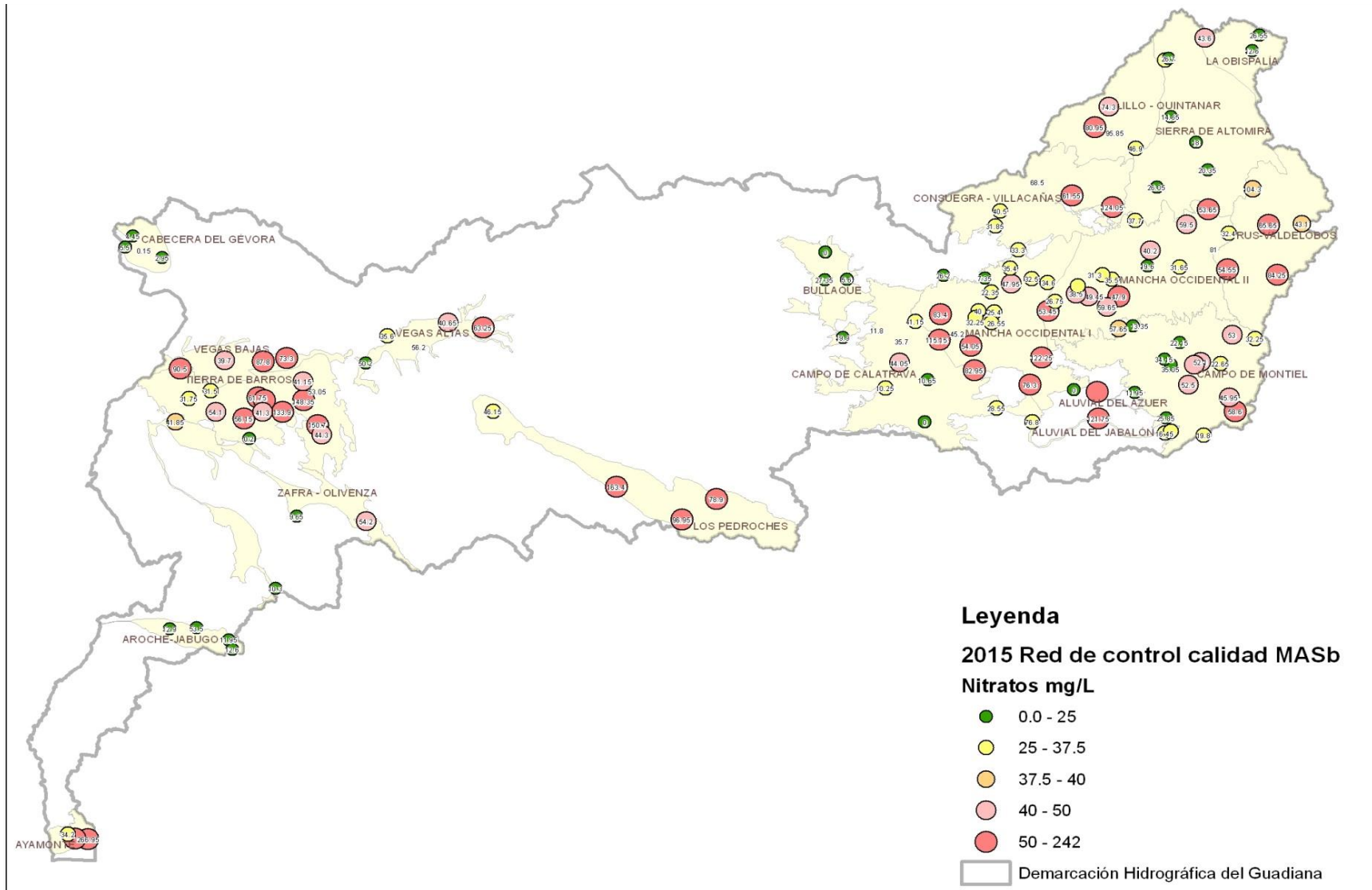
Mapa 5 . Contenido de nitratos en 2013.



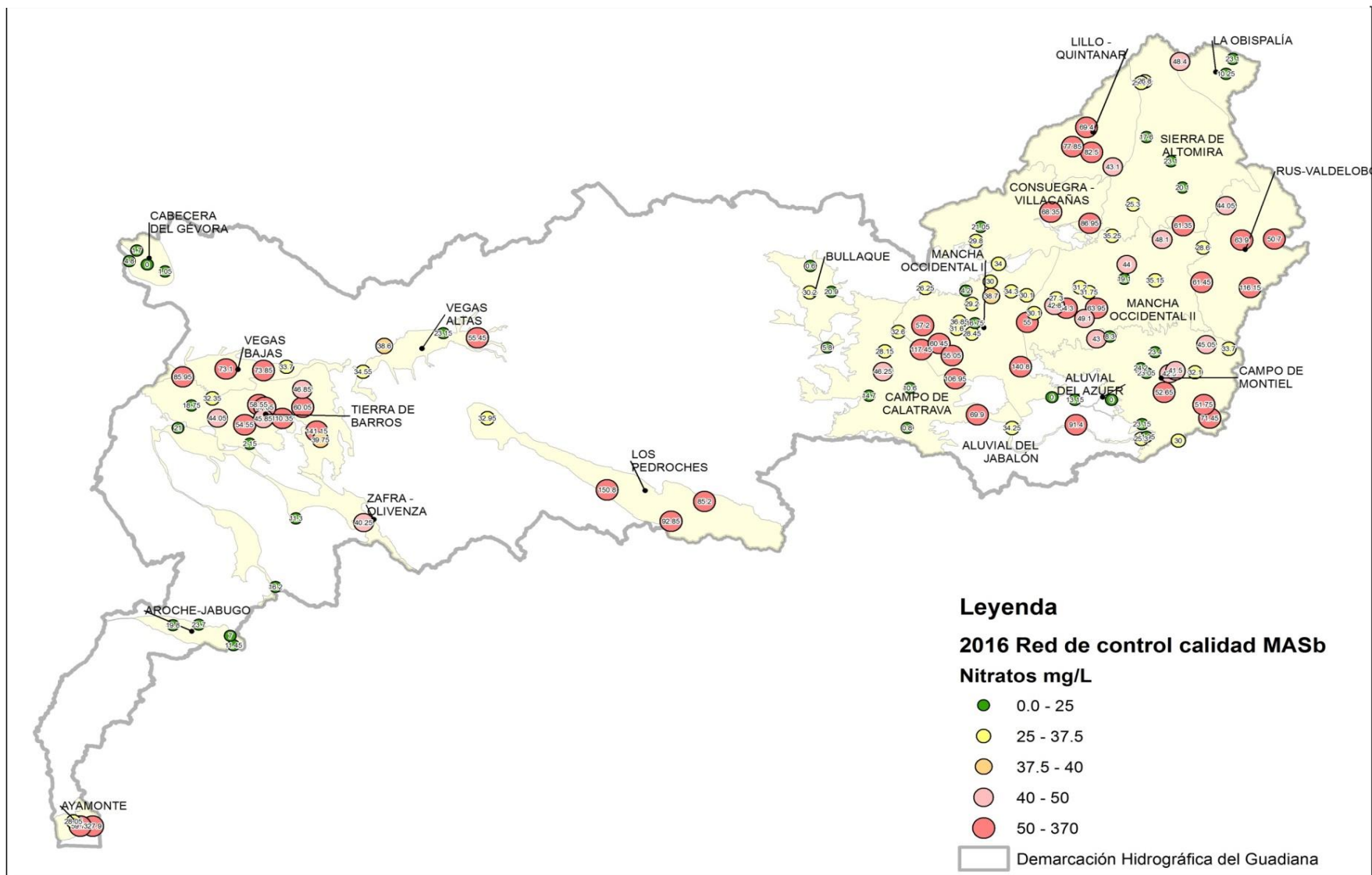
Mapa 6 . Contenido de nitratos en 2014.



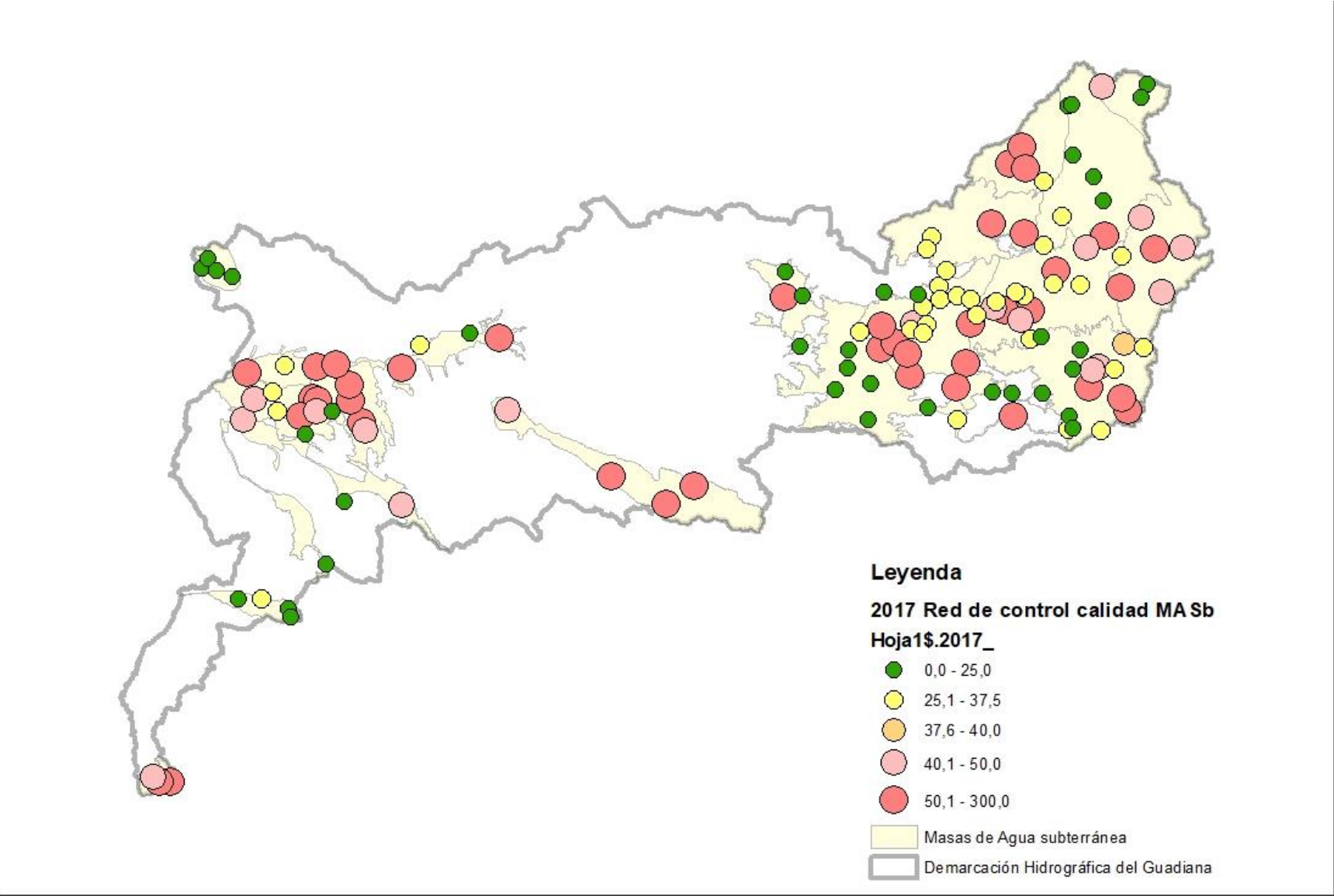
Mapa 7 . Contenido de nitratos en 2015.



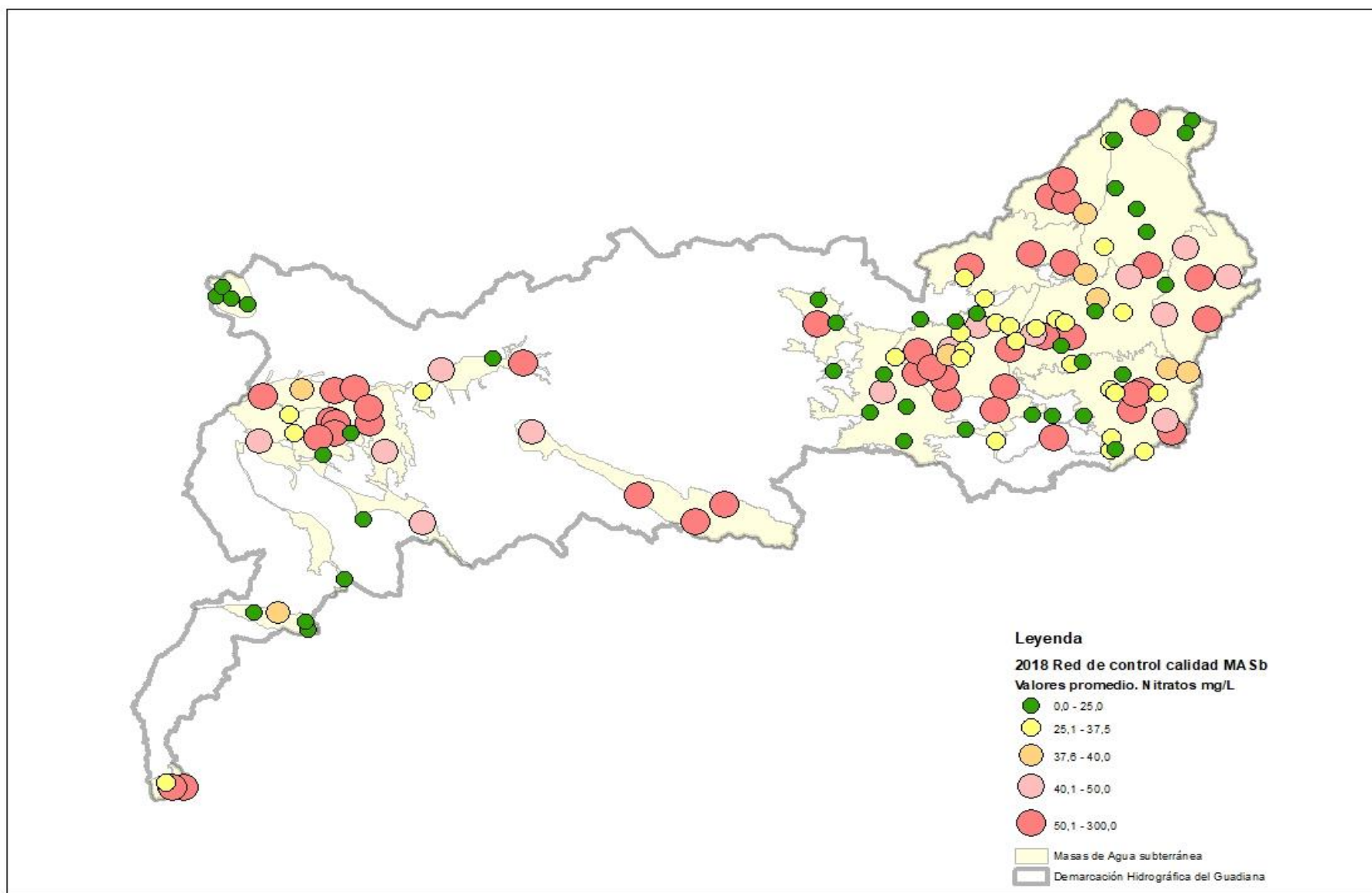
Mapa 8. Contenido de nitratos en 2016.



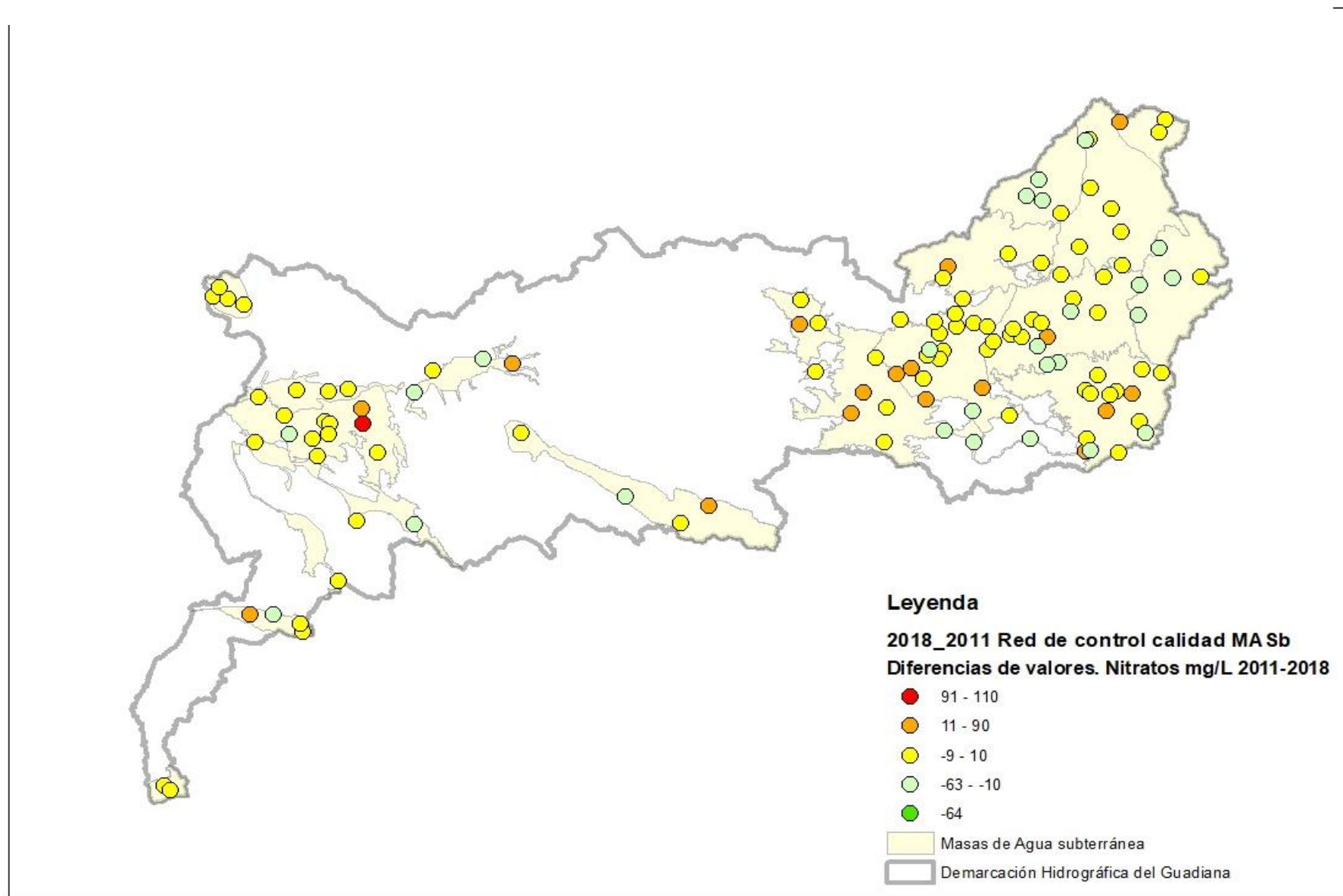
Mapa 9 . Contenido de nitratos en 2017.



Mapa 10. Contenido de nitratos en 2018.

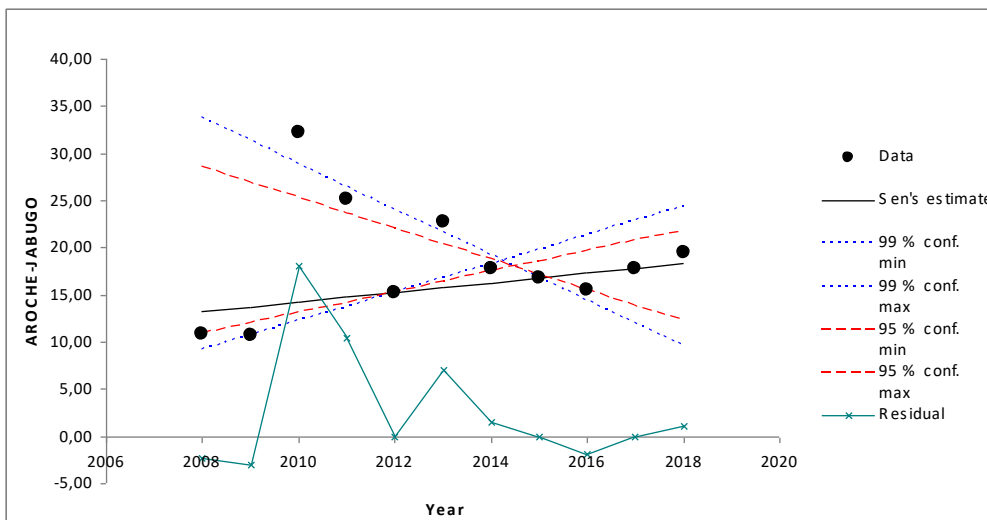
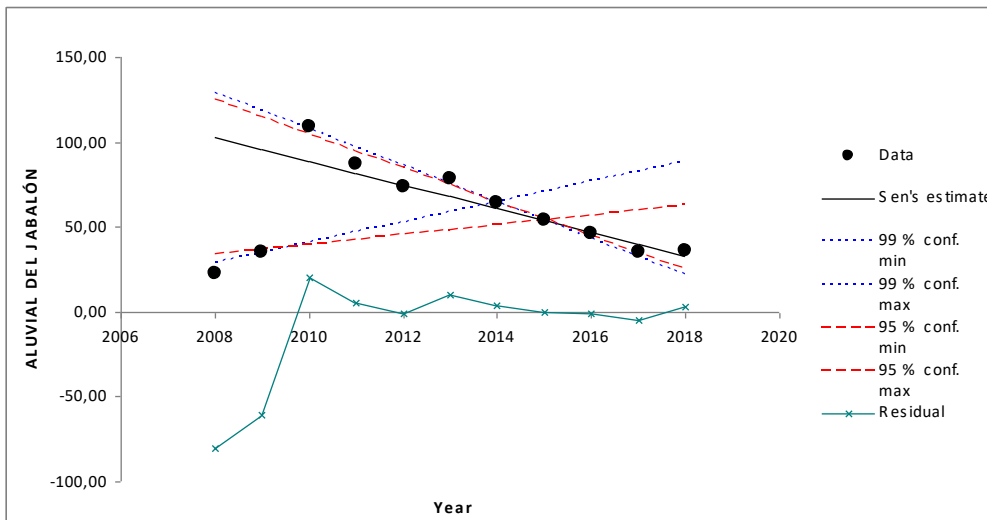
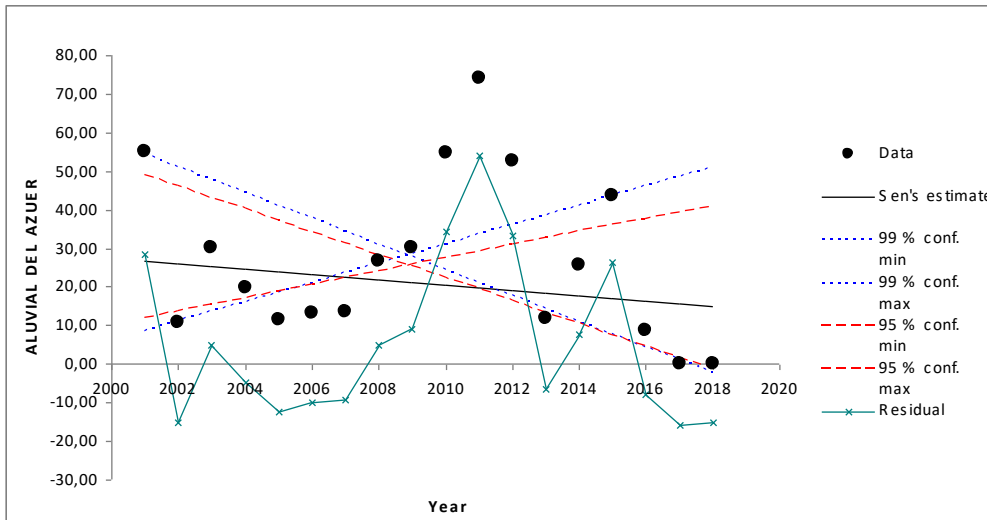


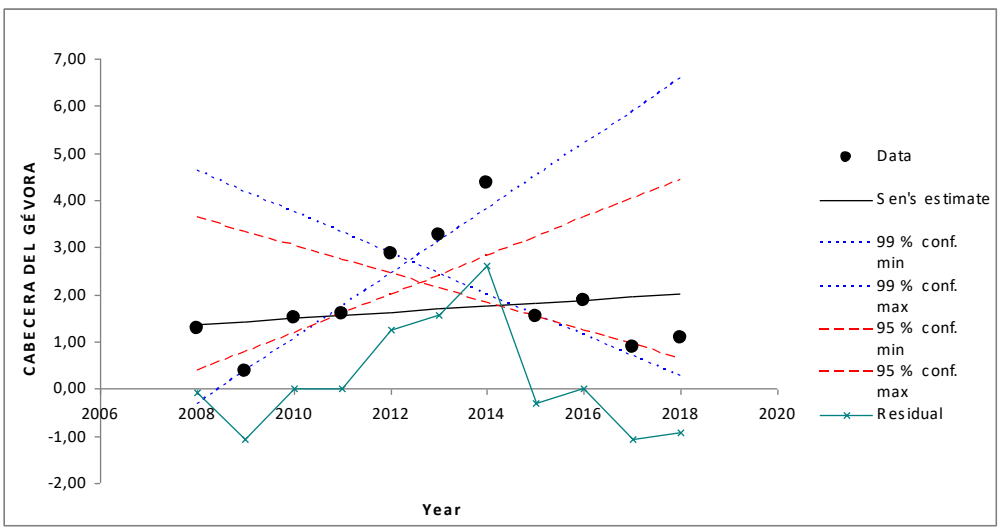
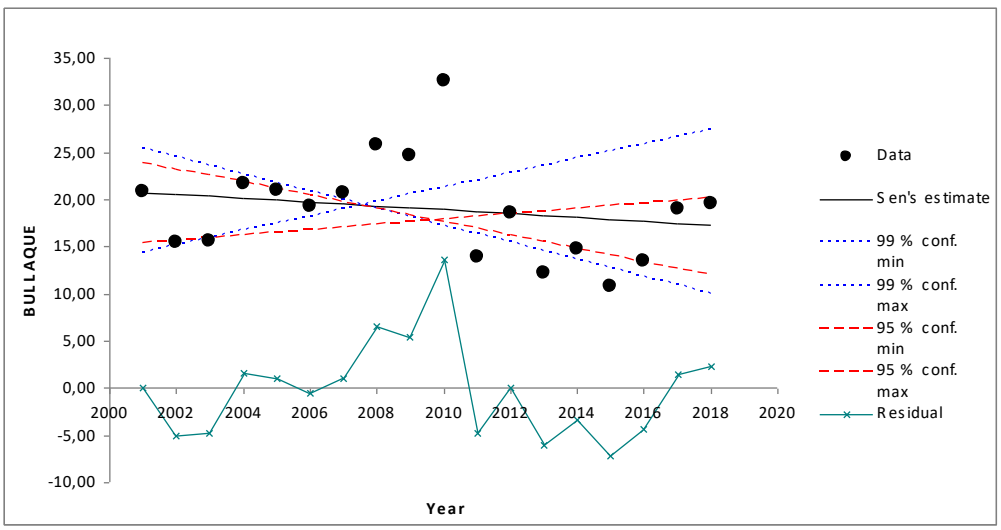
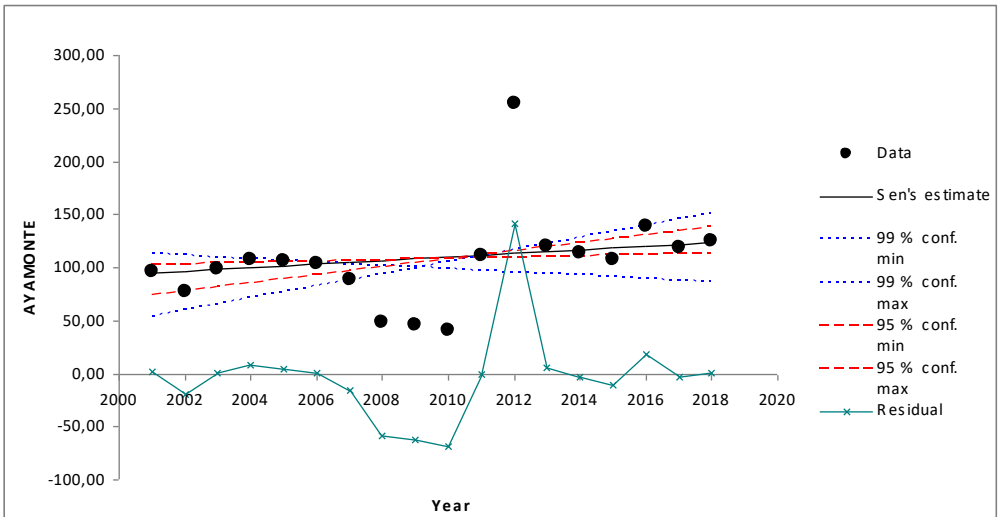
Mapa 11 . Evolución en el contenido de nitratos 2011-2018.

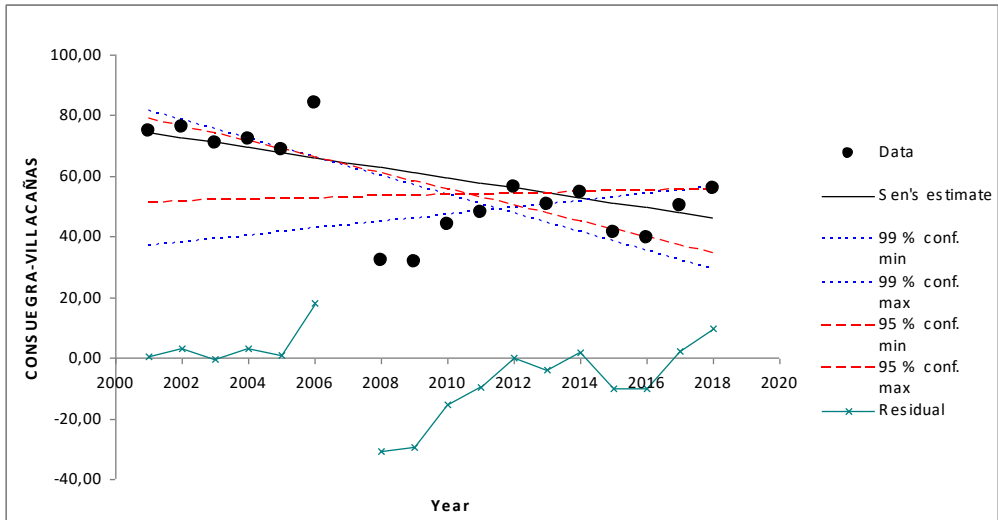
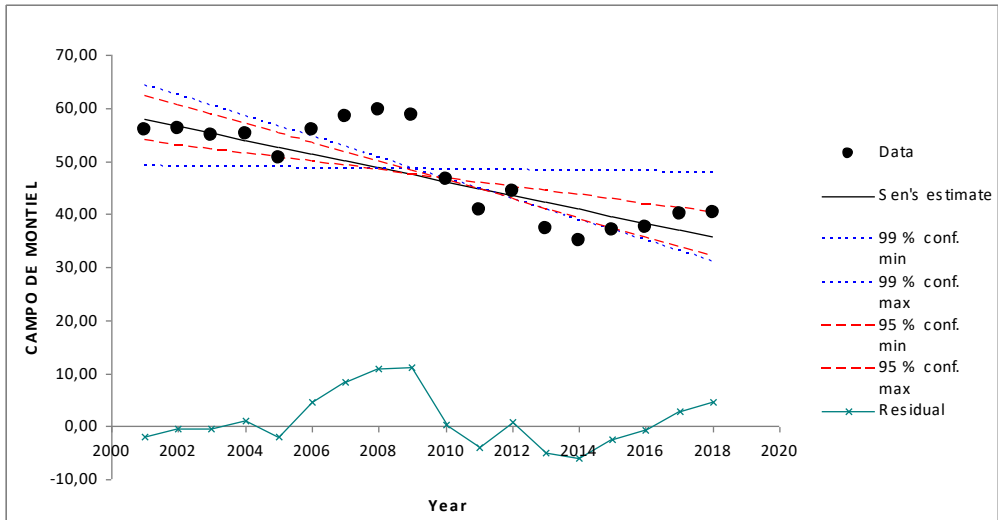
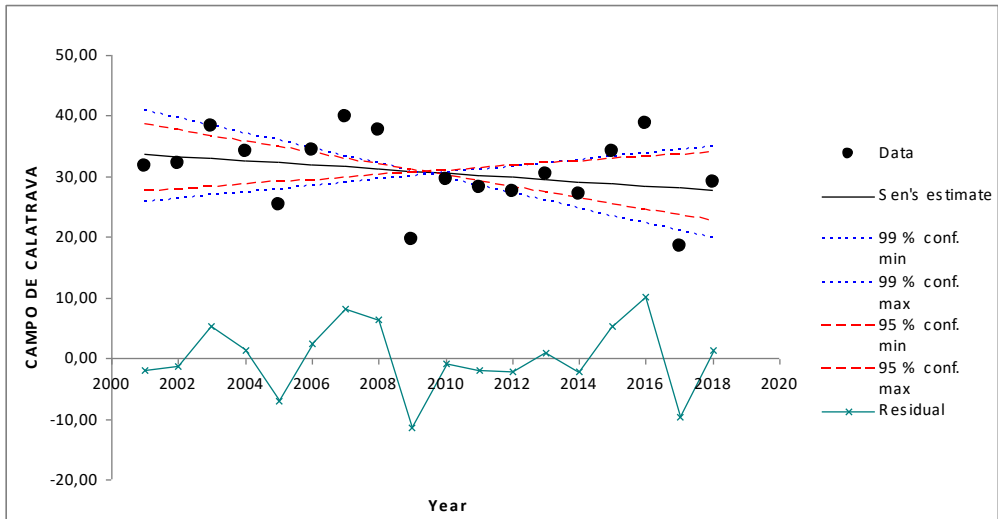


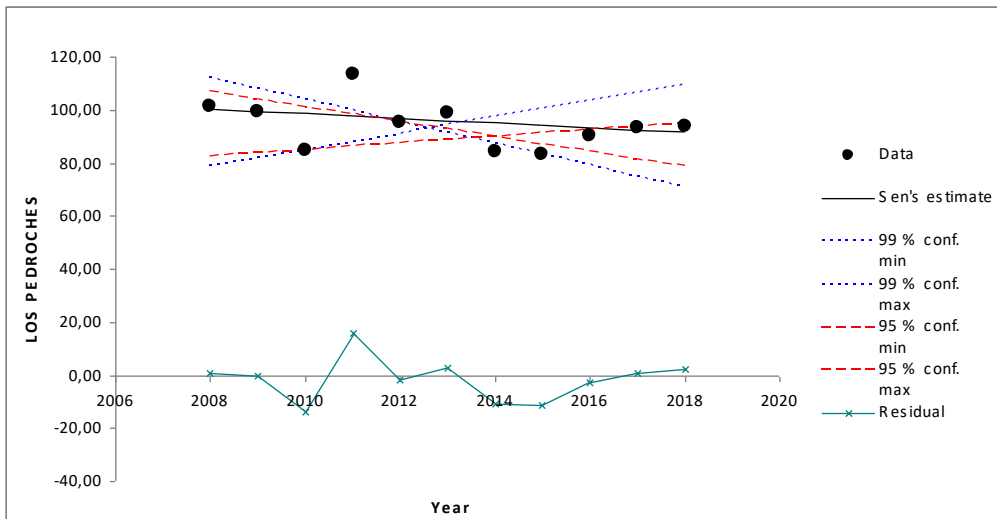
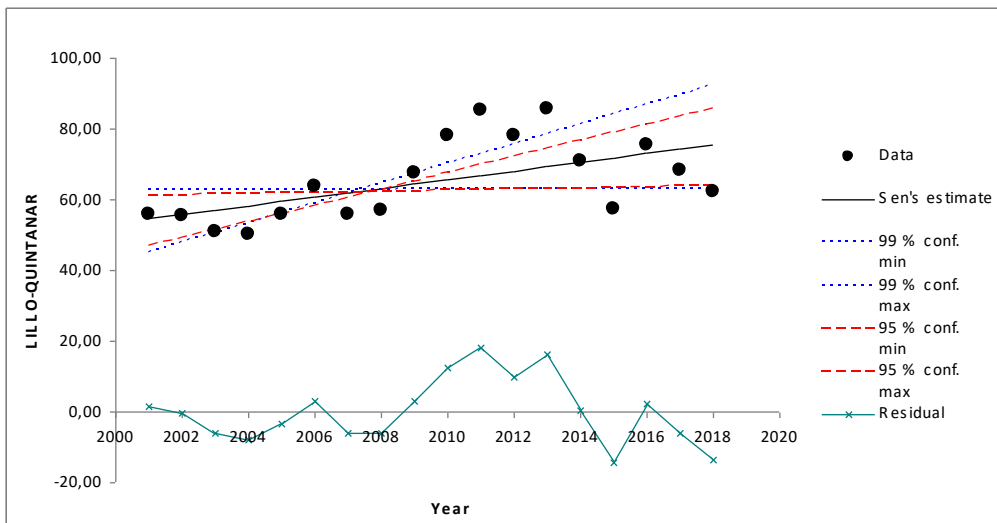
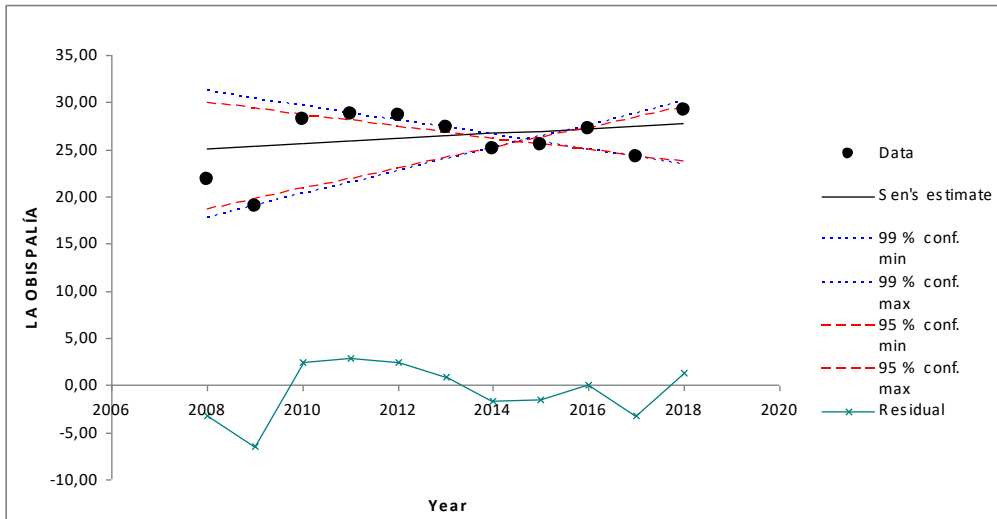
ANEJO 3. GRÁFICOS DE VARIACIONES TRIMESTRALES

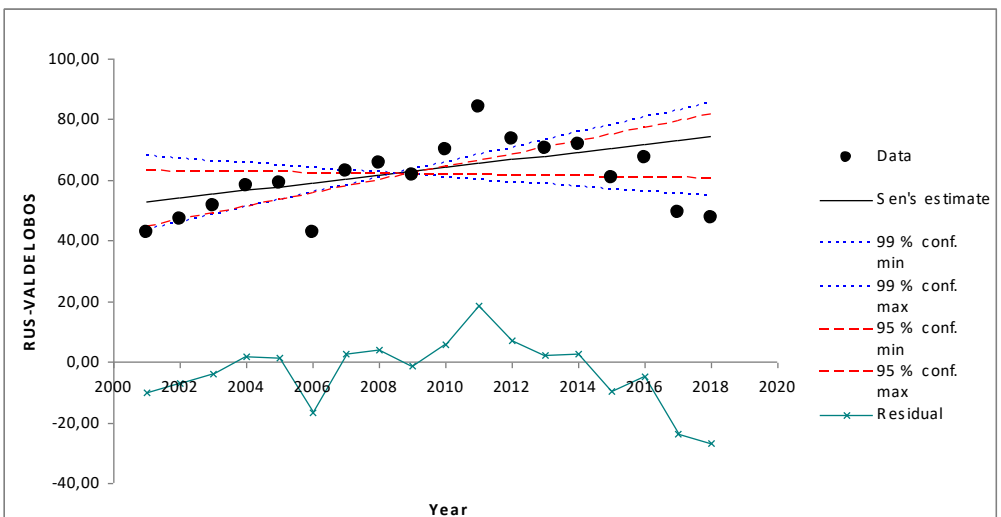
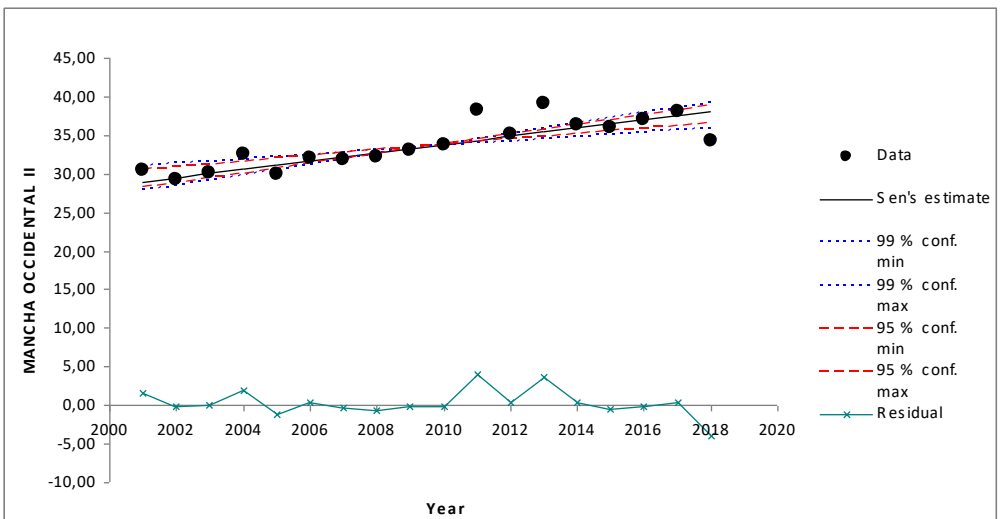
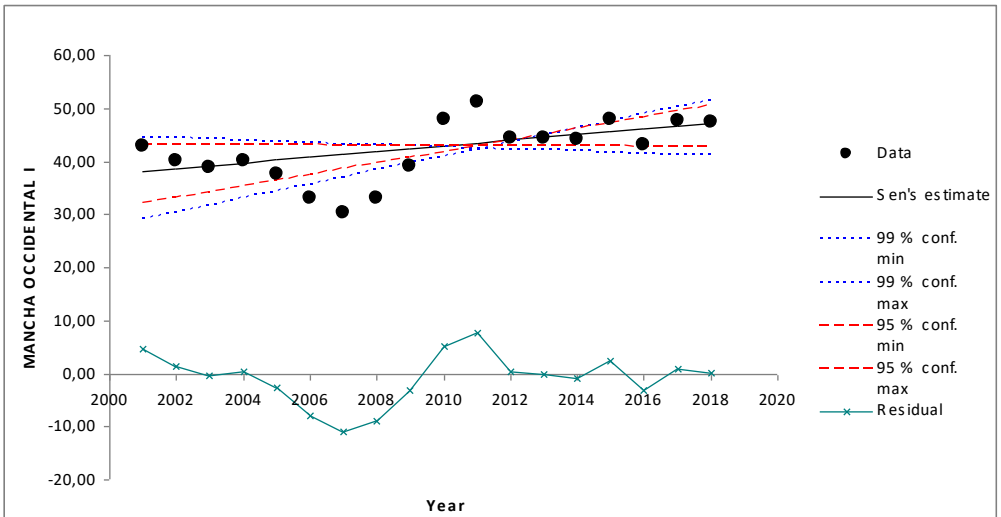
A.3.1. Análisis Mann-Kendal y pendiente Sen. Makesens

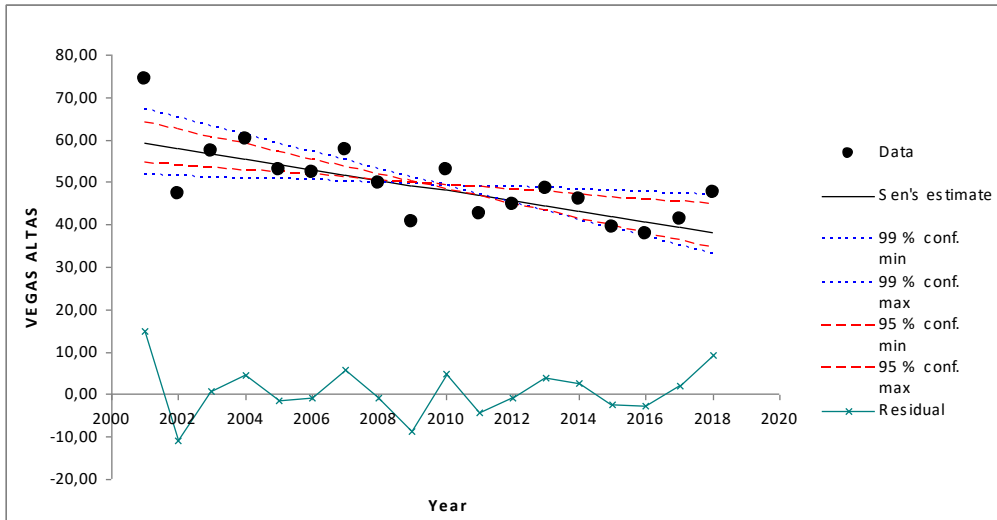
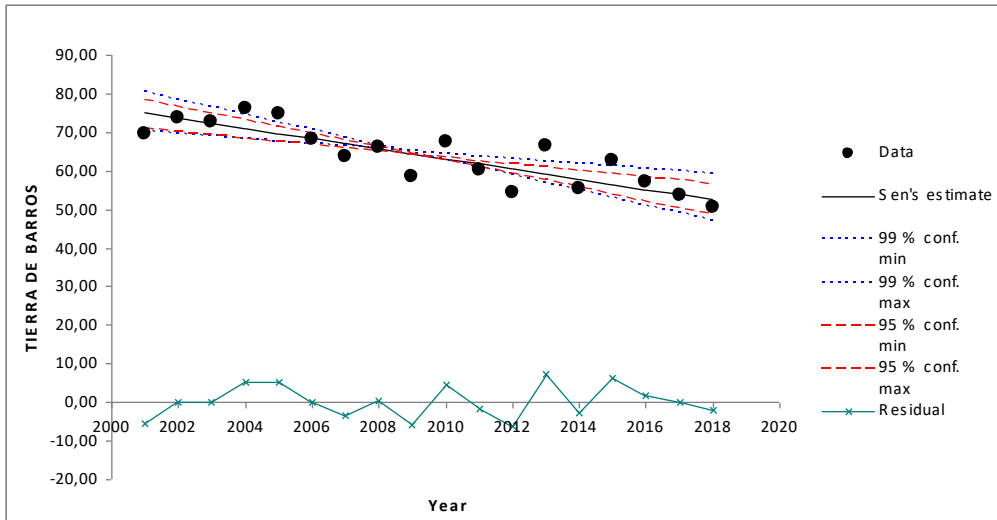
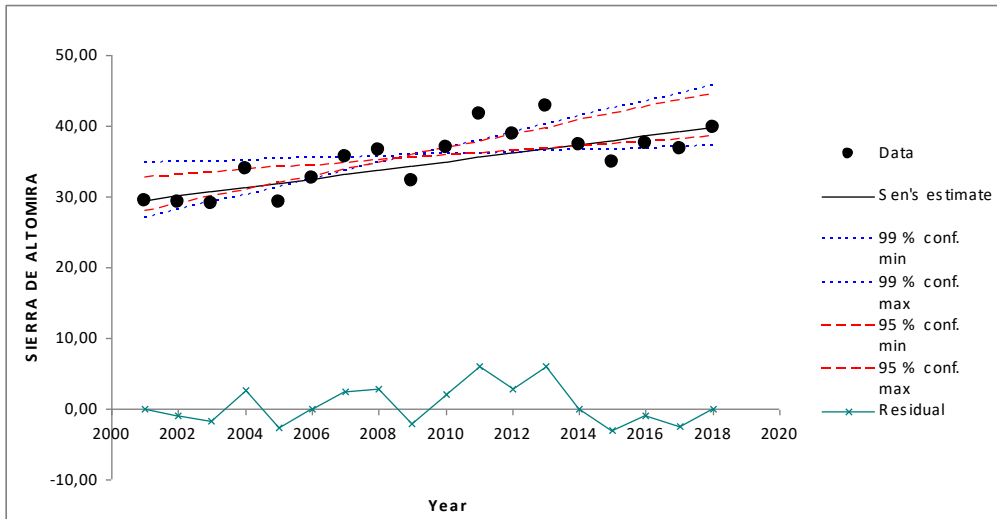


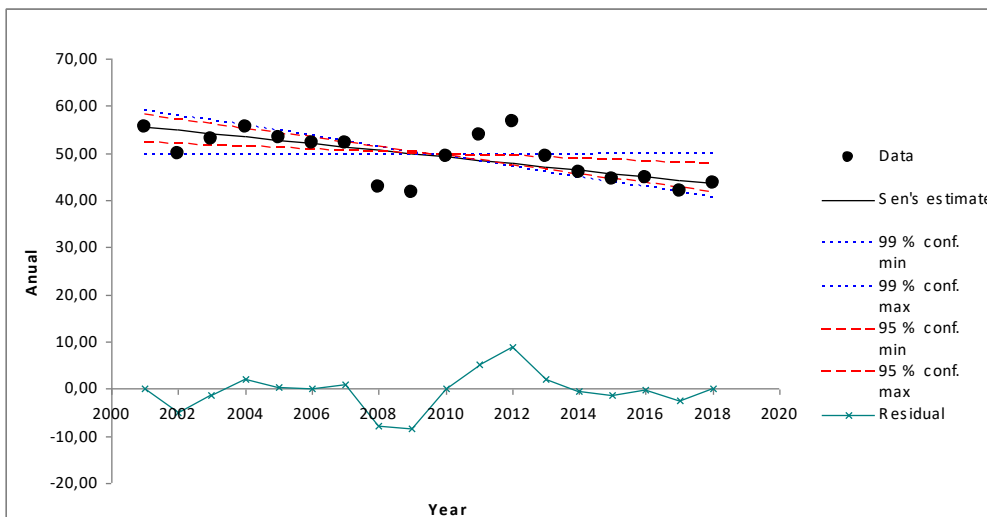
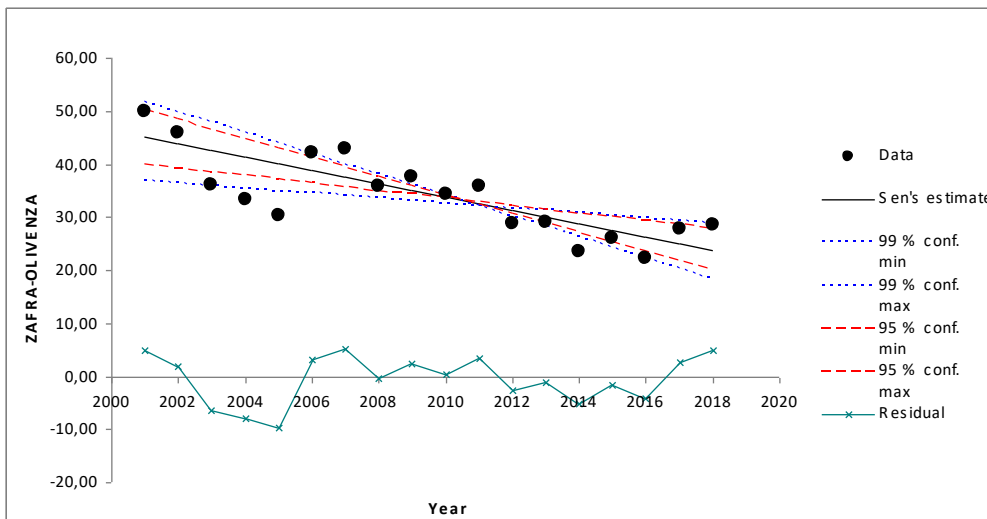
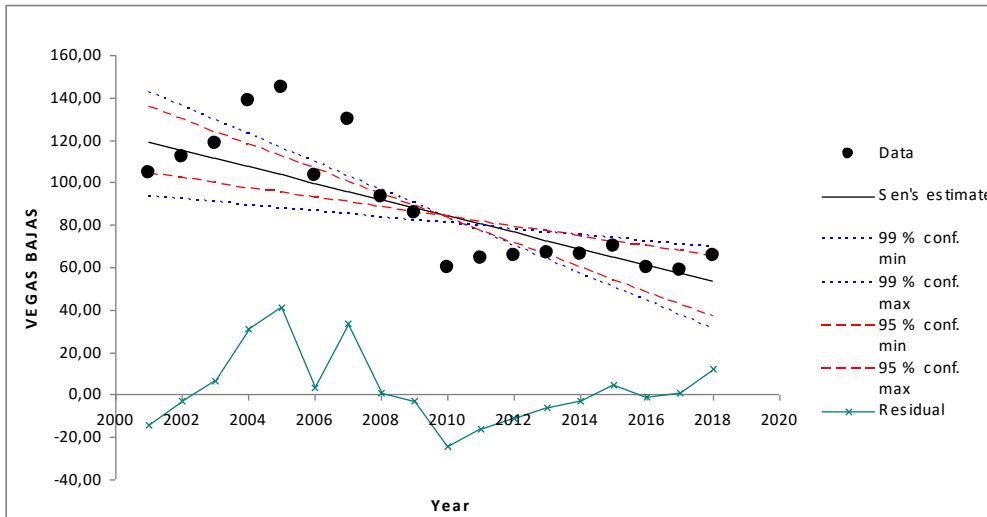












A.3.2. Gráfica del programa estadístico GW-Stat

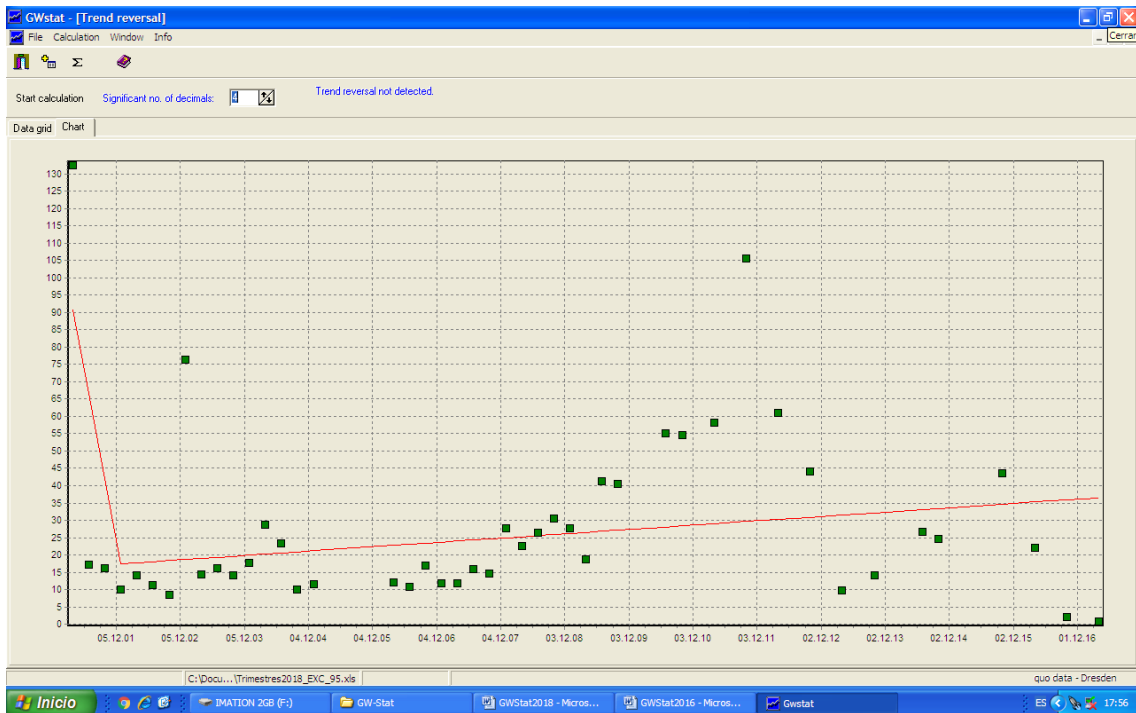
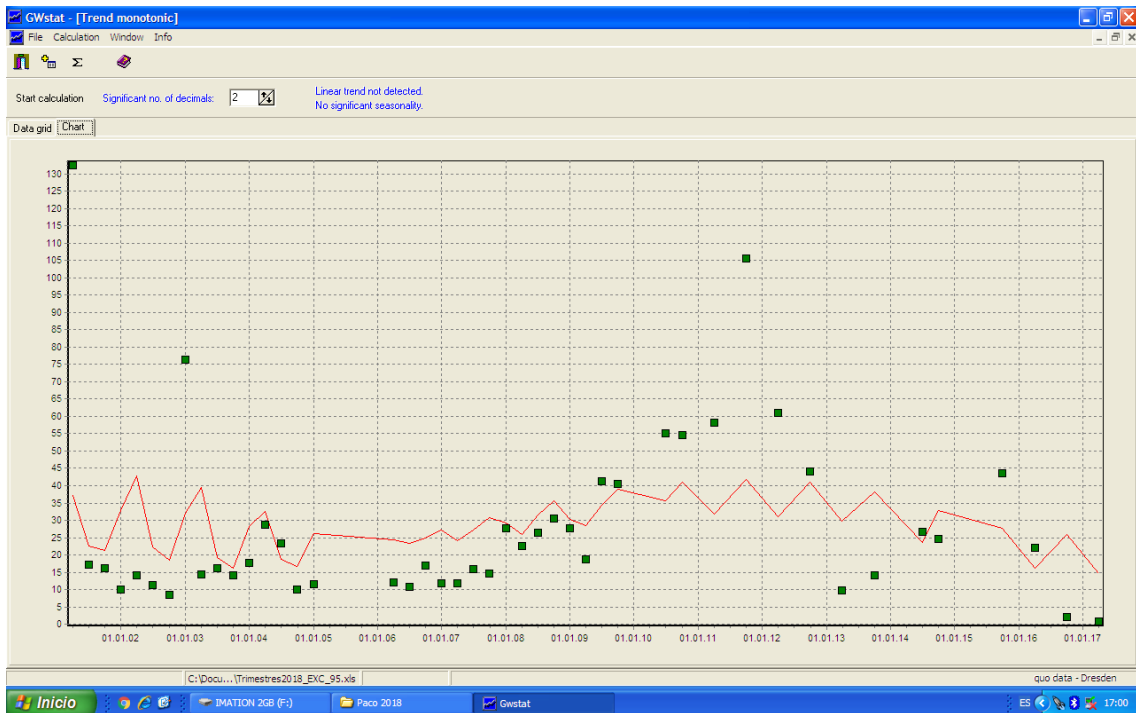
Análisis trimestrales Nitratos

GW-Stat

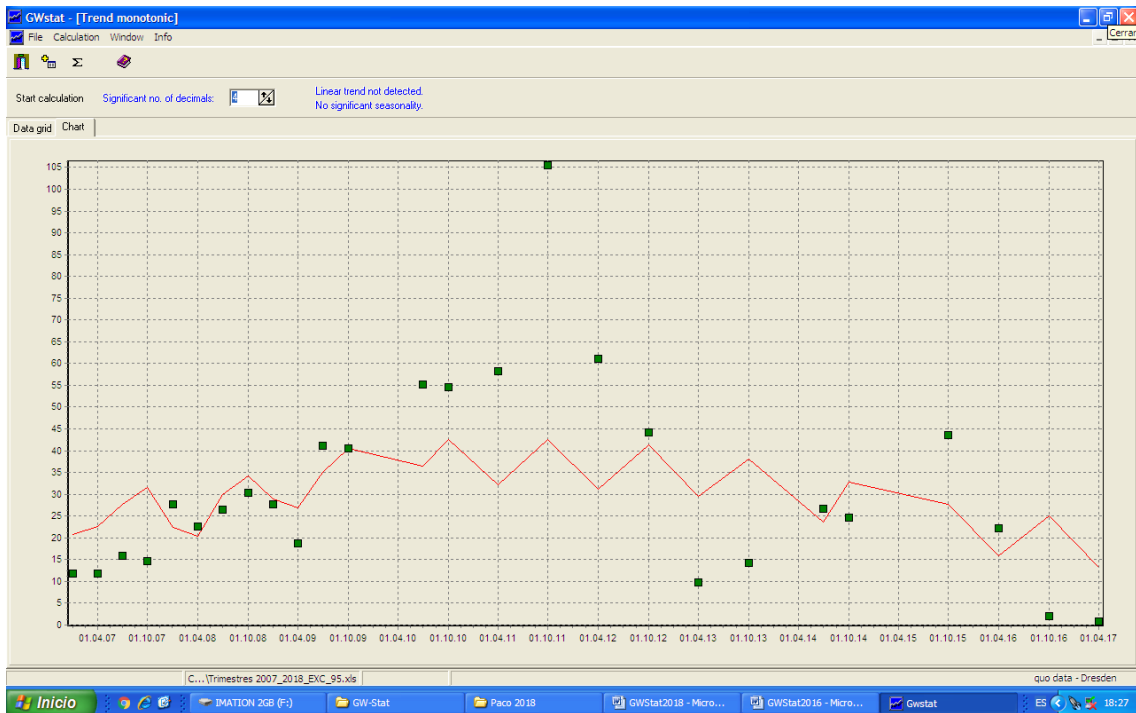
Análisis de tendencias y estacionalidad (2001-2018 y 2007-2018)

Análisis de inversión de tendencias (2001-2018 y 2007-2018)

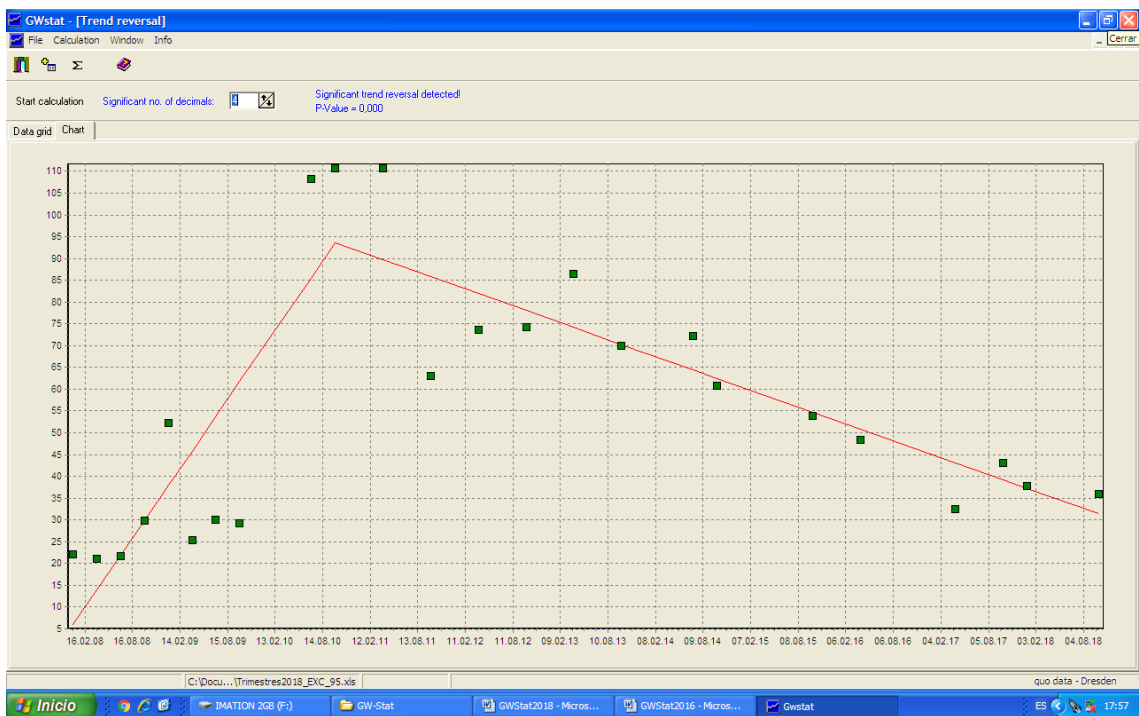
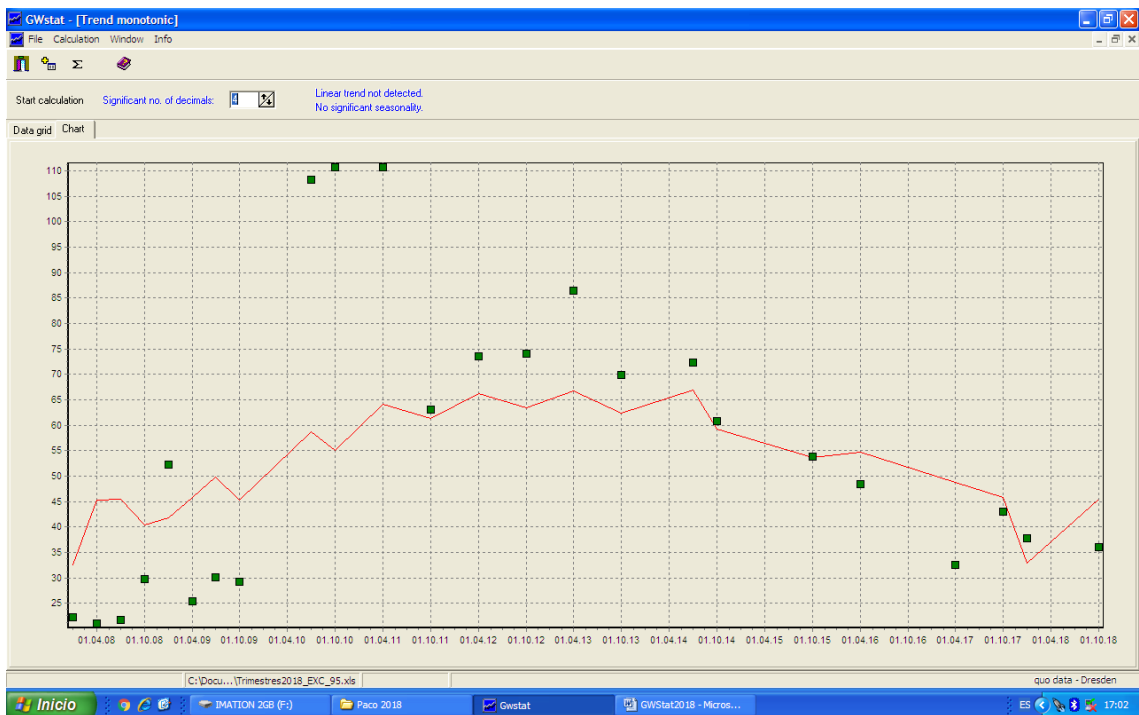
Aluvial Azuer (2001-2018)



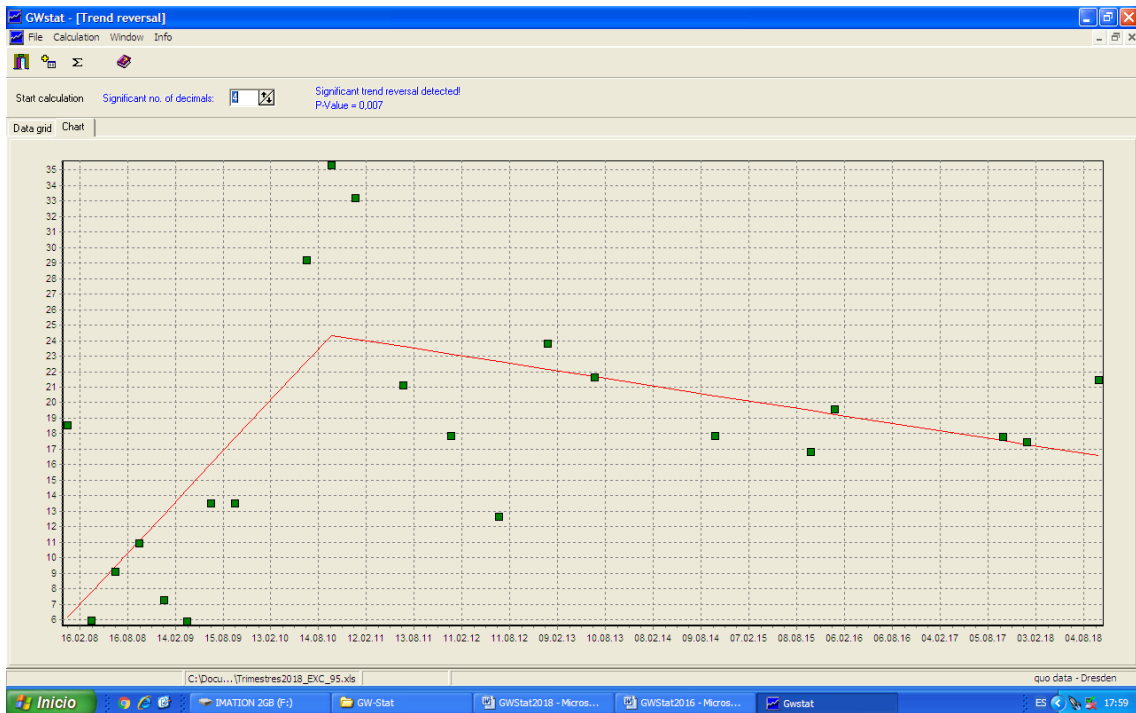
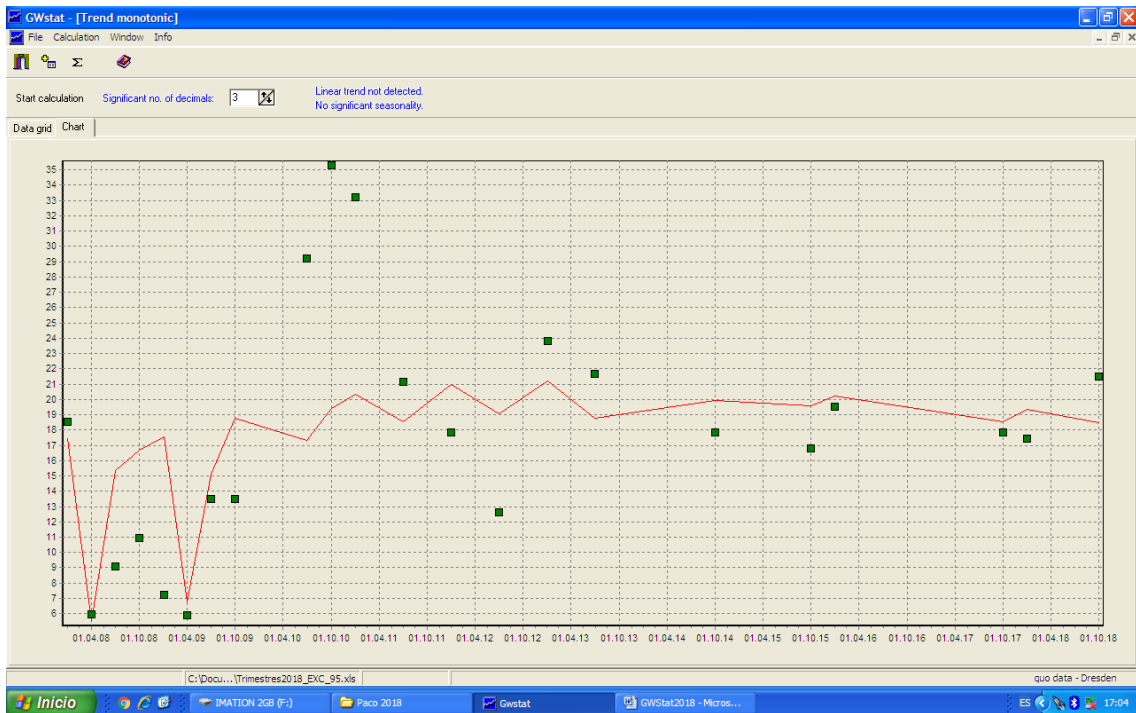
Aluvial Azuer (2007-2018)



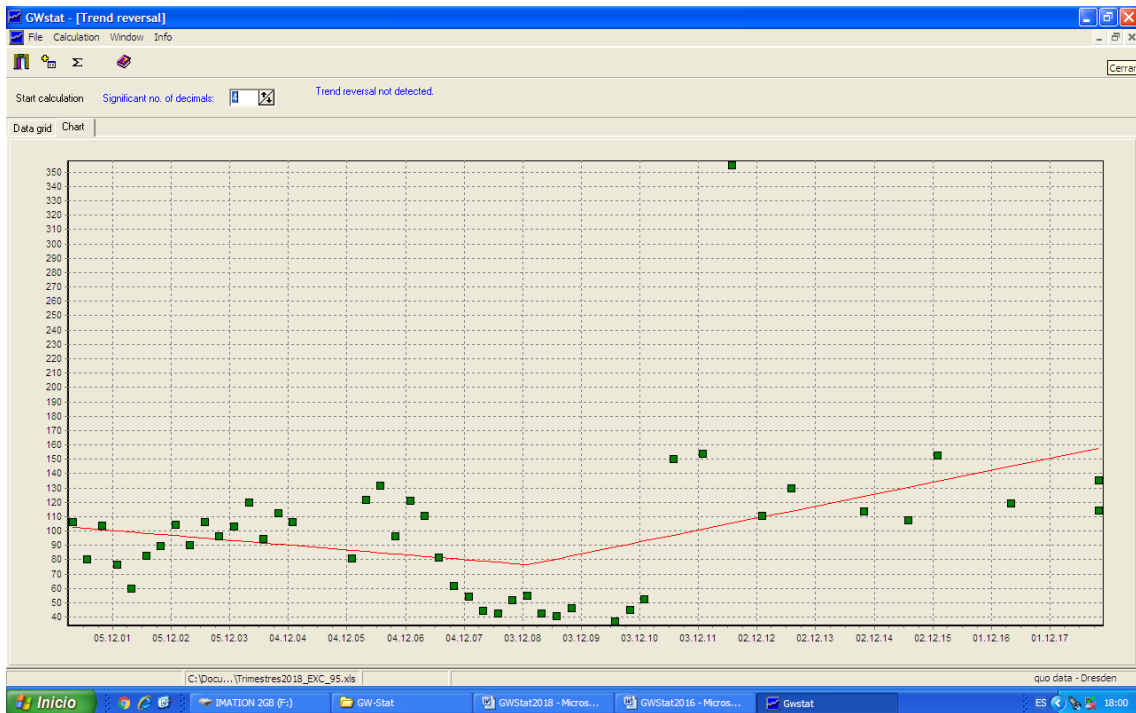
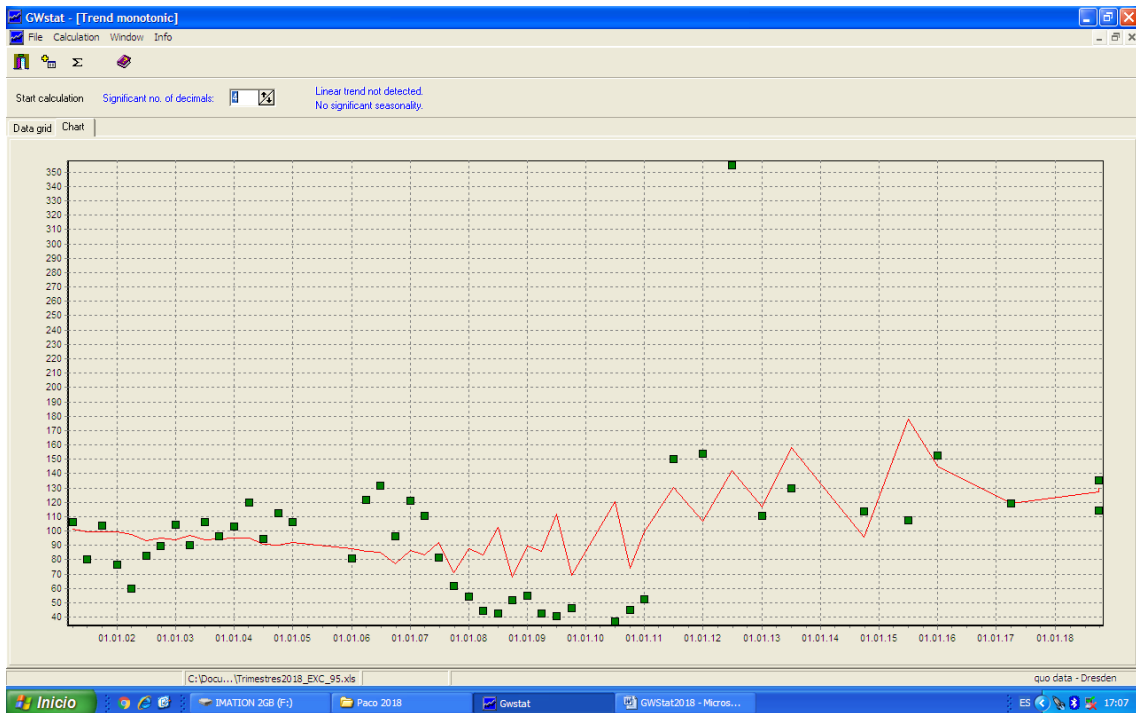
Aluvial del Jabalón (2007-2018)



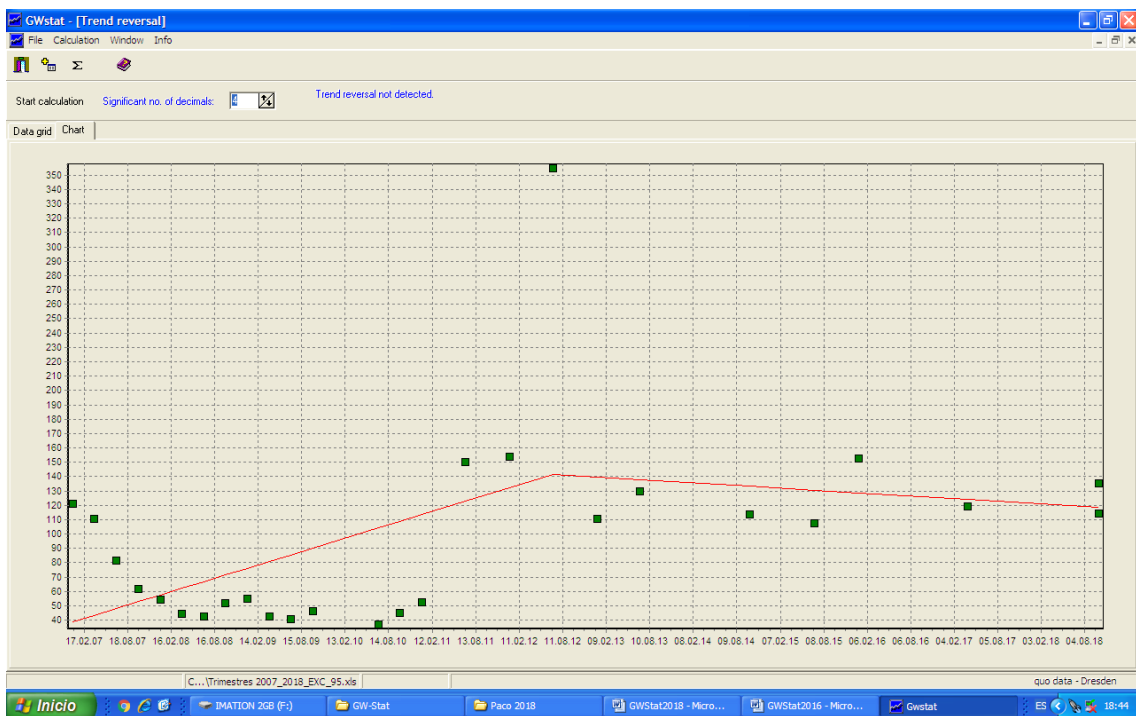
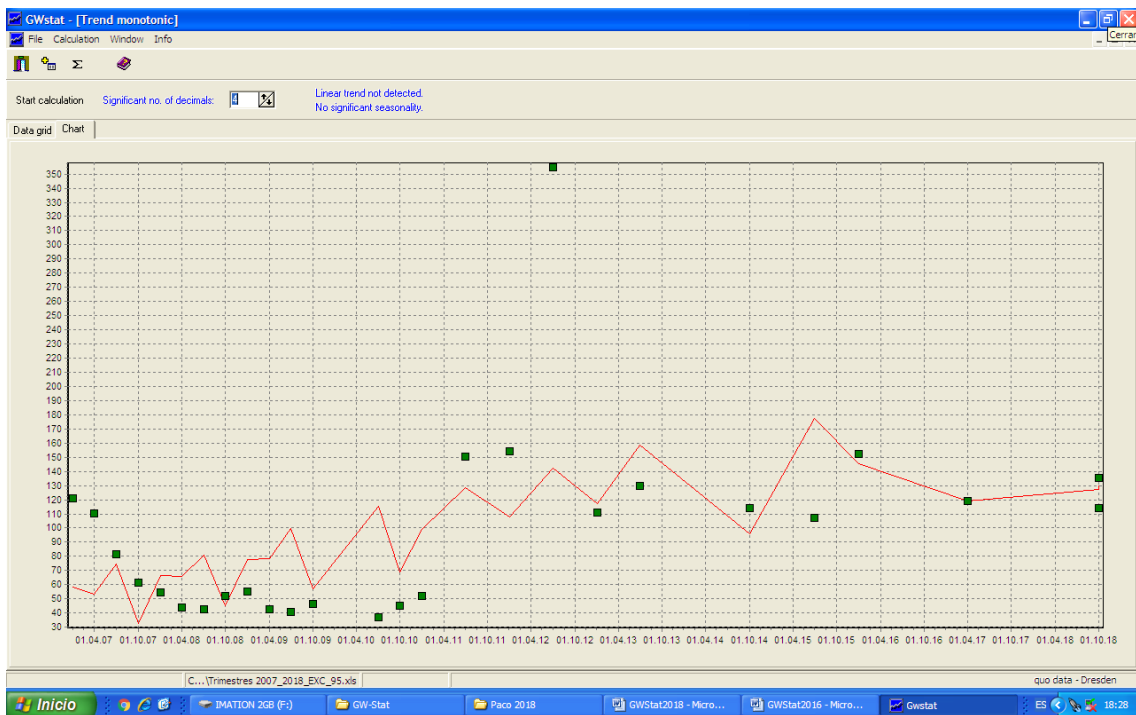
Aroche-Jabugo (2007-2018)



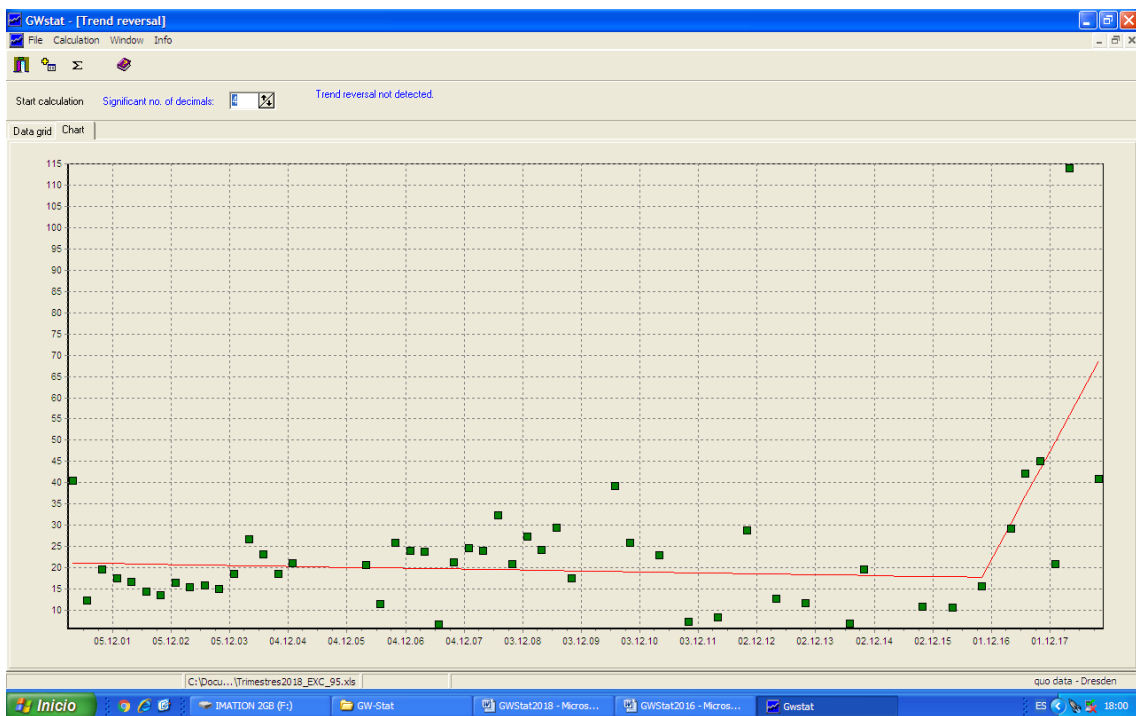
Ayamonte (2001-2018)



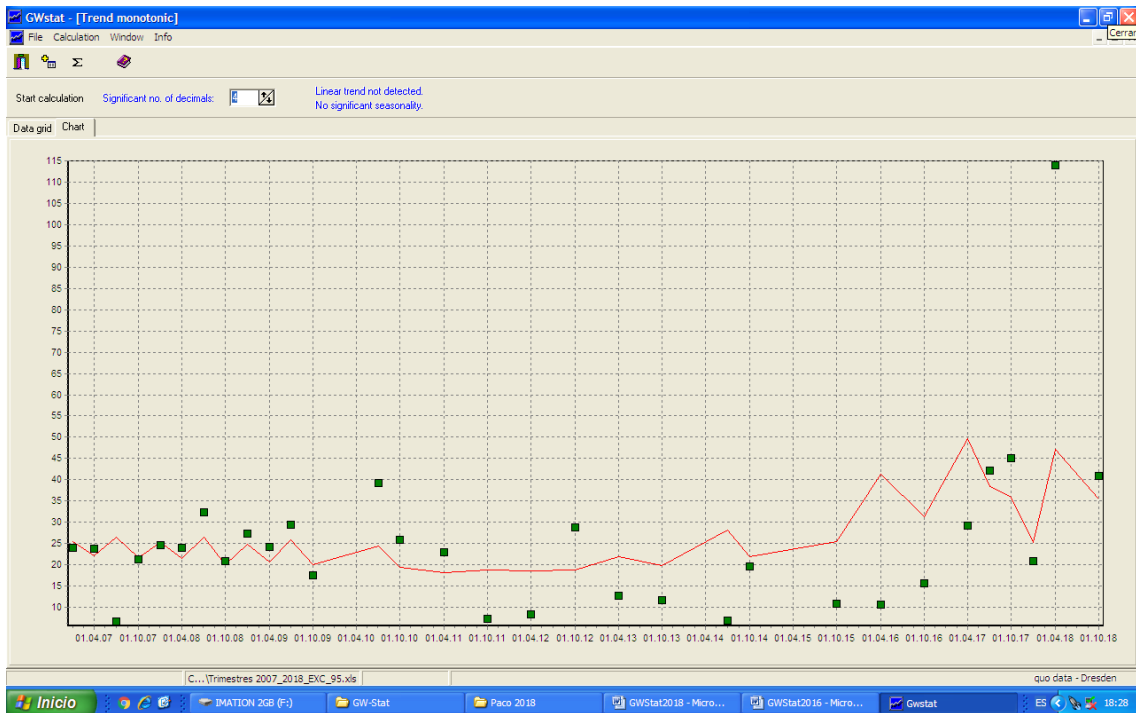
Ayamonte (2007-2018)



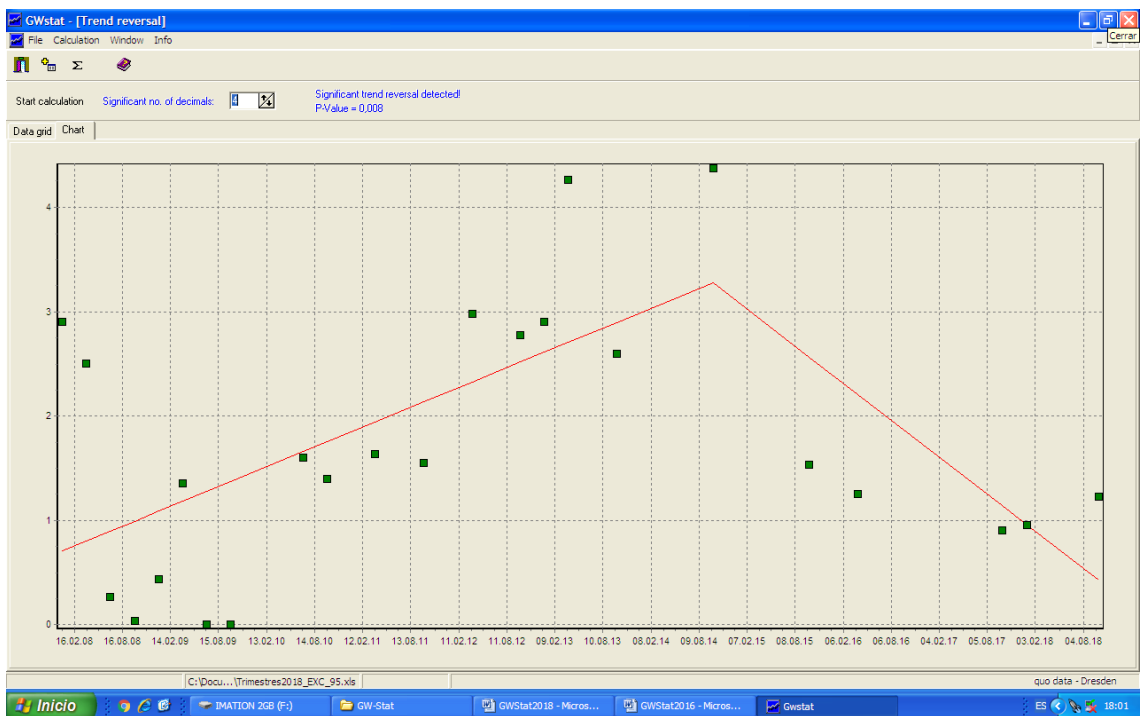
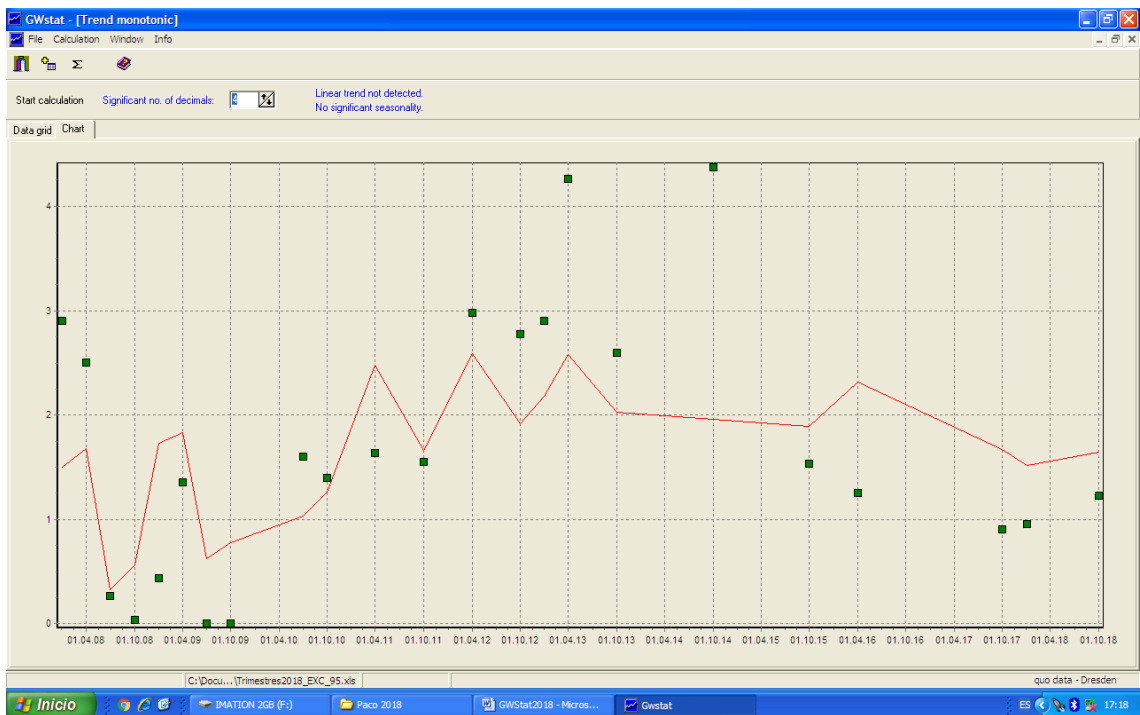
Bullaque (2001-2018)



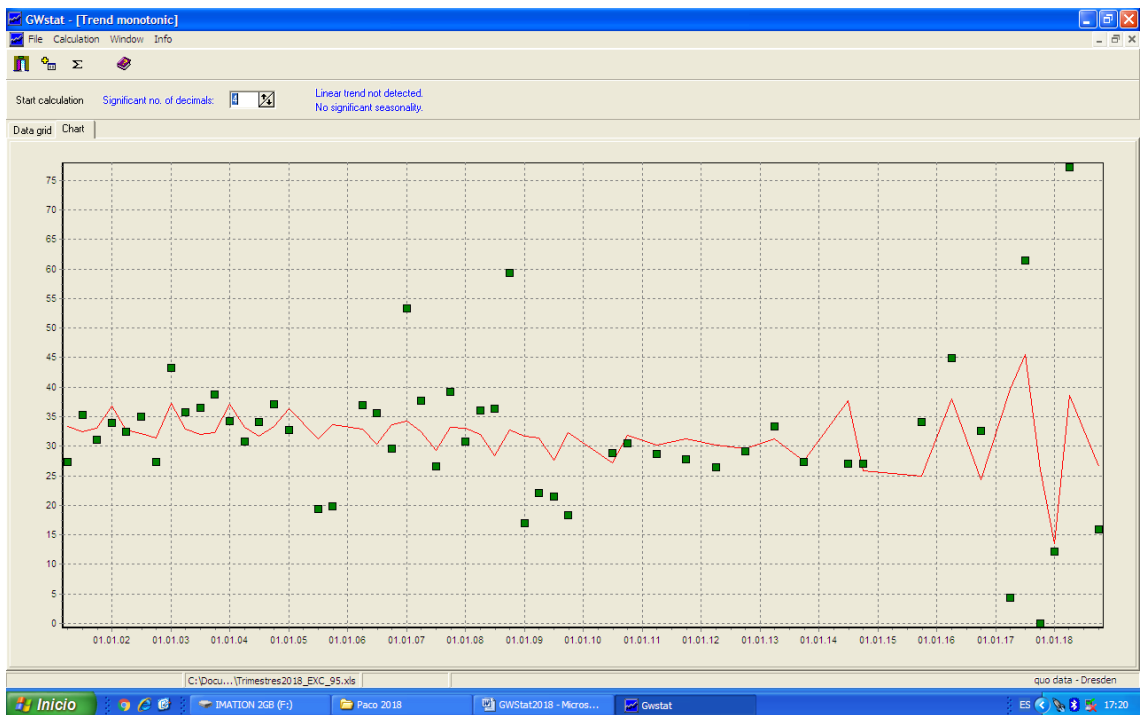
Bullaque (2007-2018)



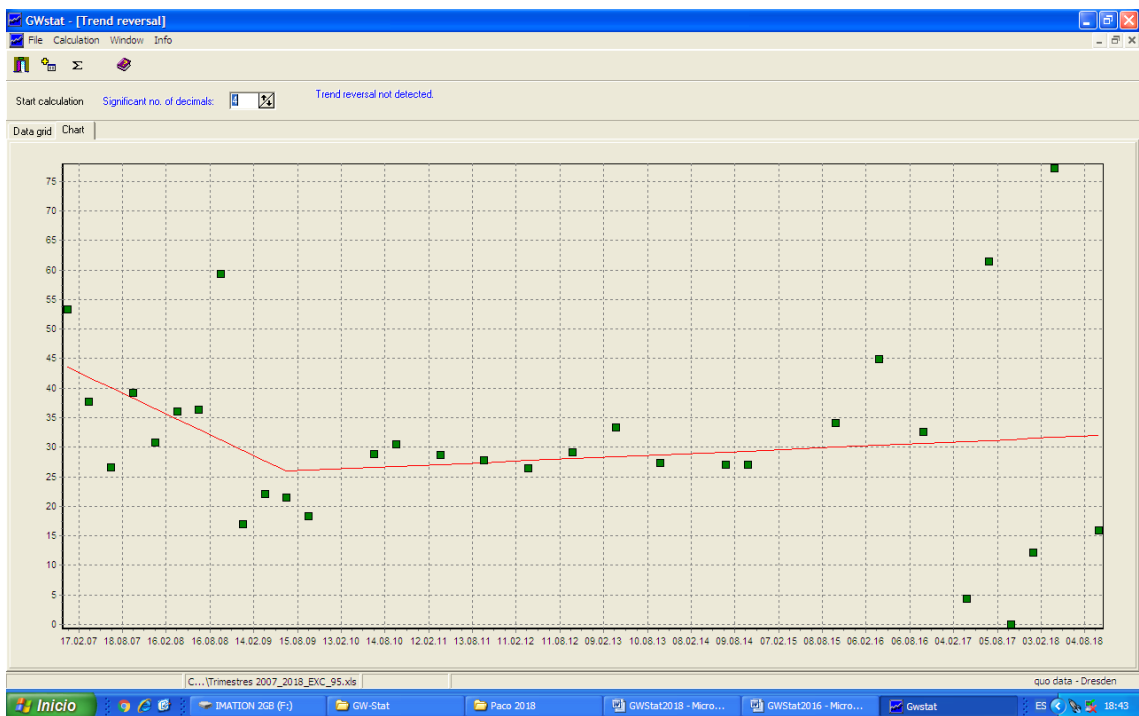
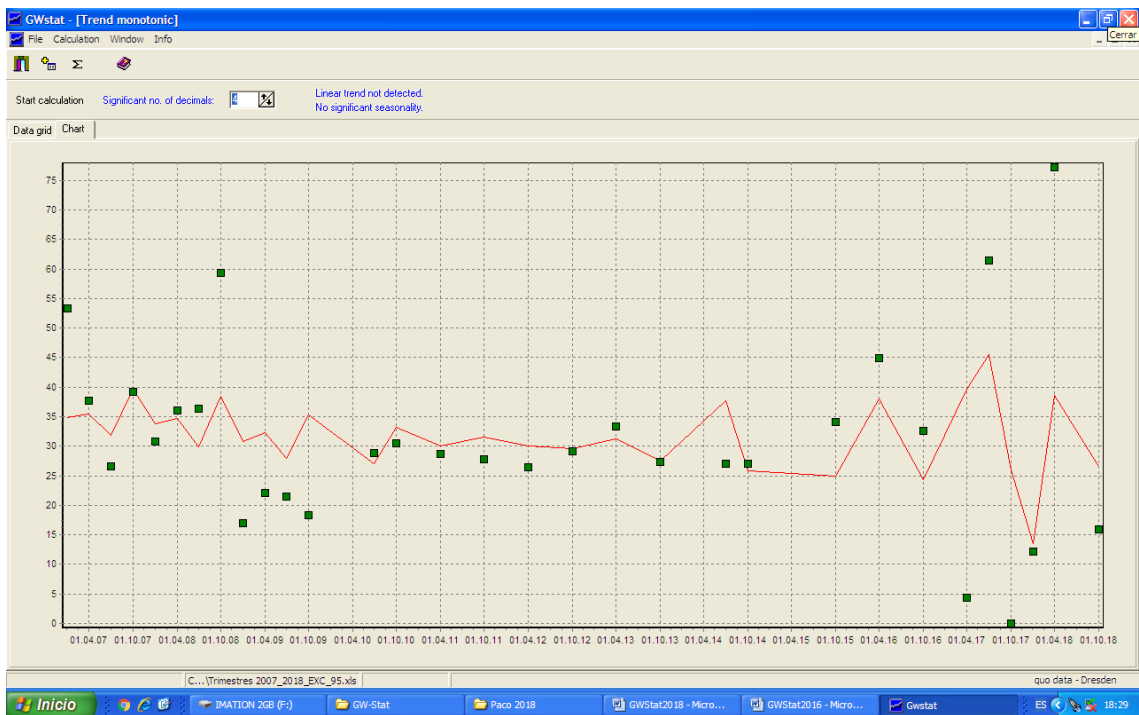
Cabecera del Gévora (2007-2018)



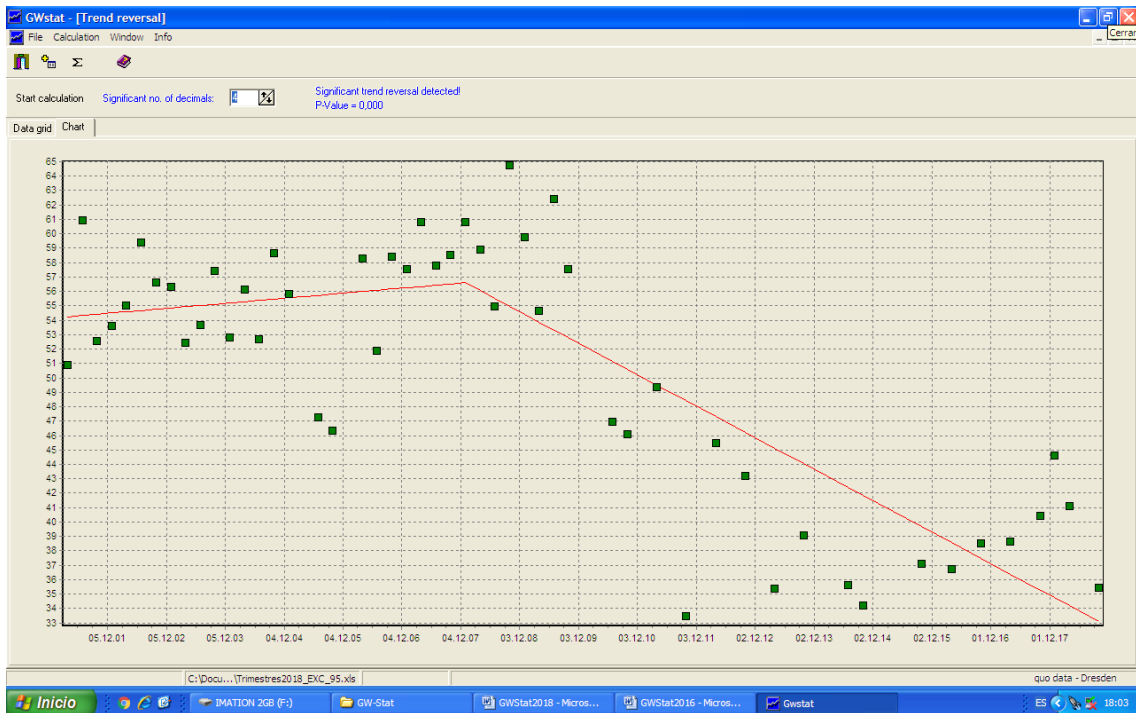
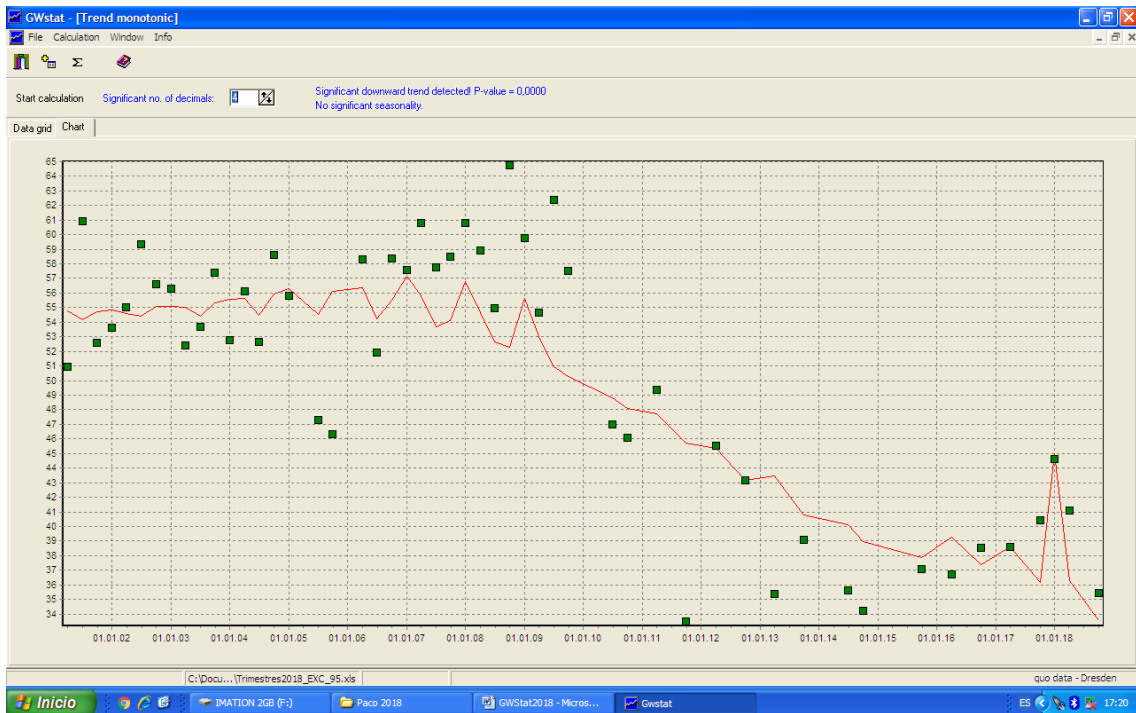
Campo de Calatrava (2001-2018)



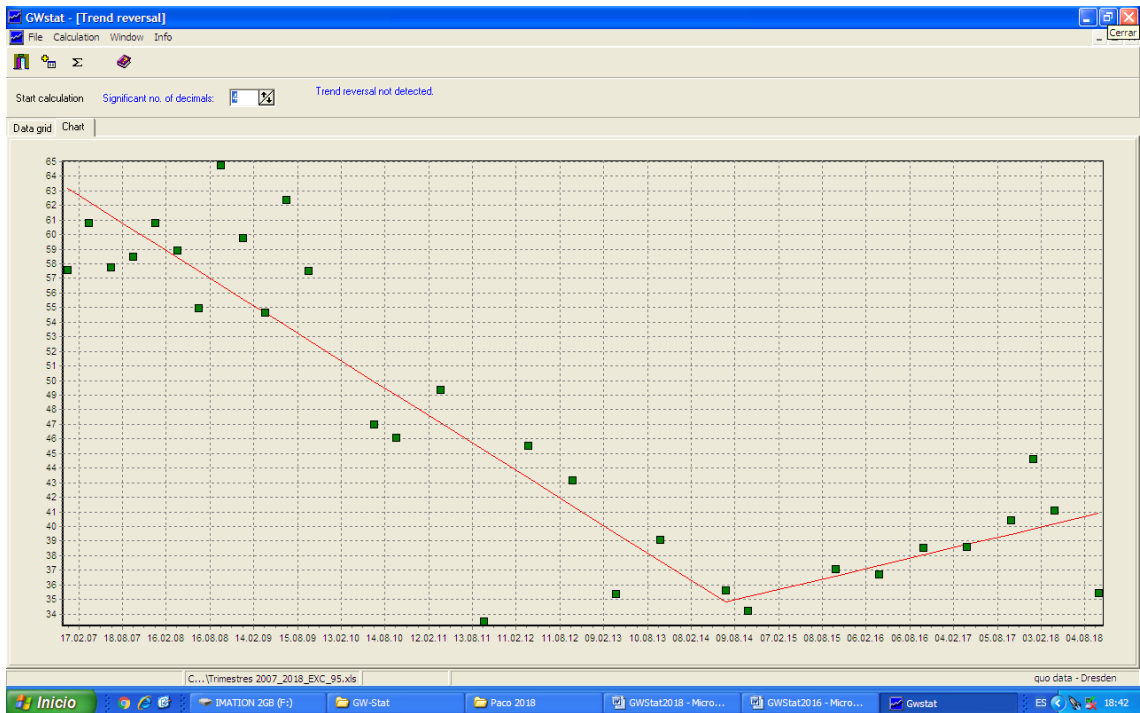
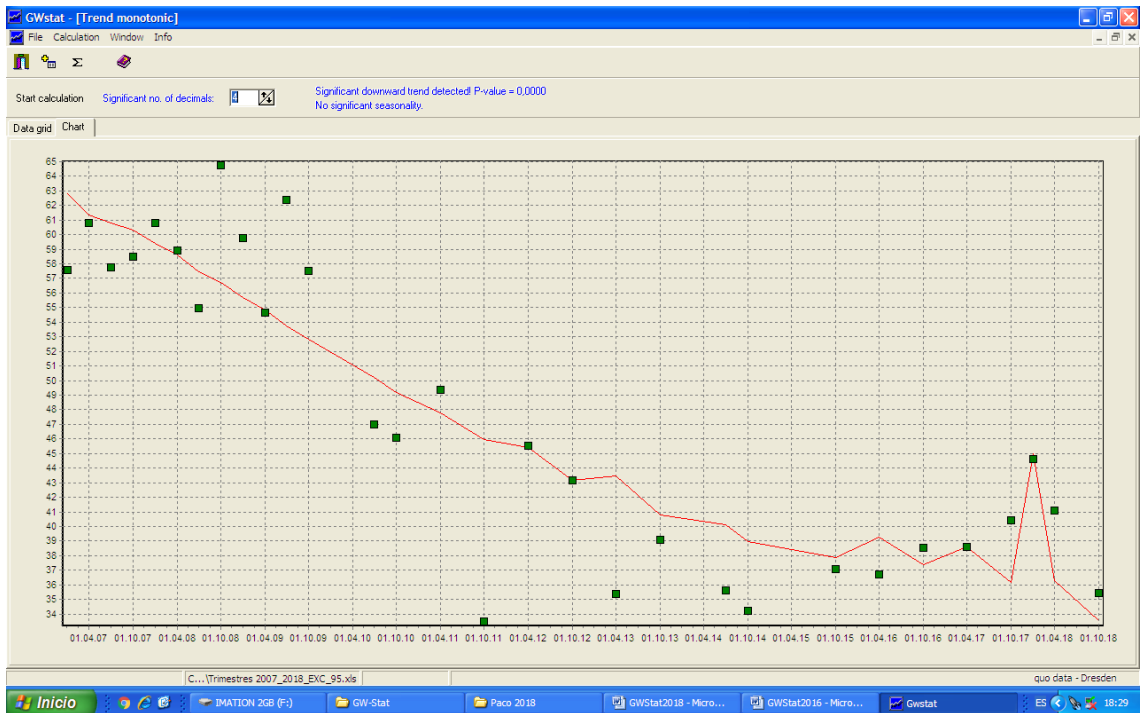
Campo de Calatrava (2007-2018)



Campo de Montiel (2001-2018)



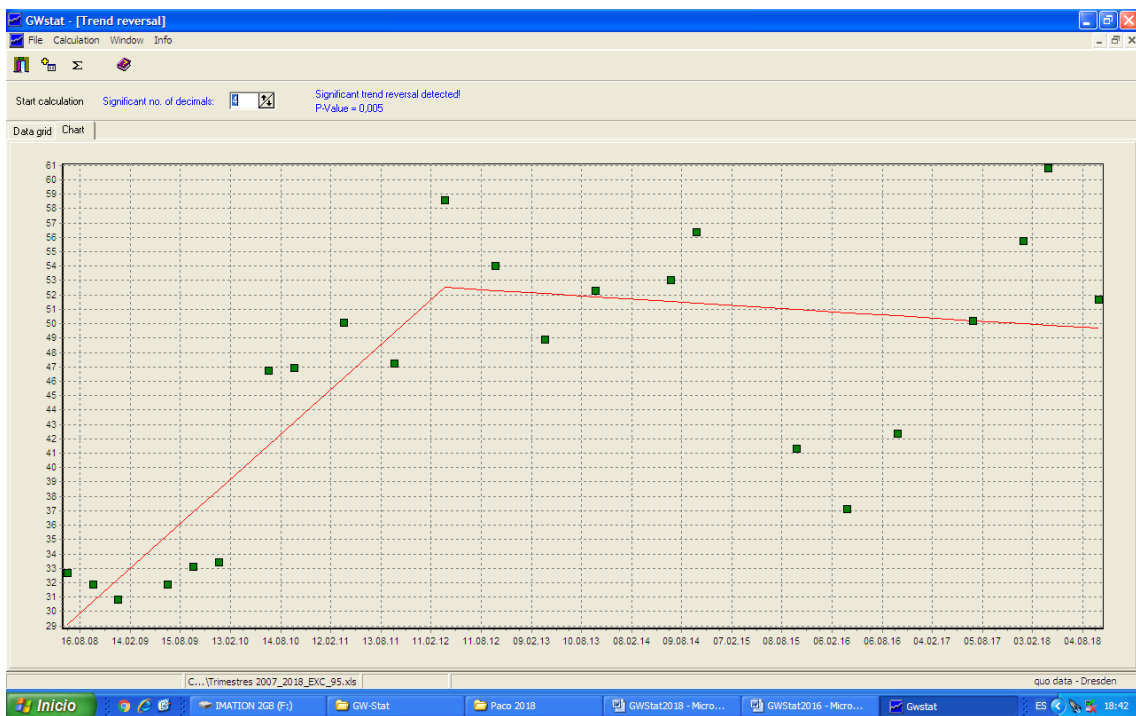
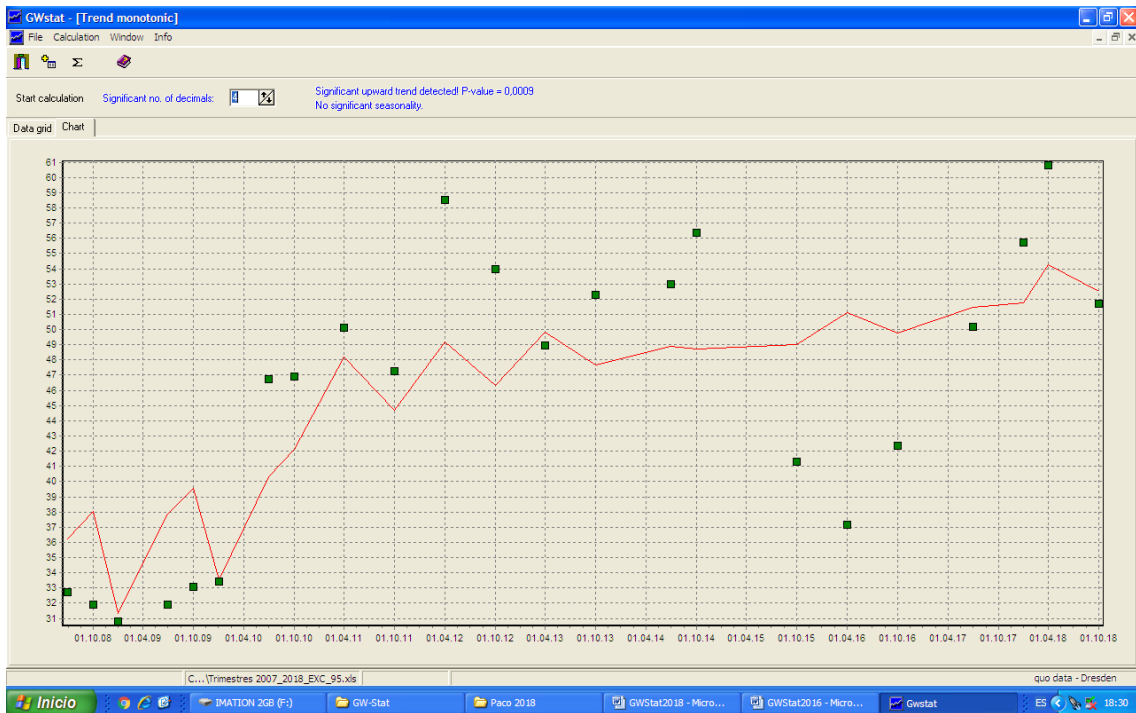
Campo de Montiel (2007-2018)



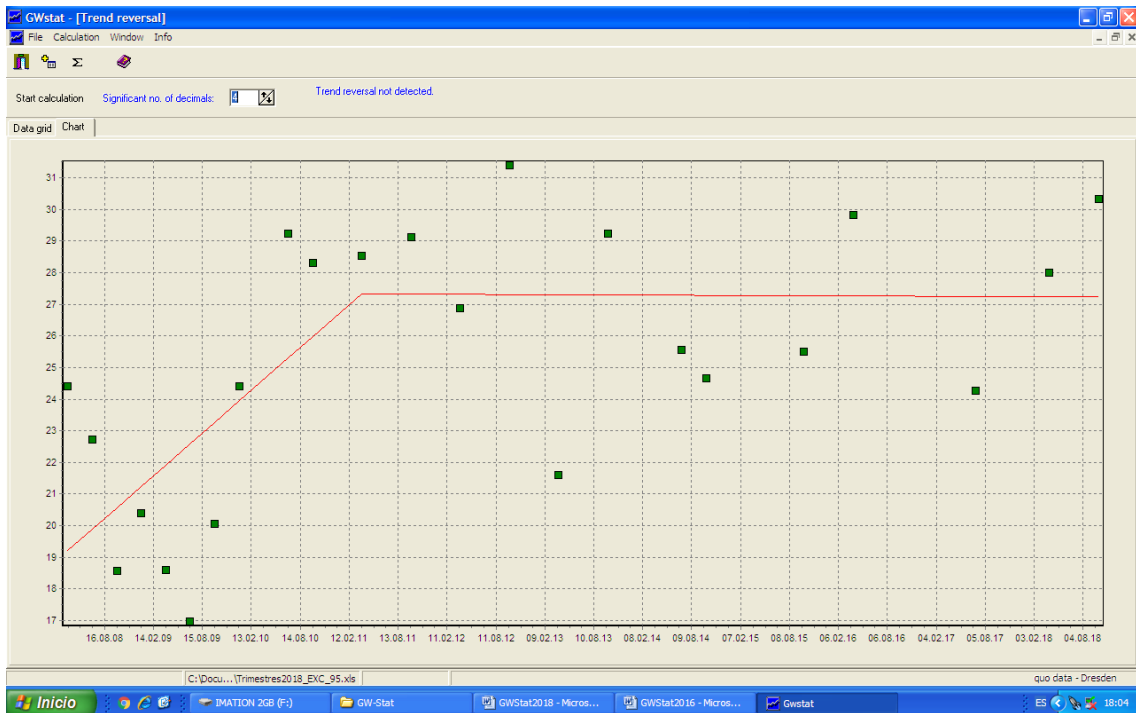
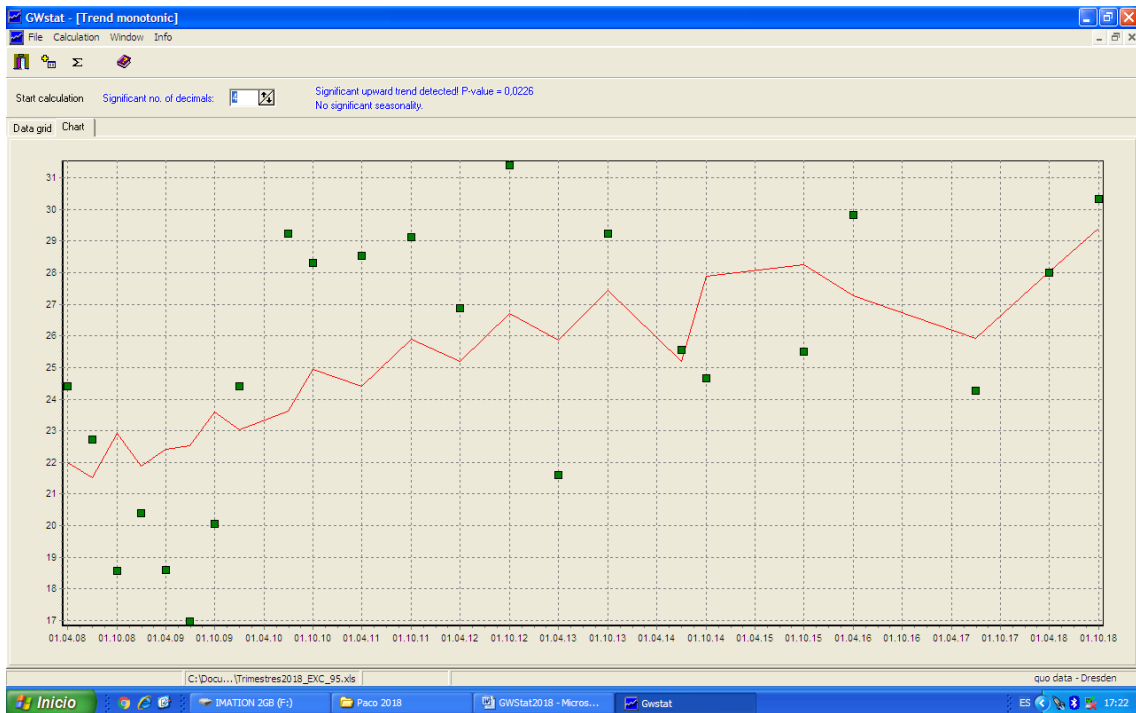
Consuegra-Villacañas (2001-2018)



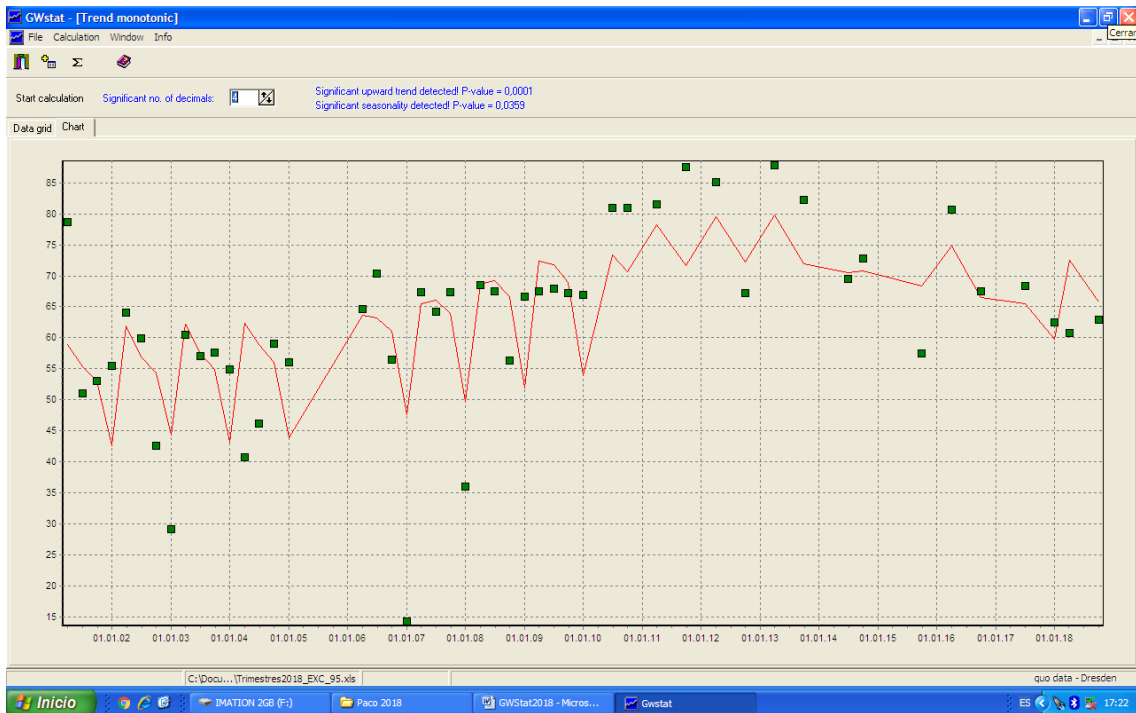
Consuegra-Villacañas (2007-2018)



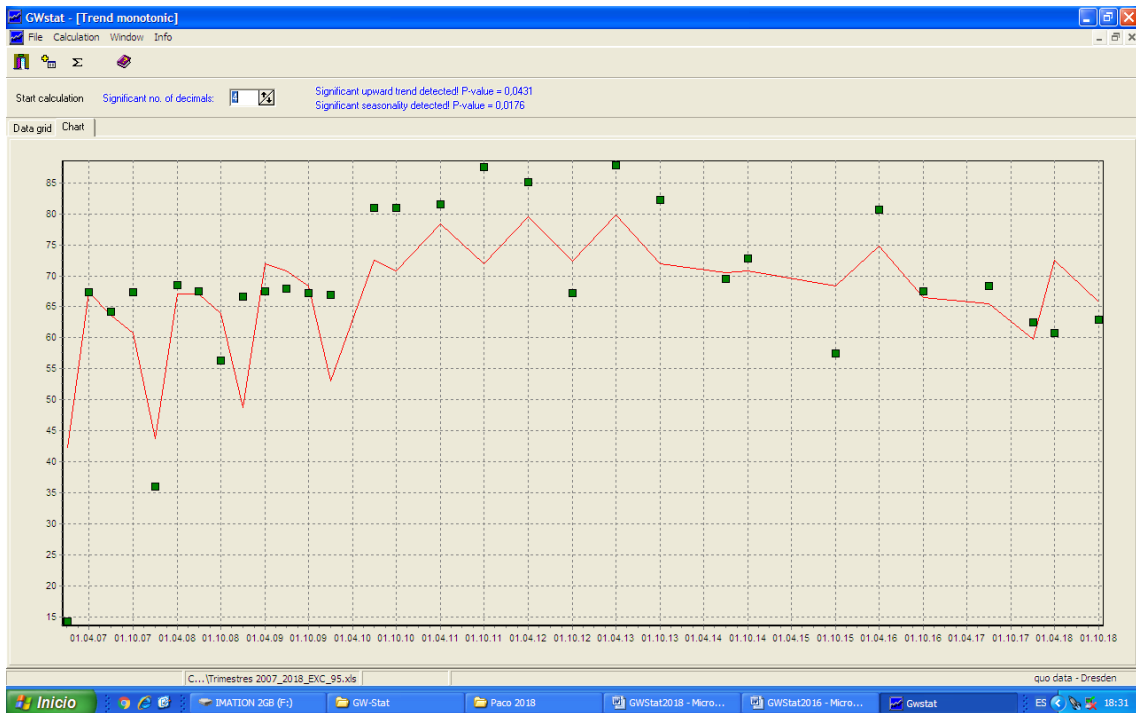
La Obispaía (2007-2018)



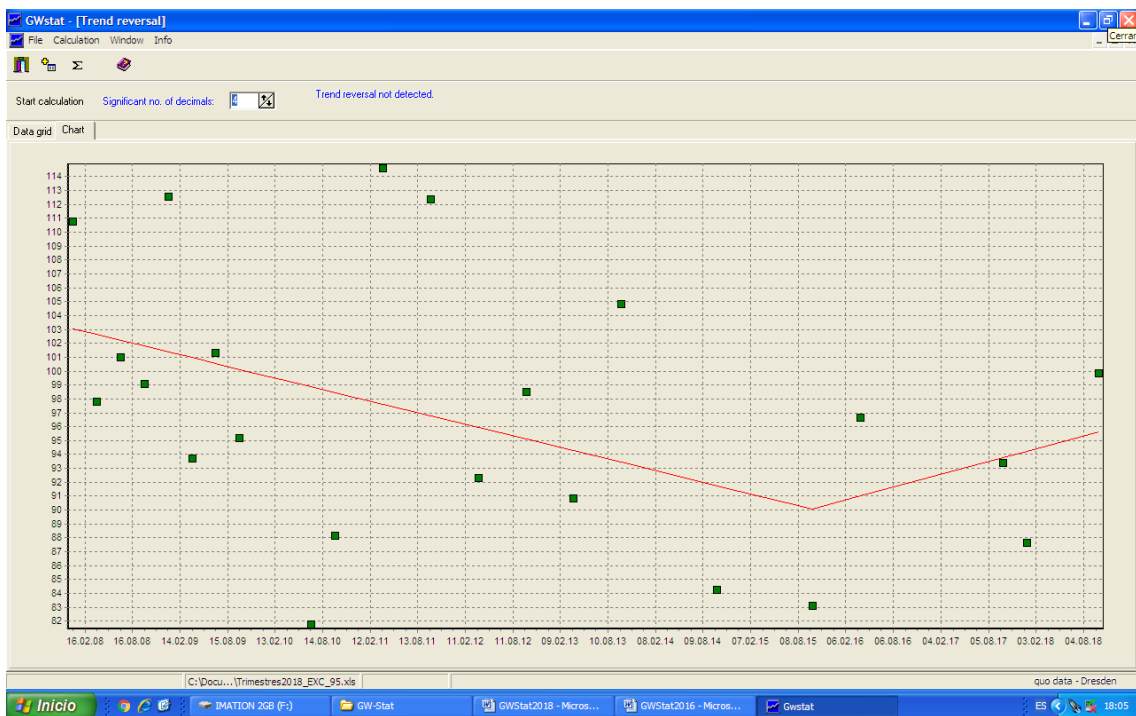
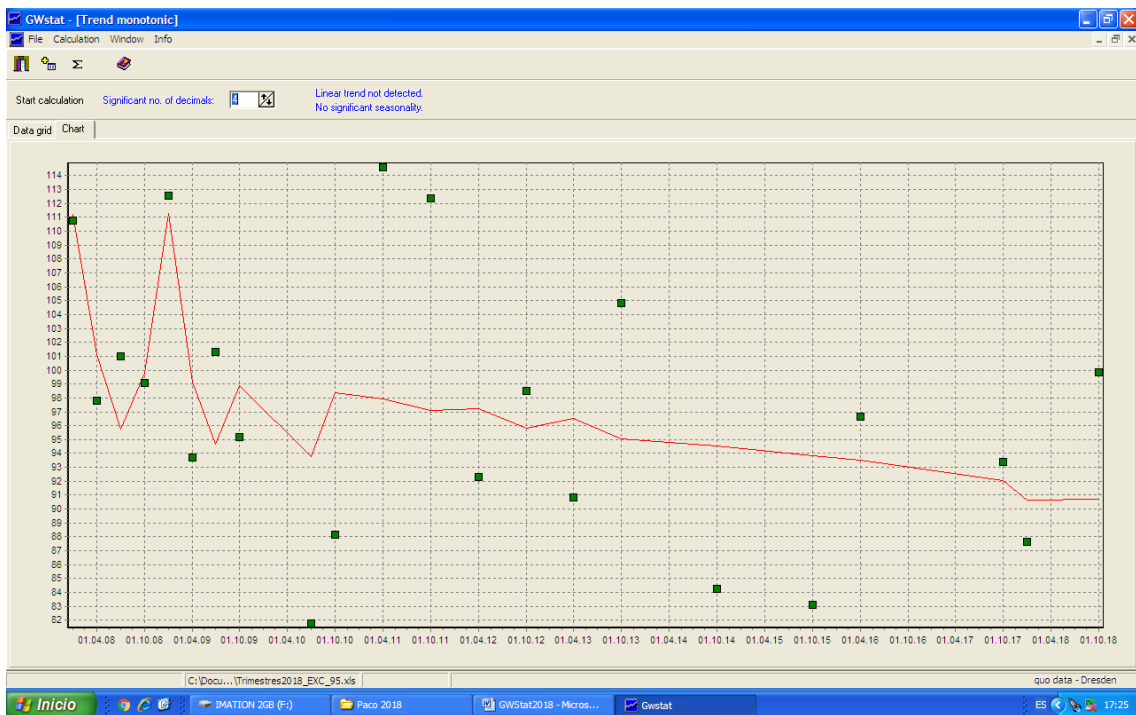
Lillo-Quintanar (2001-2018)



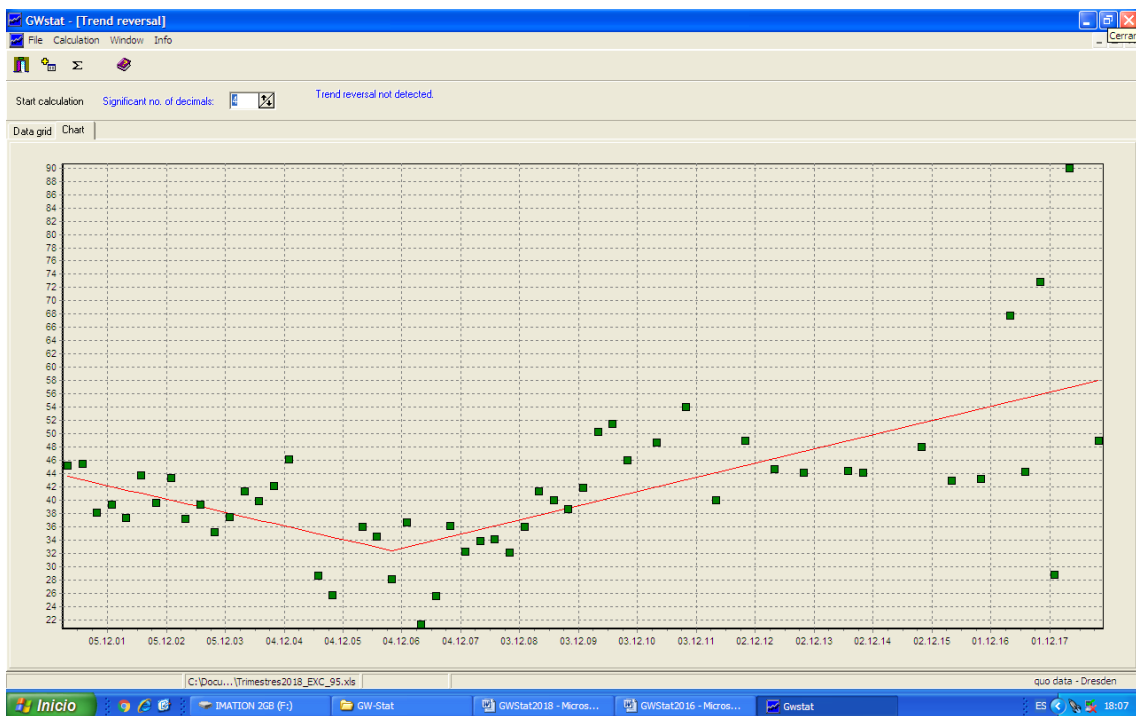
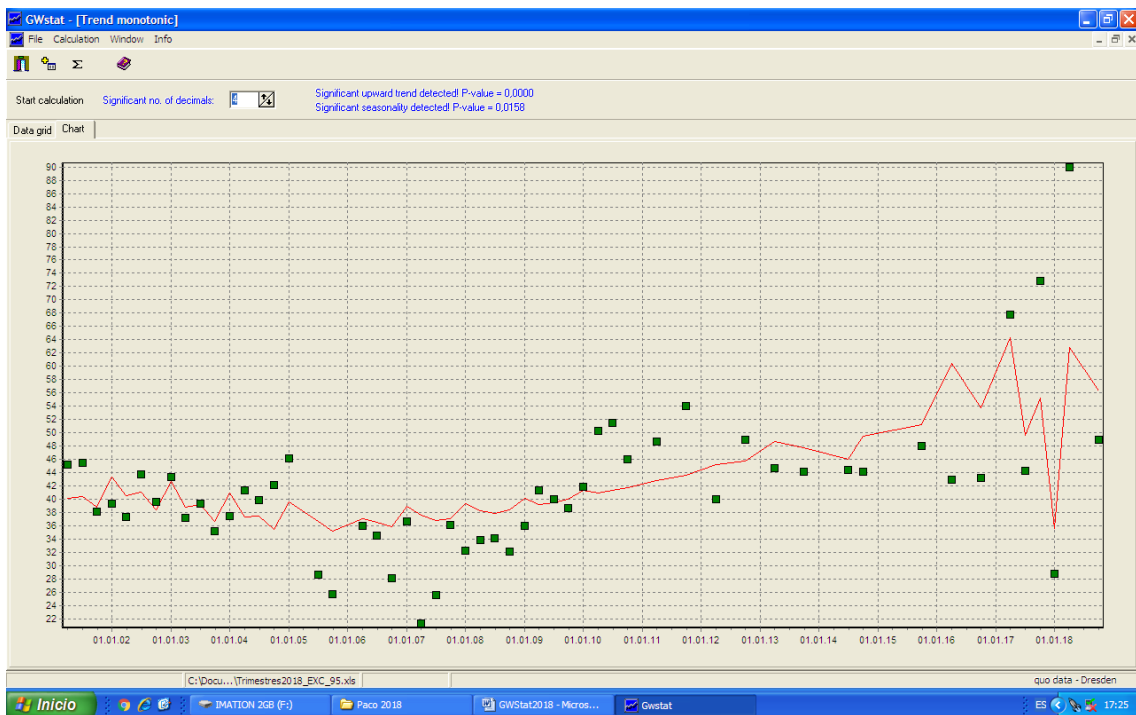
Lillo-Quintanar (2007-2018)



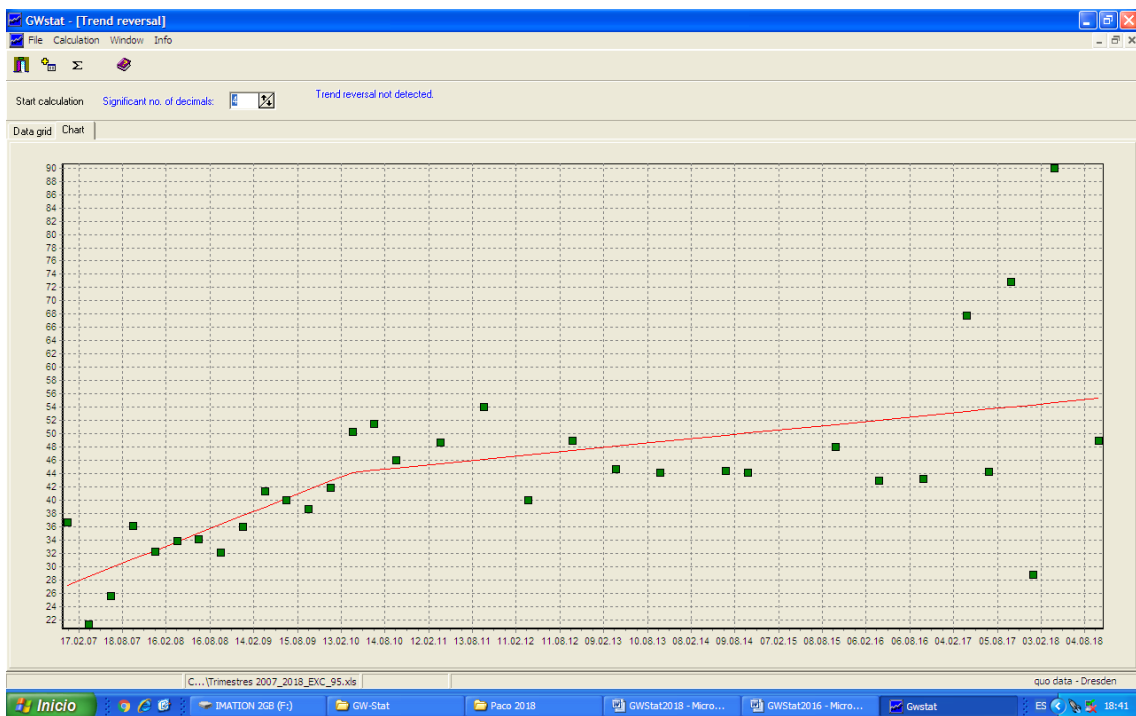
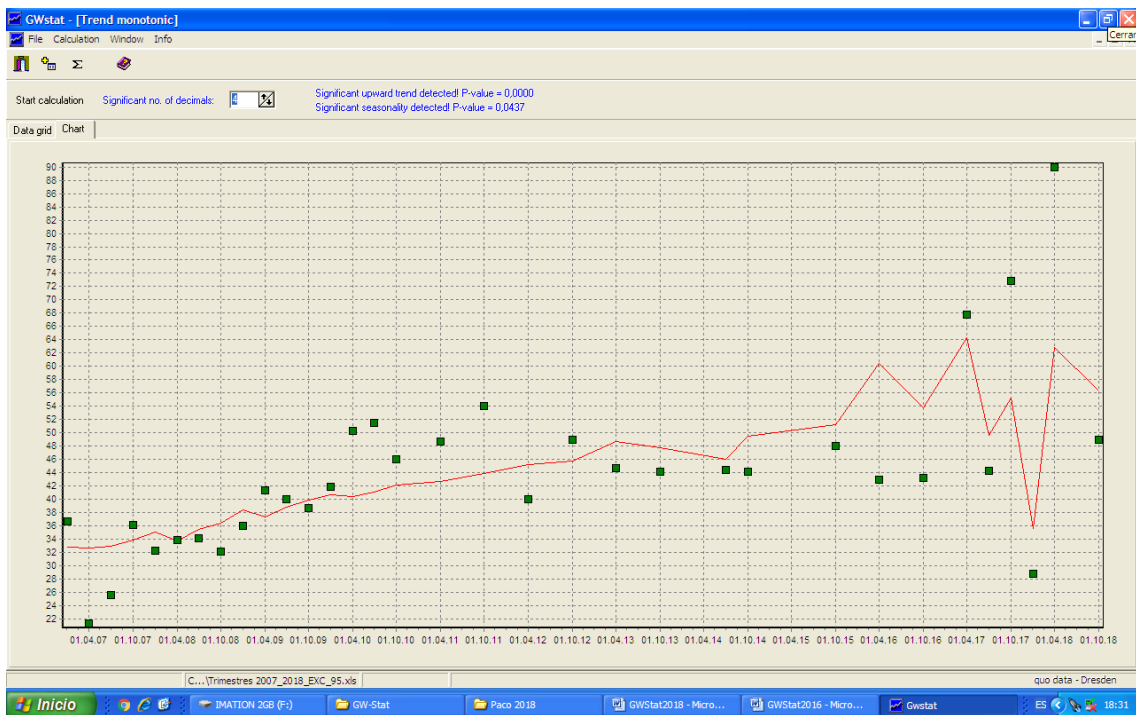
Los Pedroches (2007-2018)



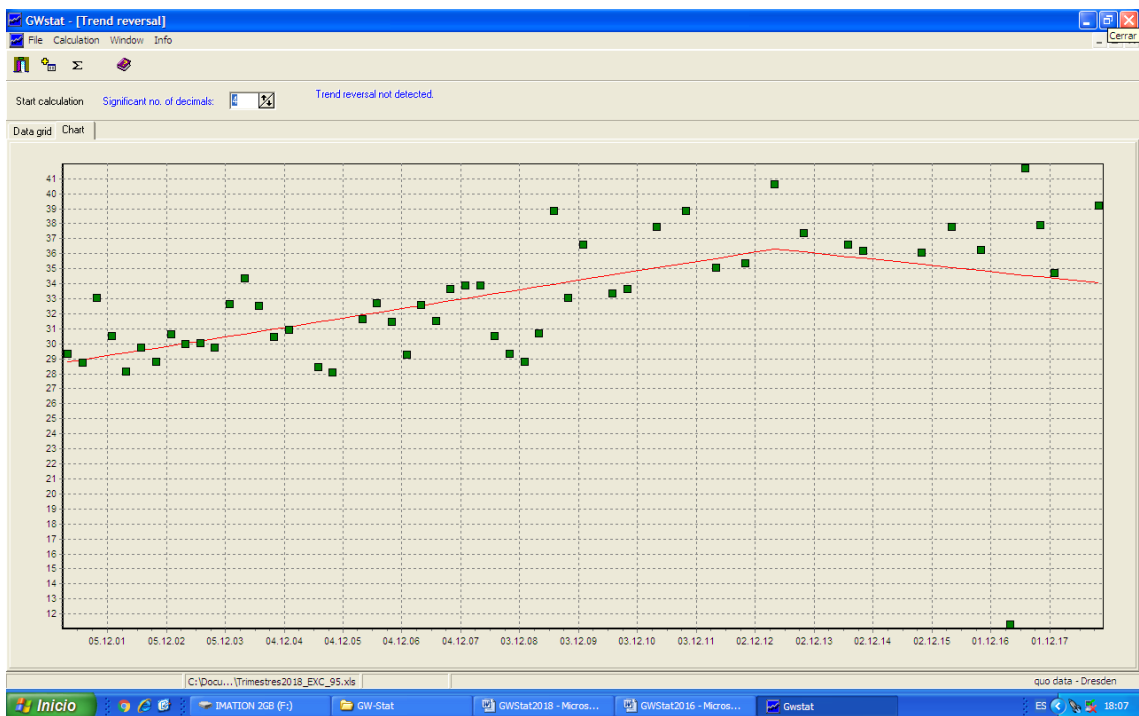
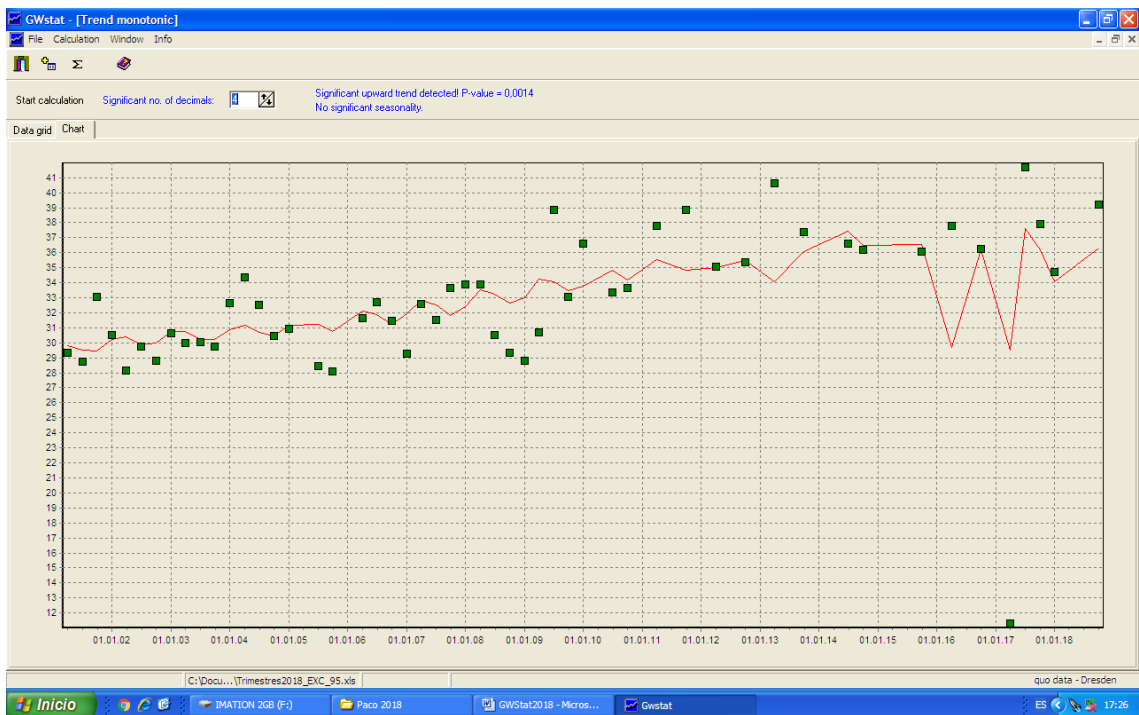
Mancha Occidental I (2001-2018)



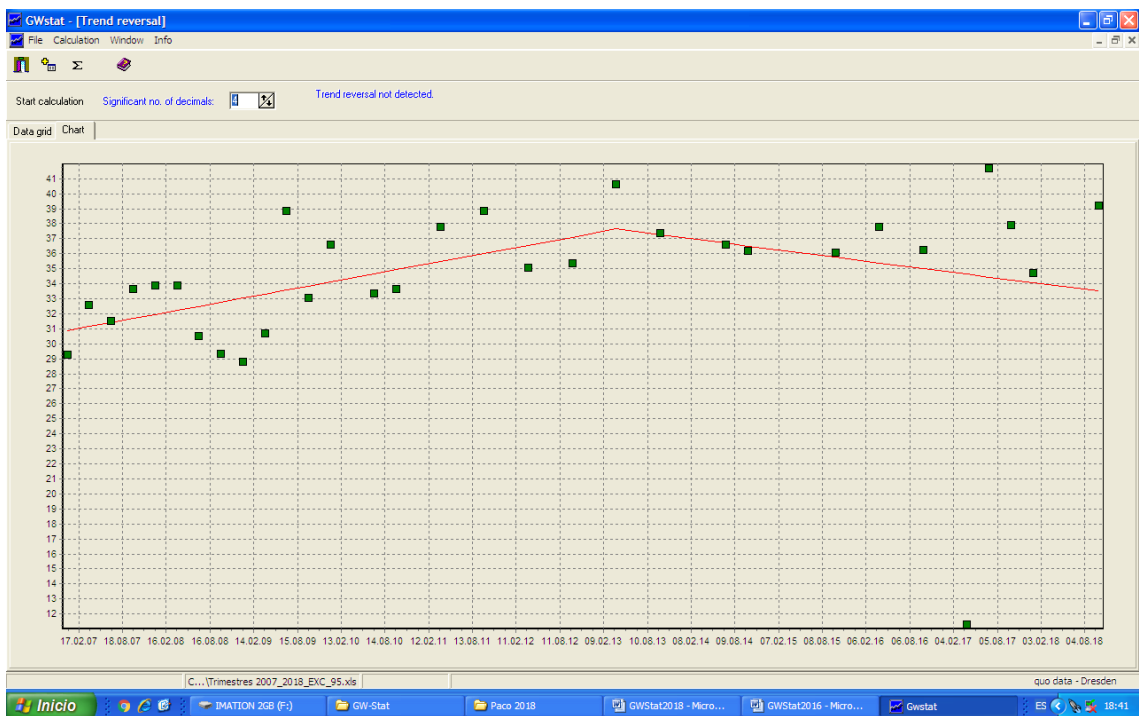
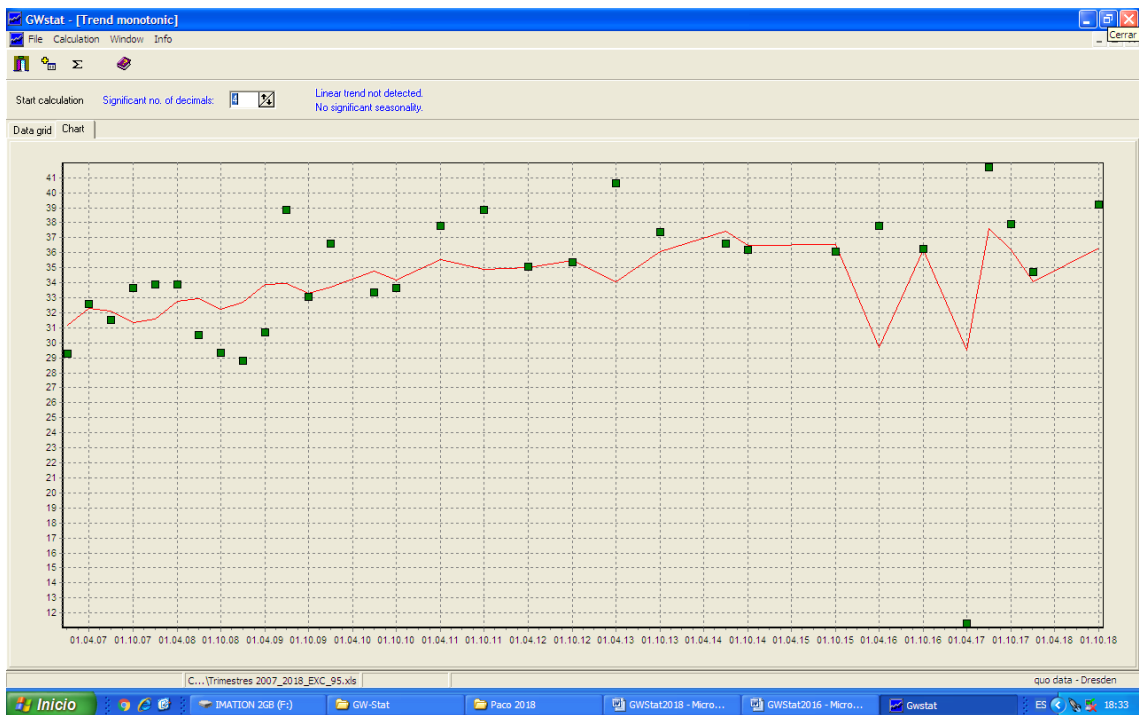
Mancha Occidental I (2007-2018)



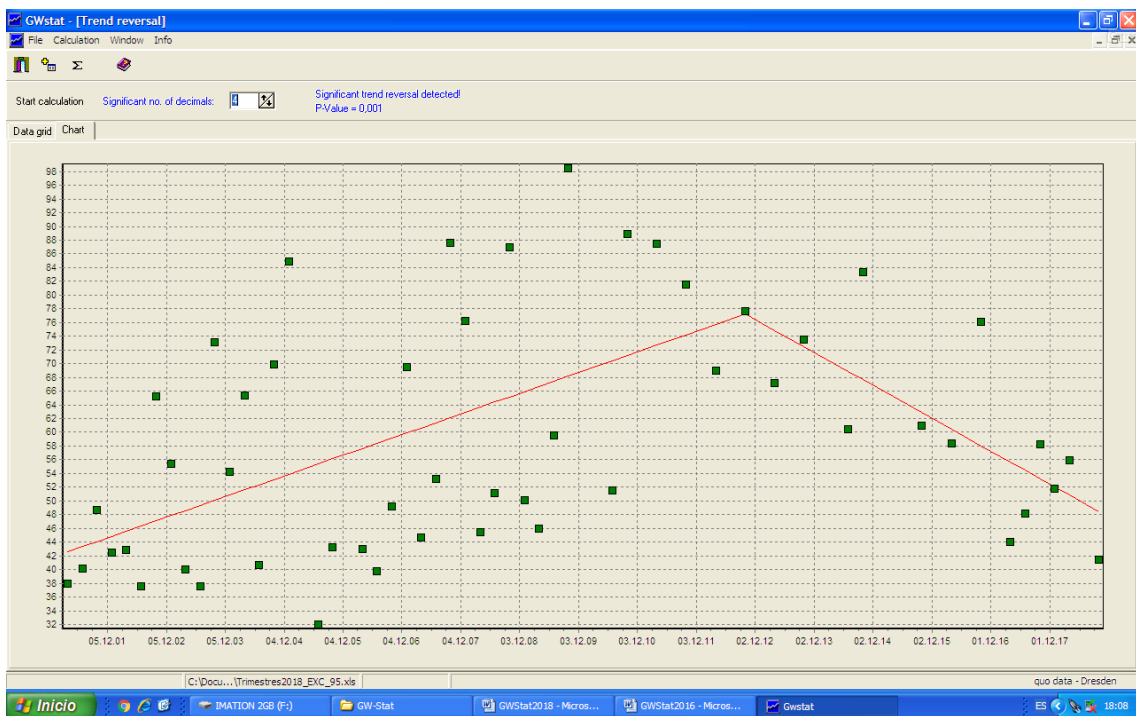
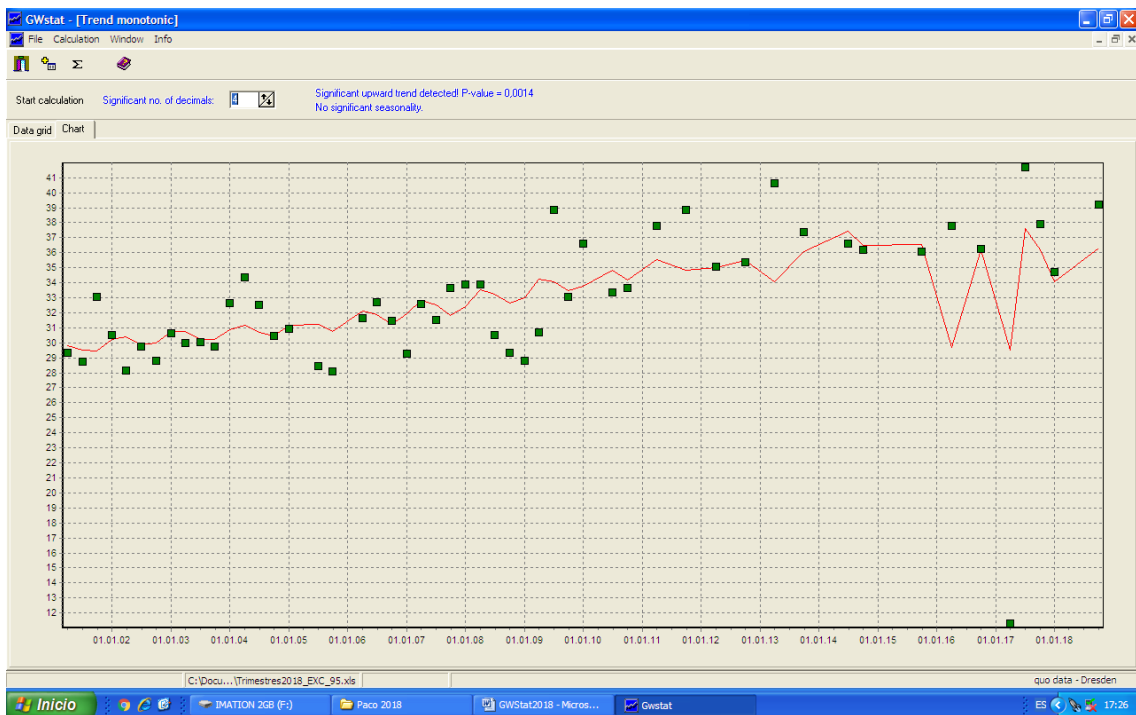
Mancha Occidental II (2001-2018)



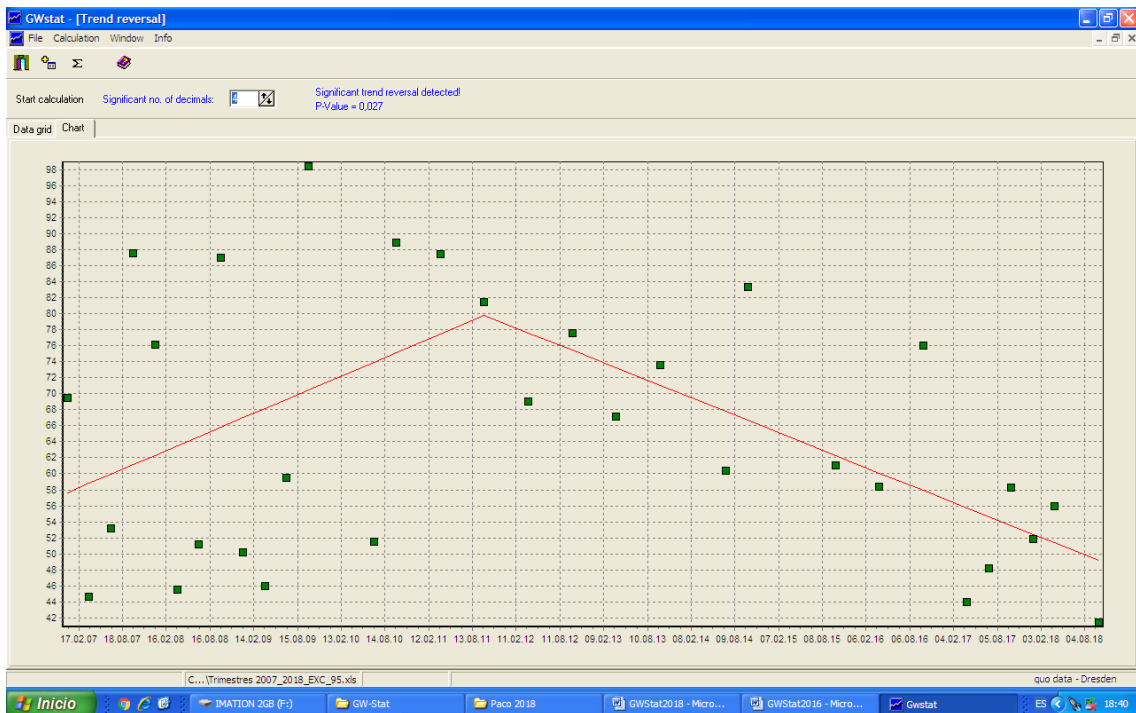
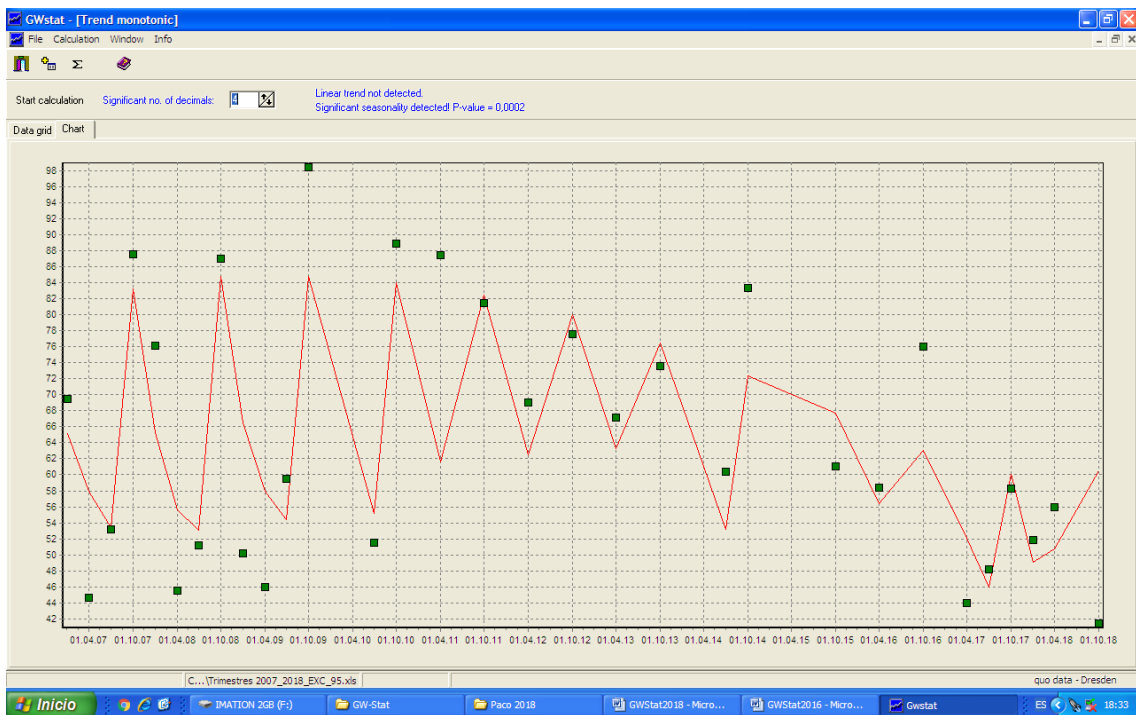
Mancha Occidental II (2007-2018)



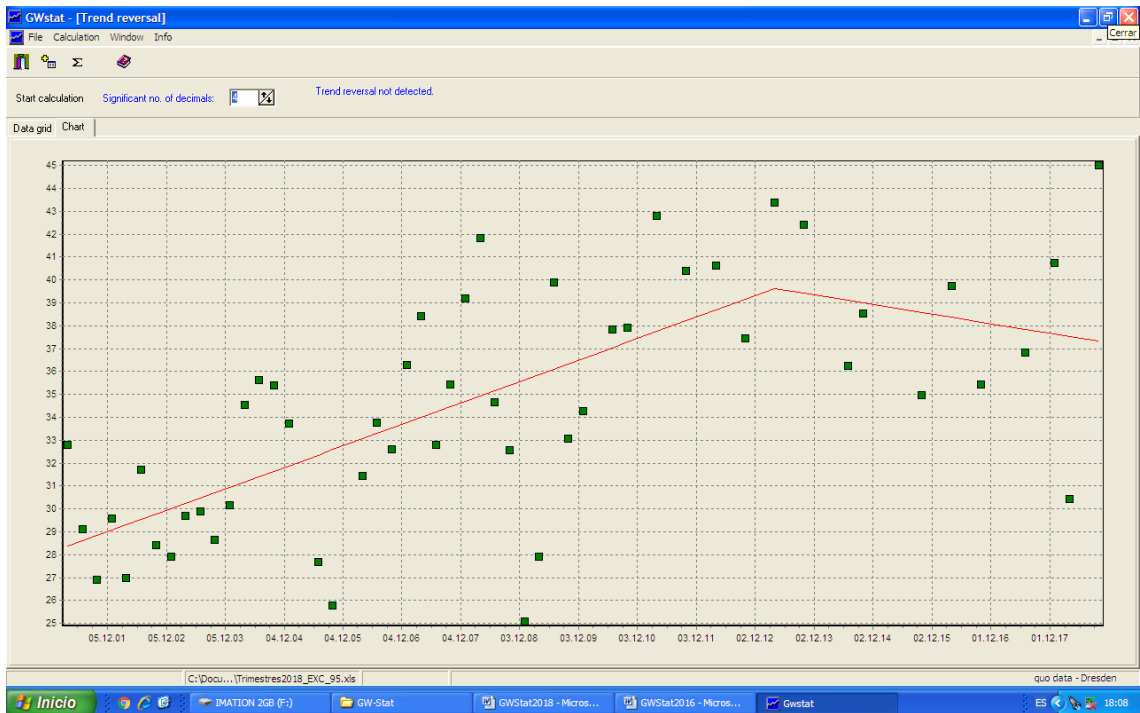
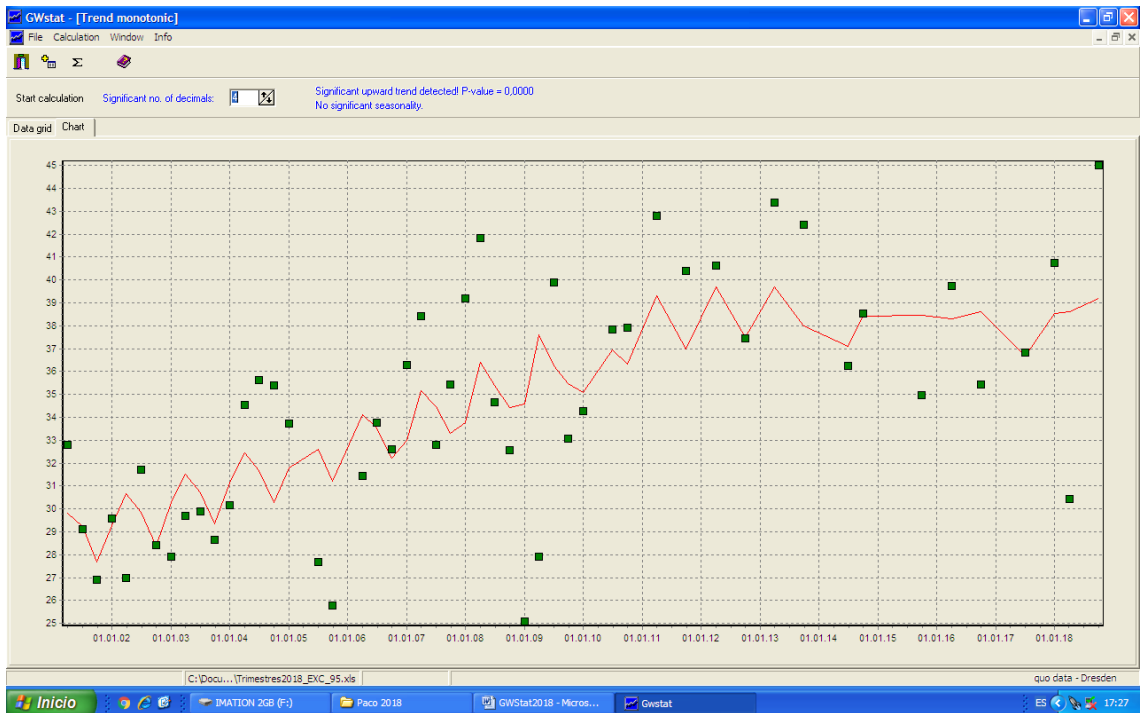
Rus-Valdelobos (2001-2018)



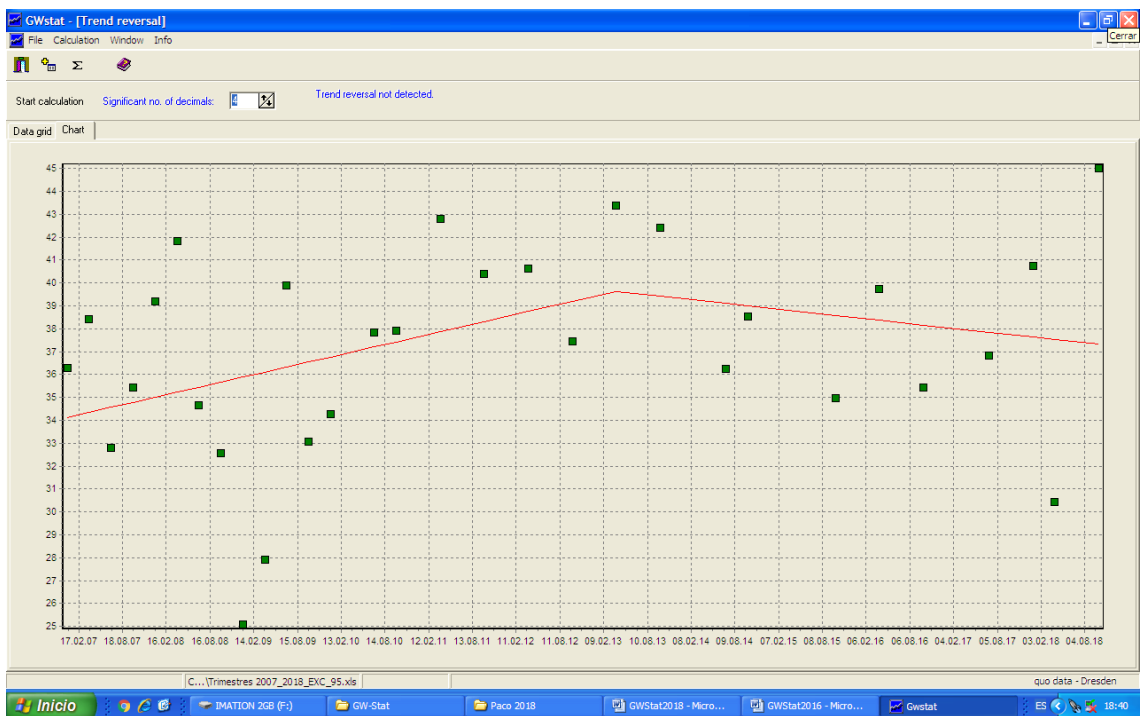
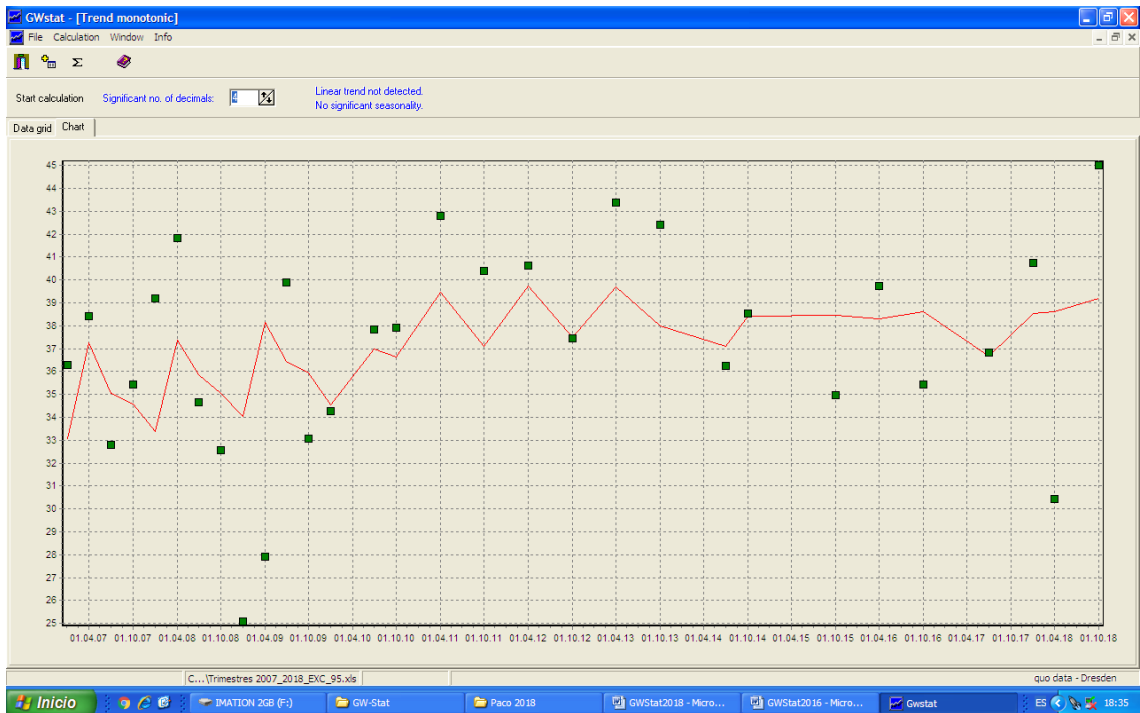
Rus-Valdelobos (2007-2018)



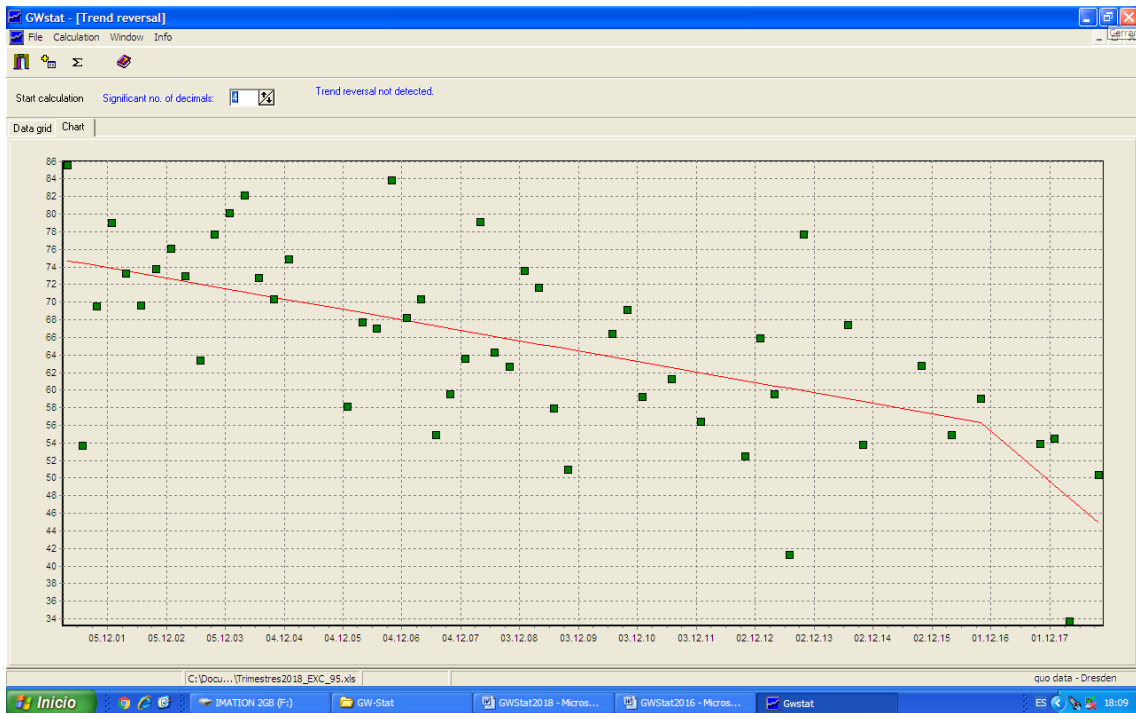
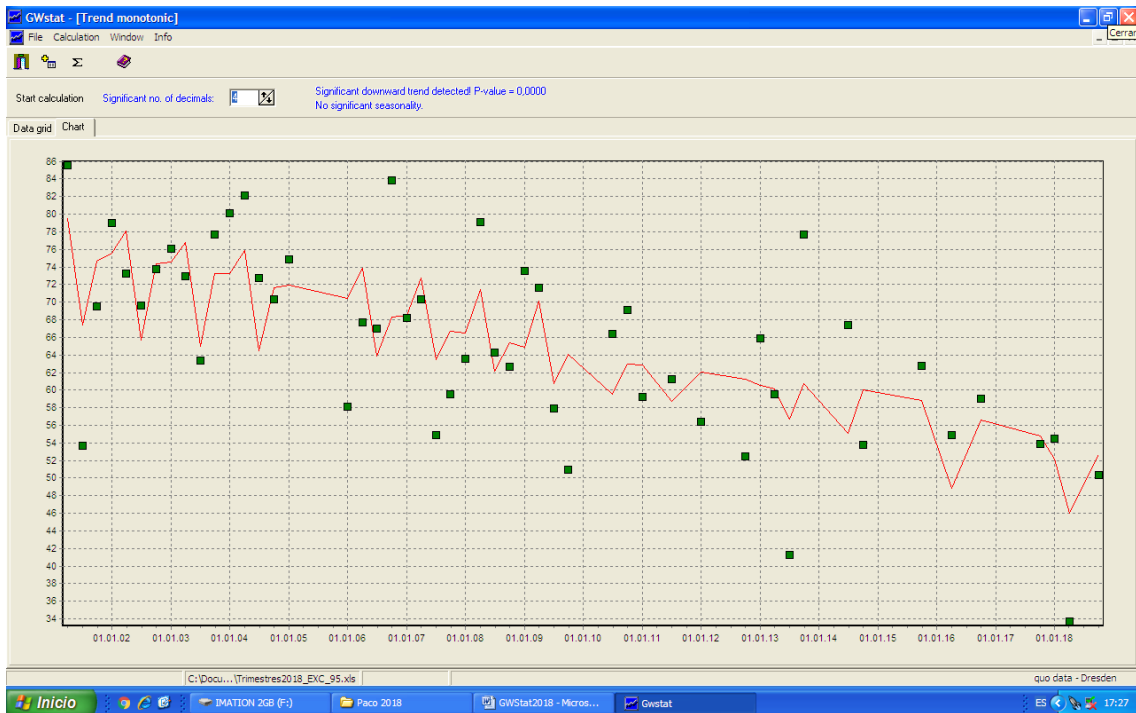
Sierra de Altomira (2001-2018)



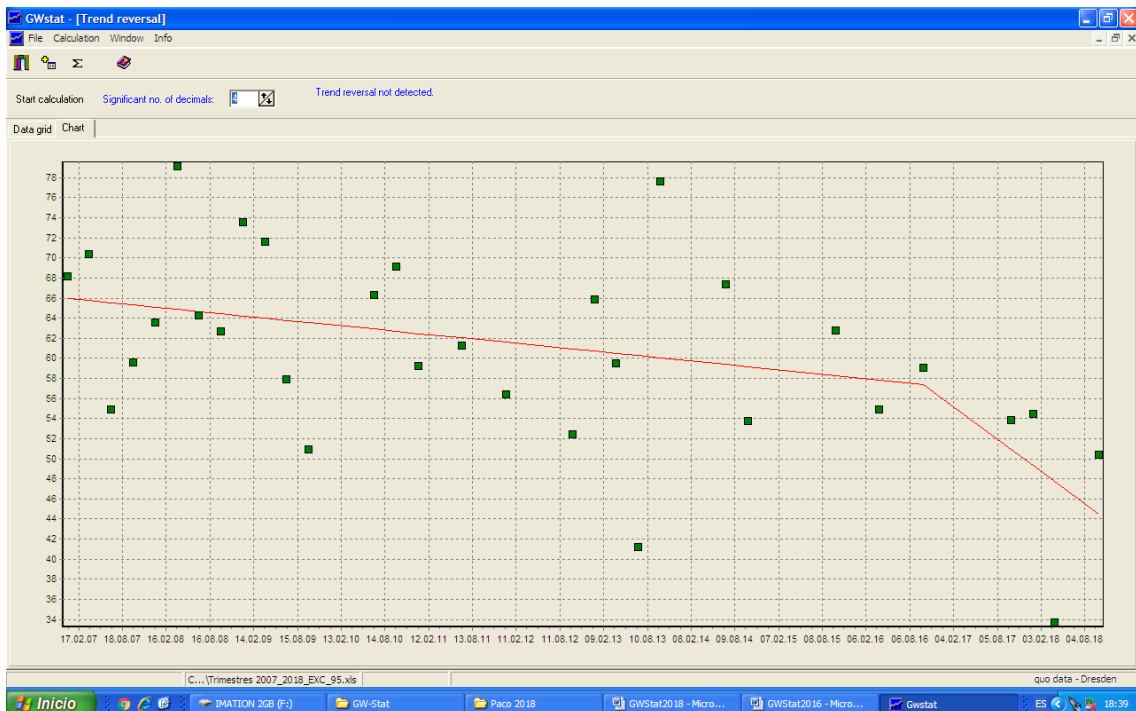
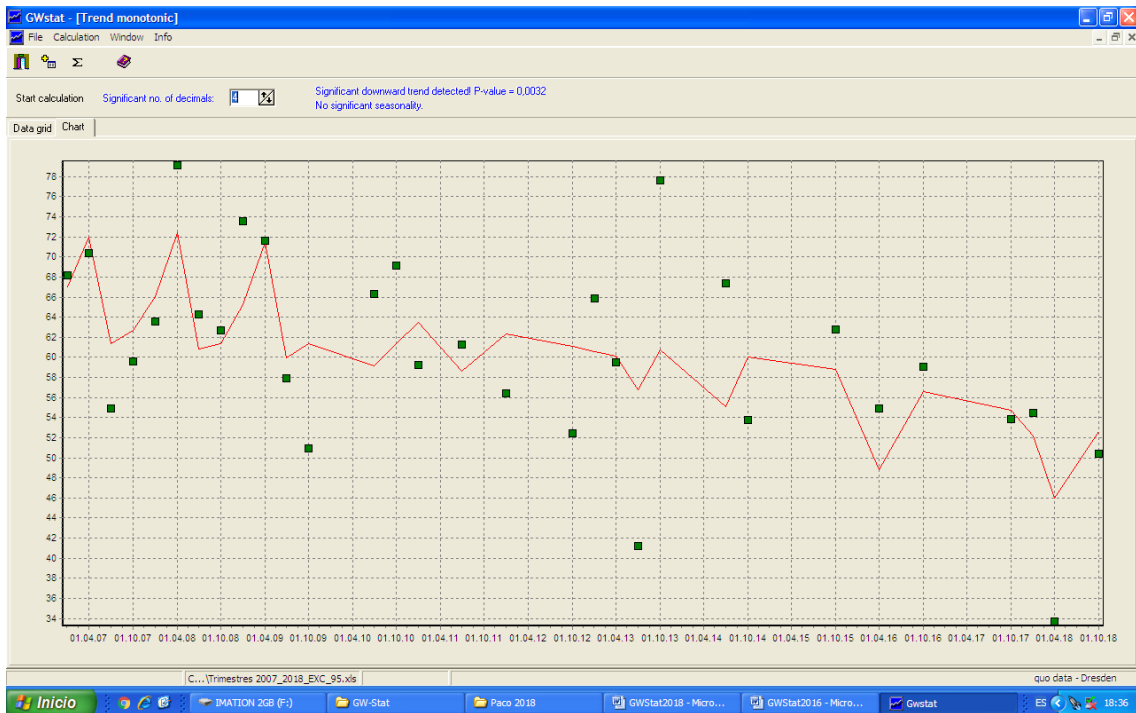
Sierra de Altomira (2007-2018)



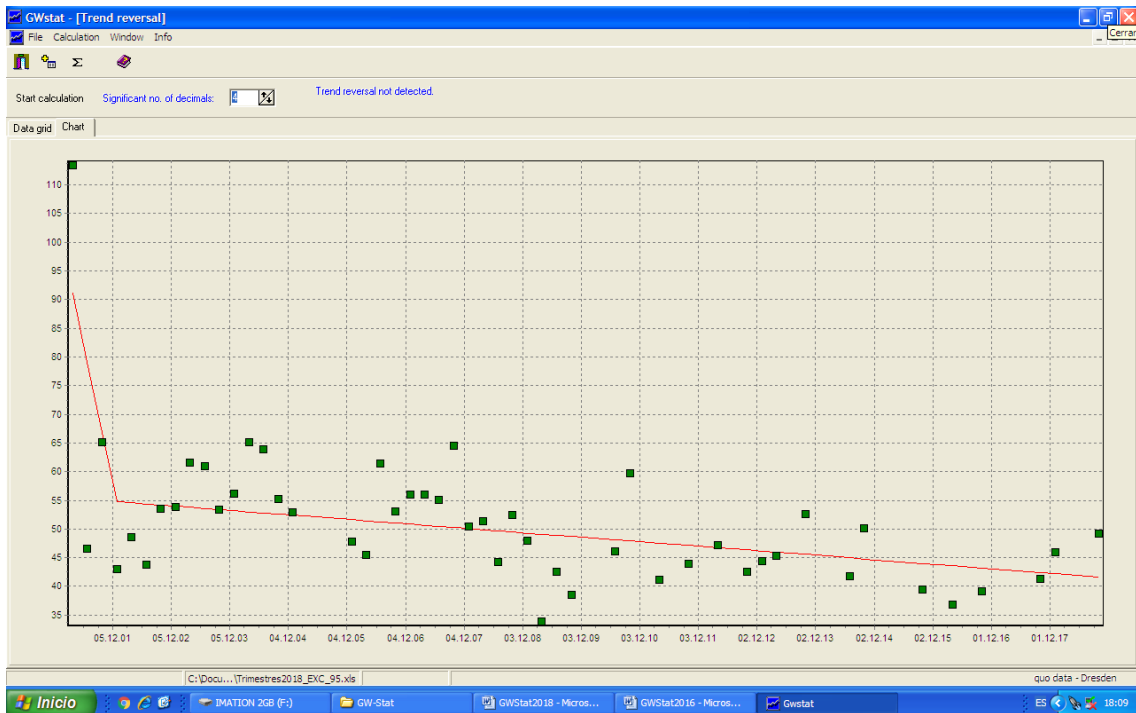
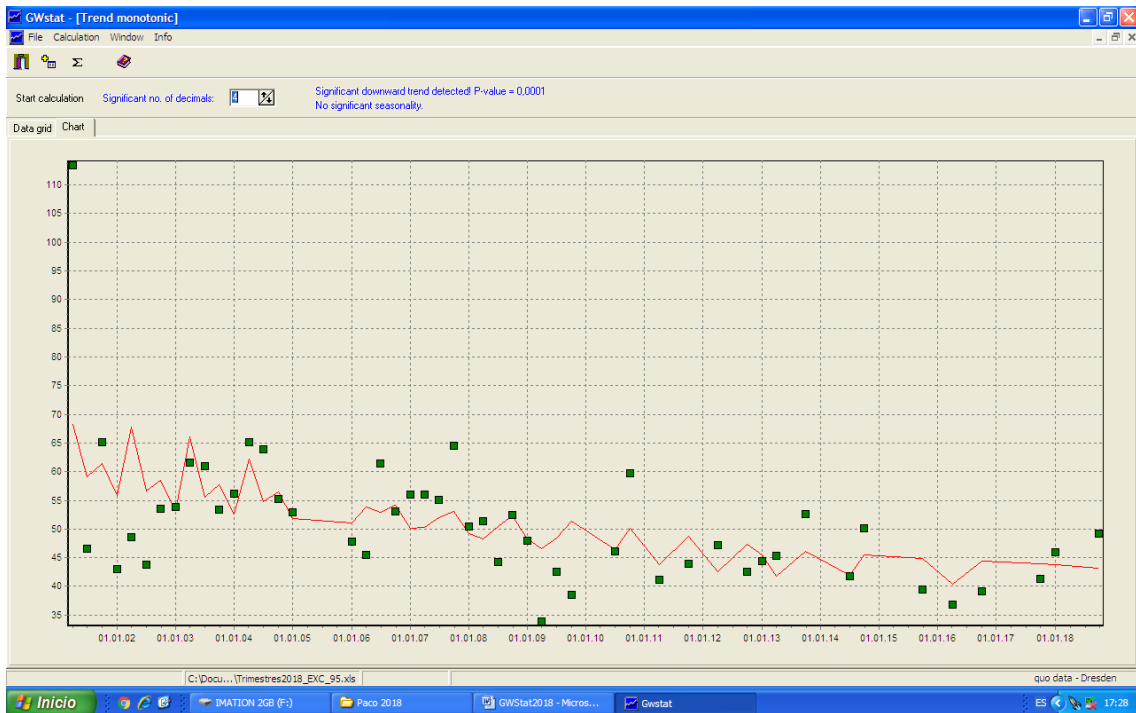
Tierra de Barros (2001-2018)



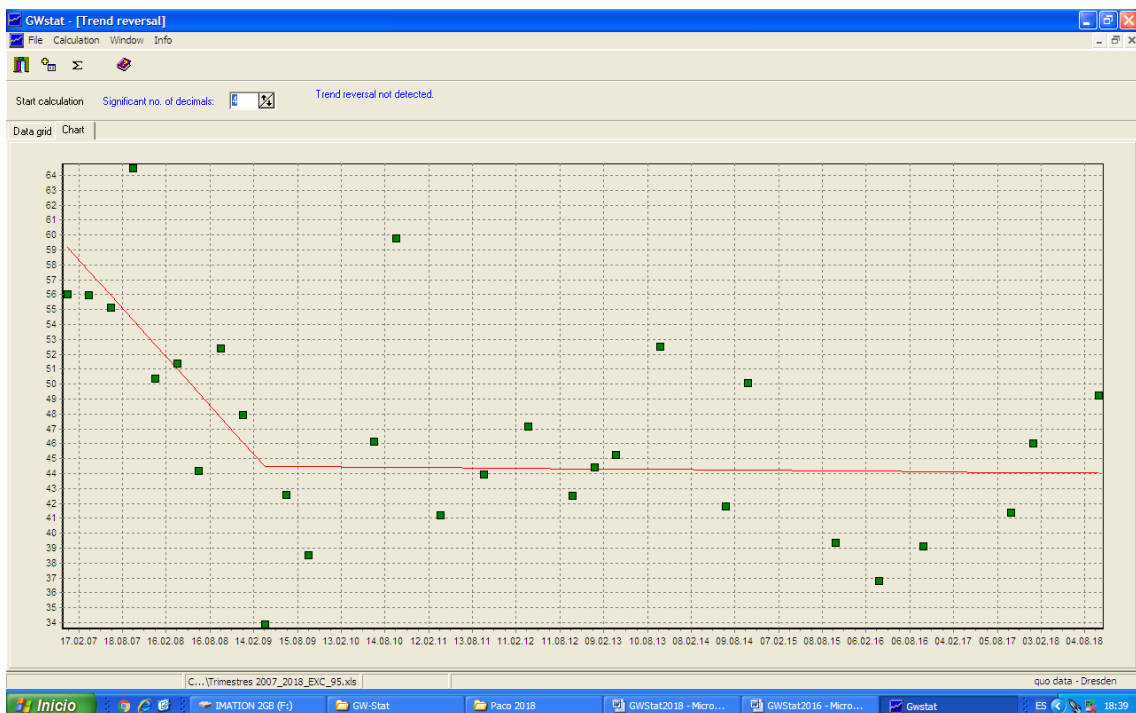
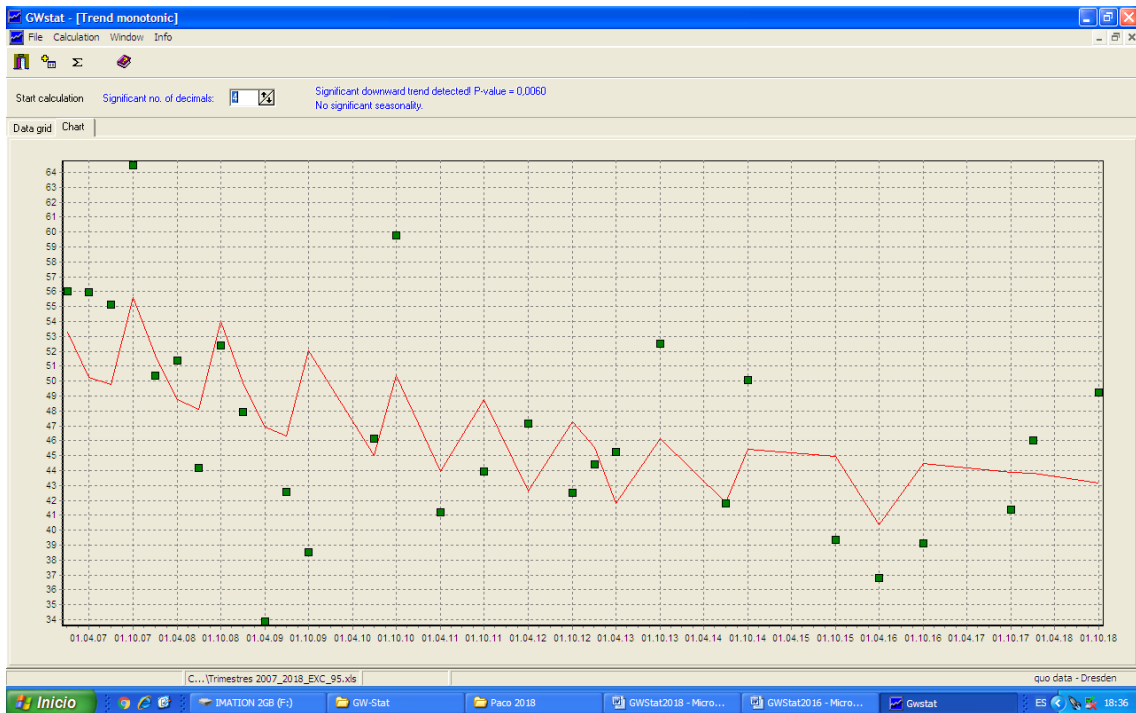
Tierra de Barros (2007-2018)



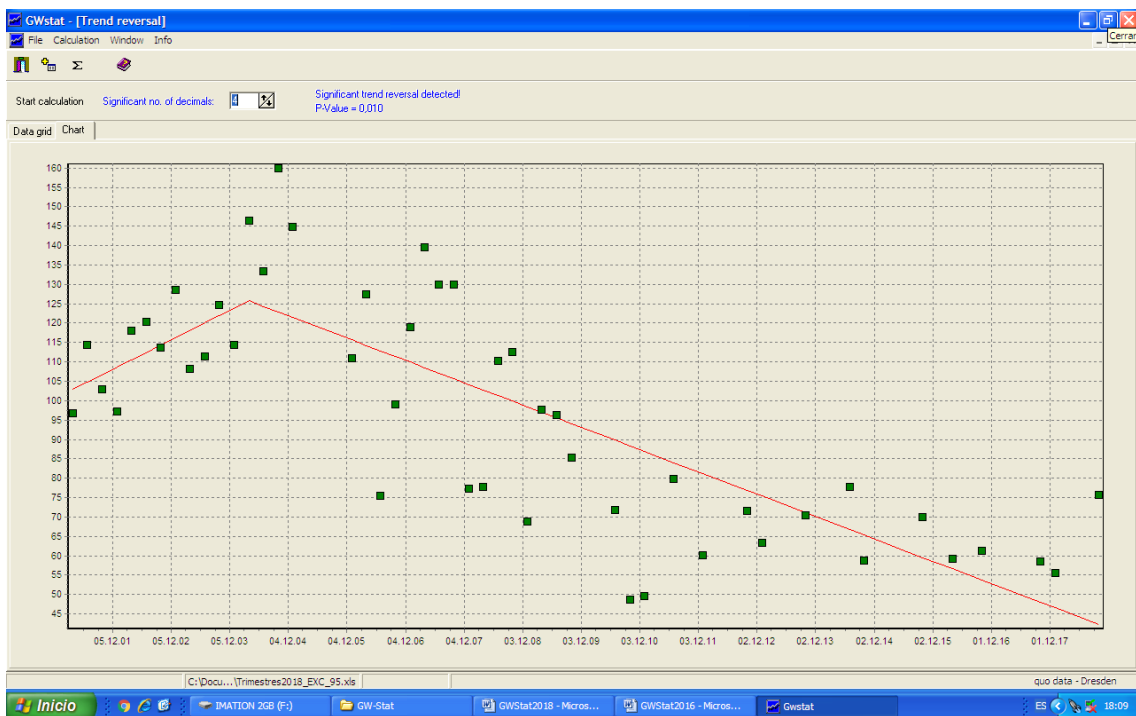
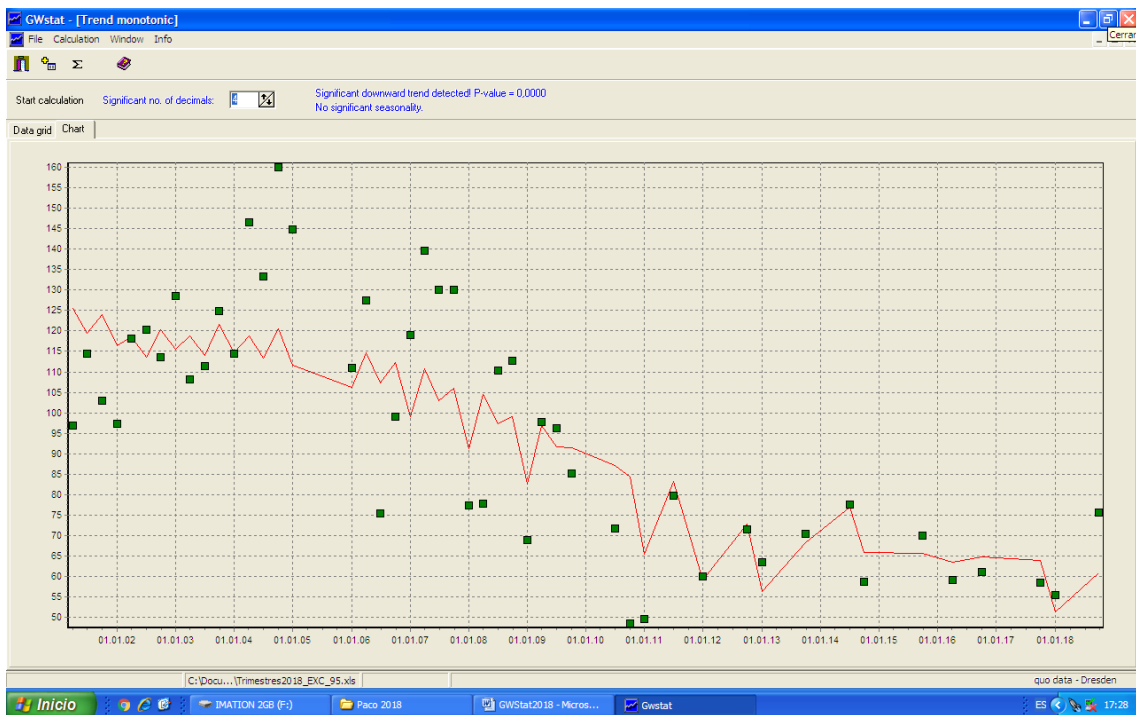
Vegas Altas (2001-2018)



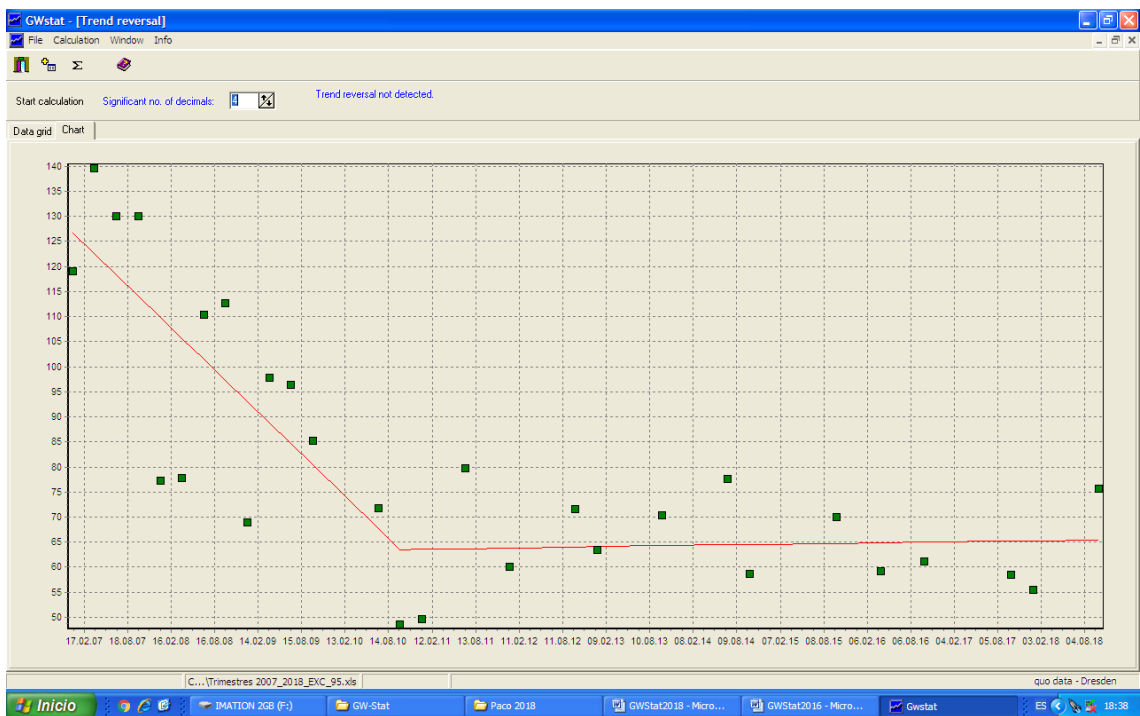
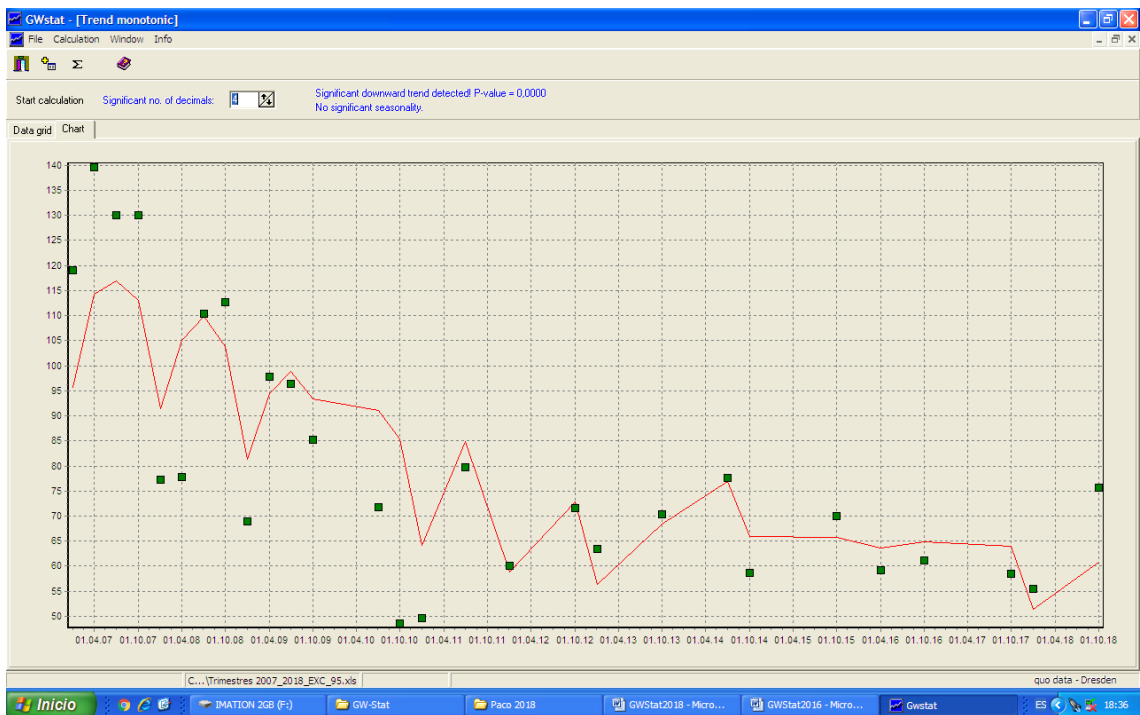
Vegas Altas (2007-2018)



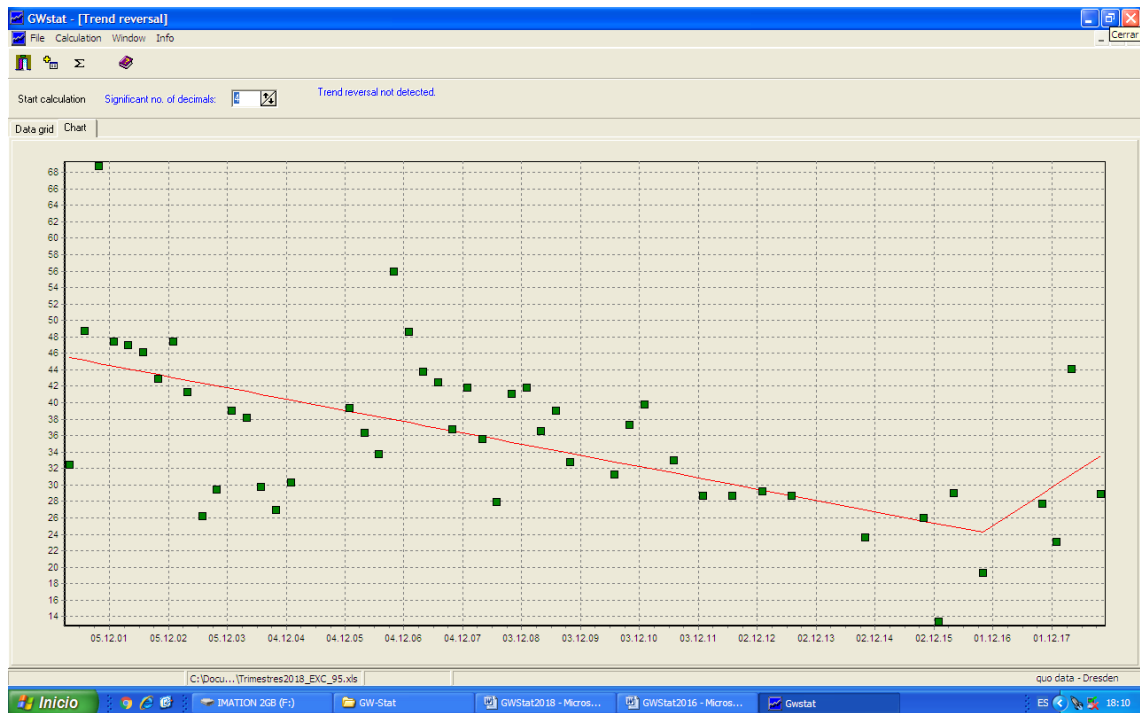
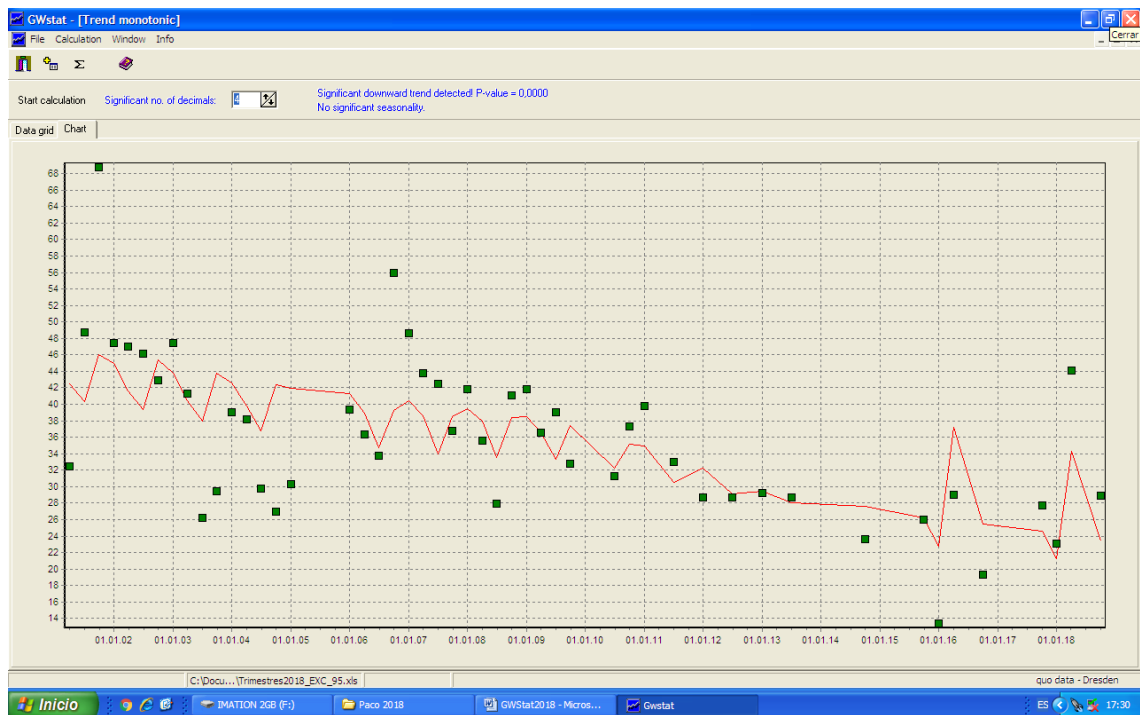
Vegas Bajas (2001-2018)



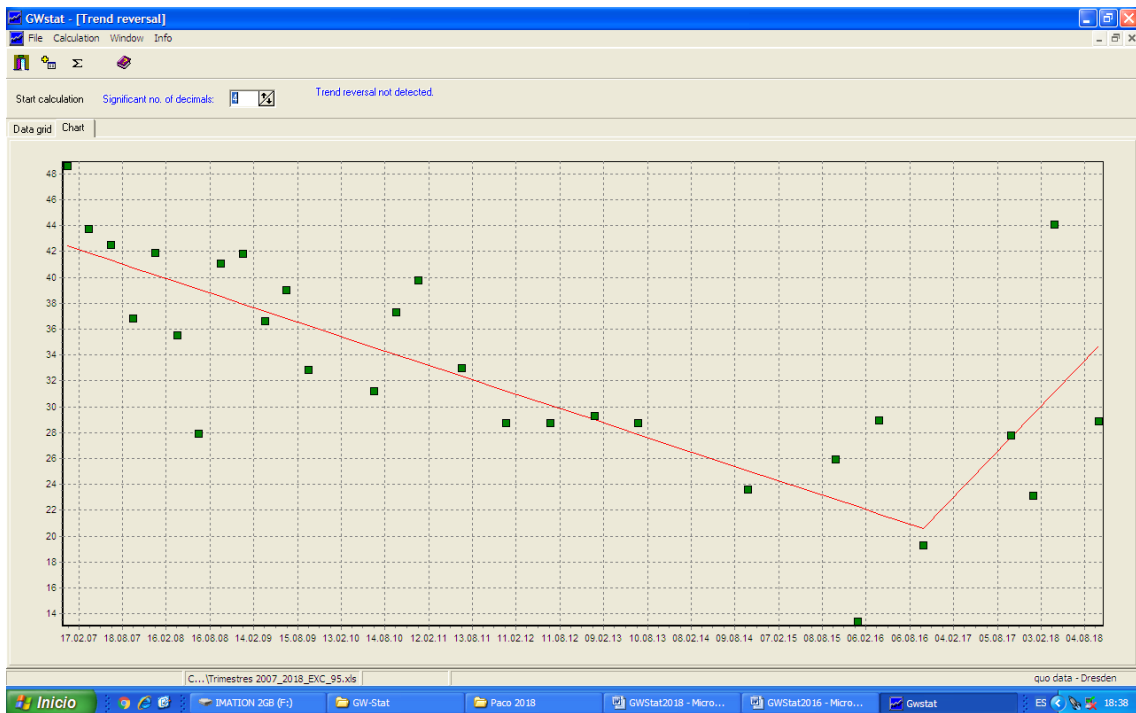
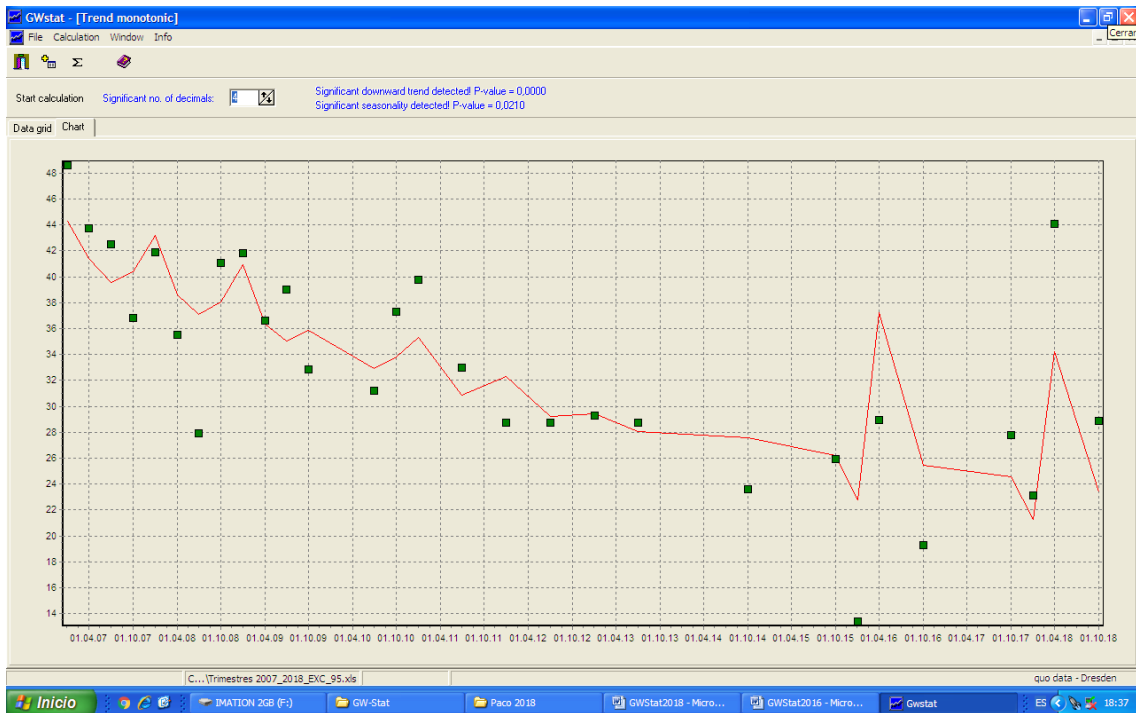
Vegas Bajas (2007-2018)



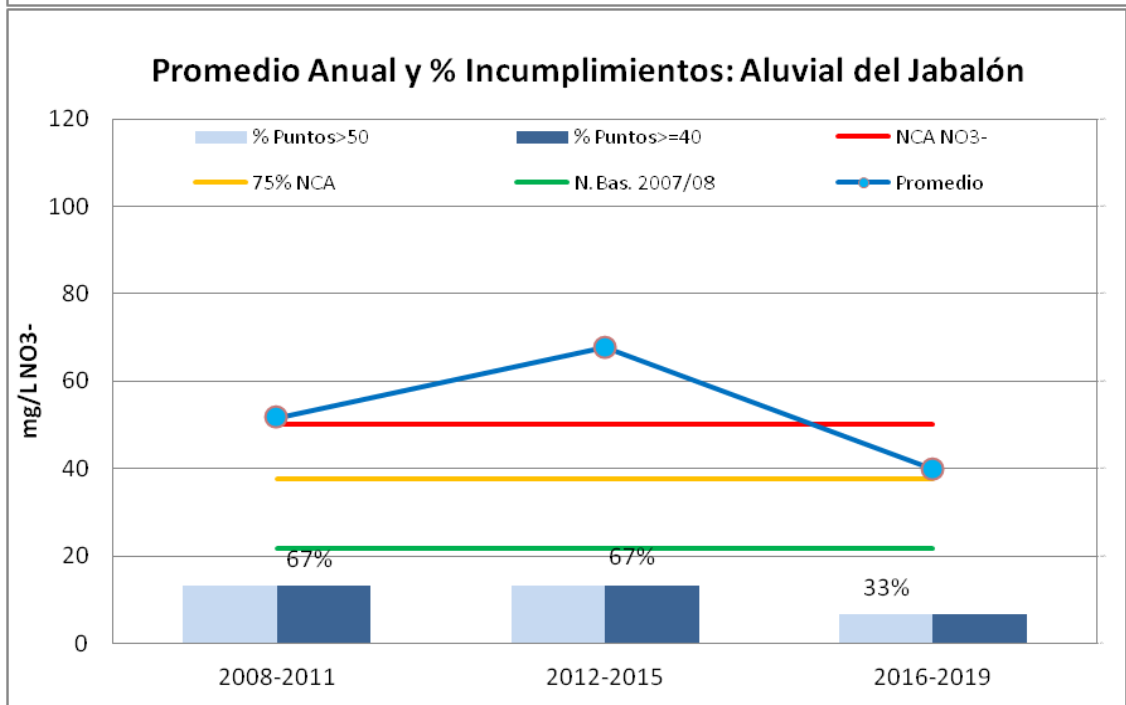
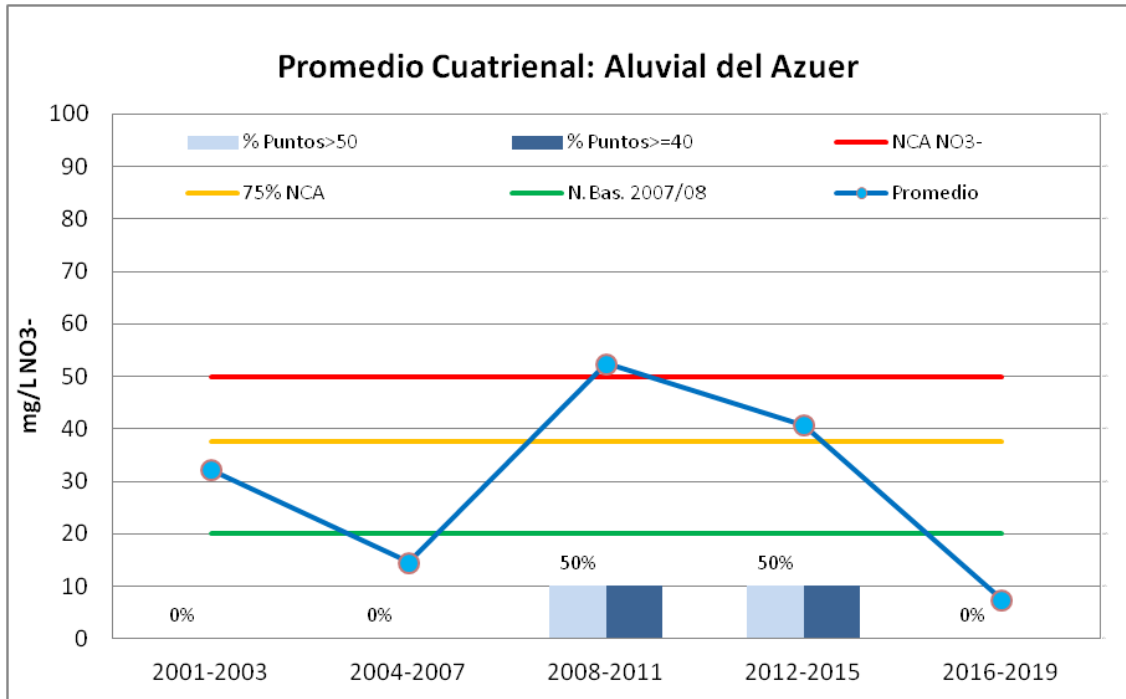
Zafra-Olivenza (2001-2018)

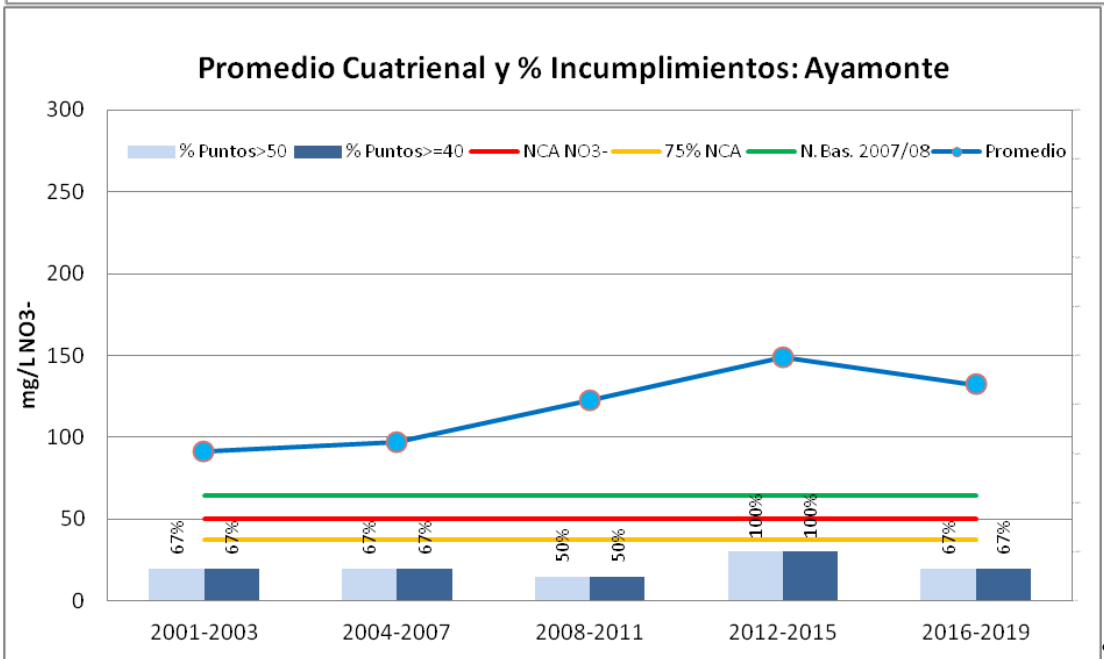
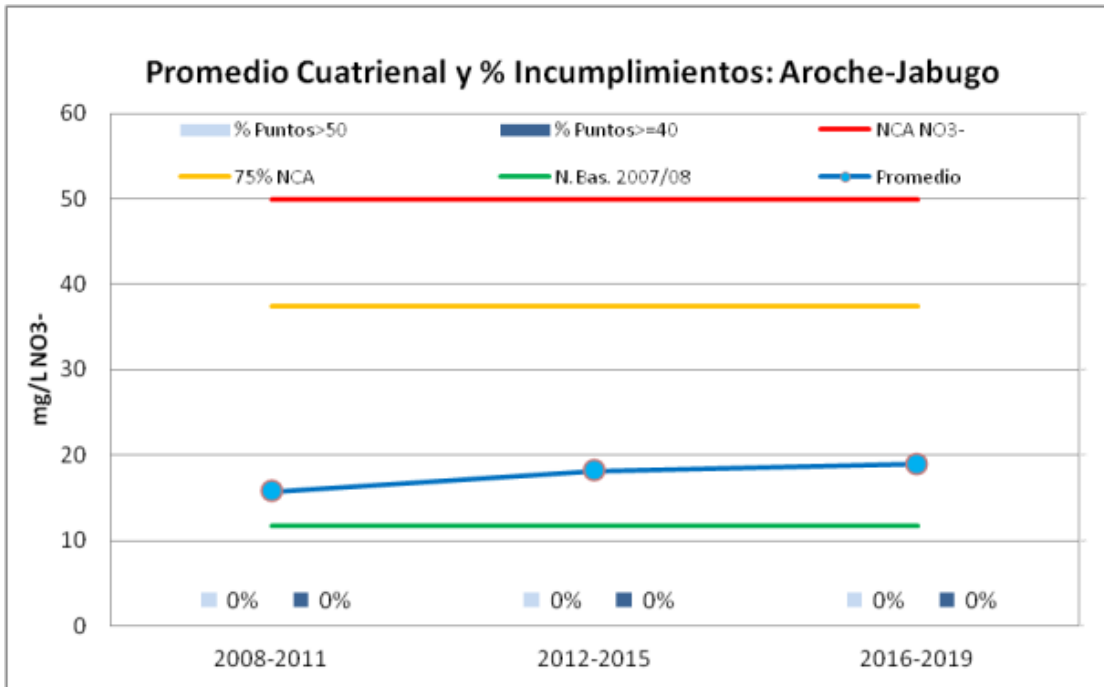


Zafra-Olivenza (2007-2018)

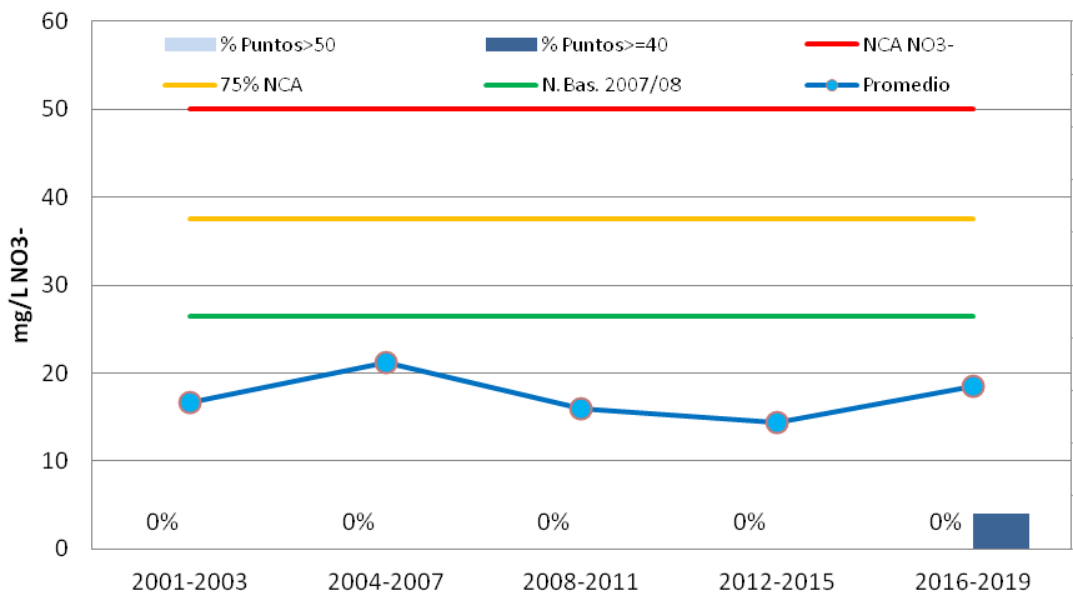


ANEJO 4. AGREGACIÓN CUATRIENAL DE DATOS

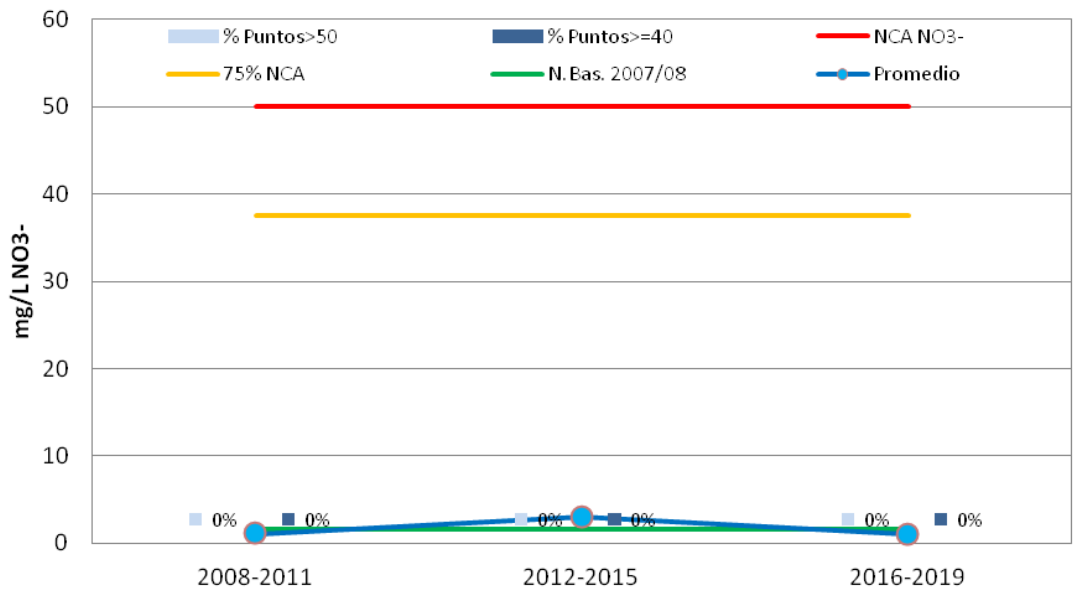


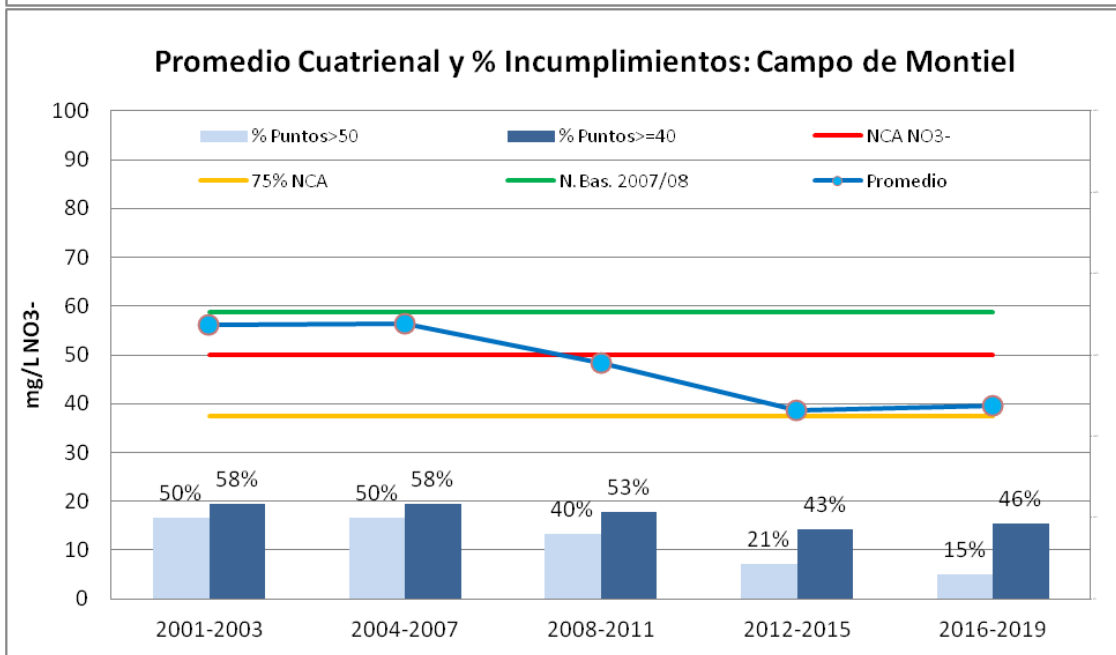
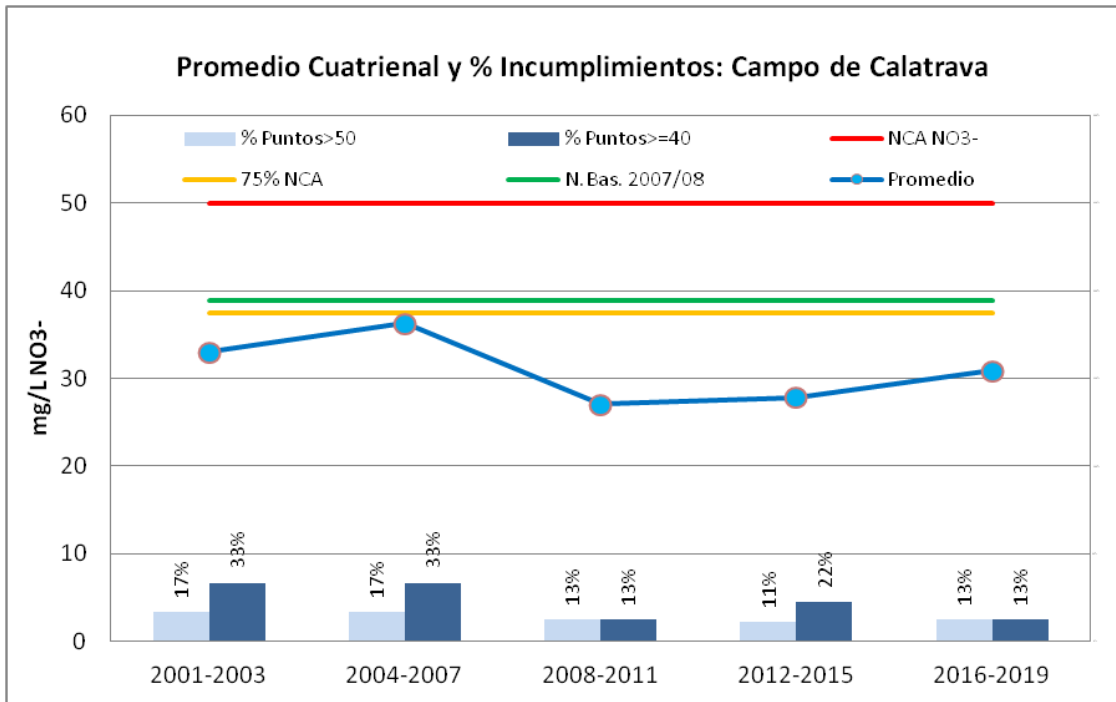


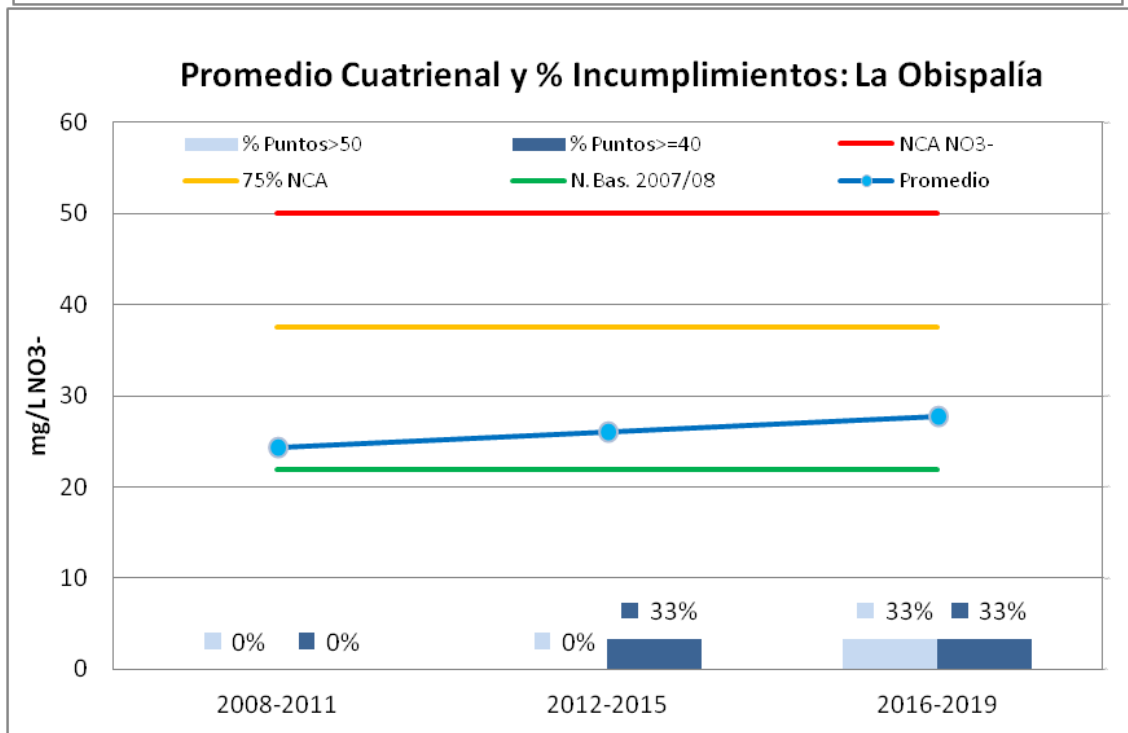
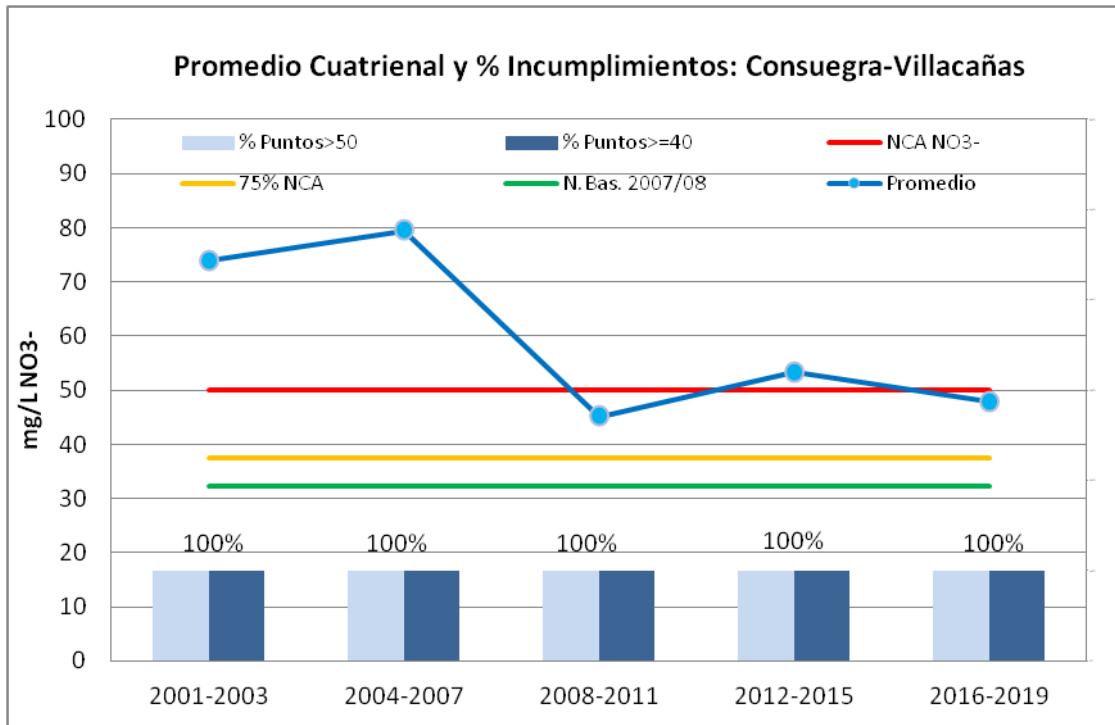
Promedio Cuatrienal y % Incumplimientos: Bullaque

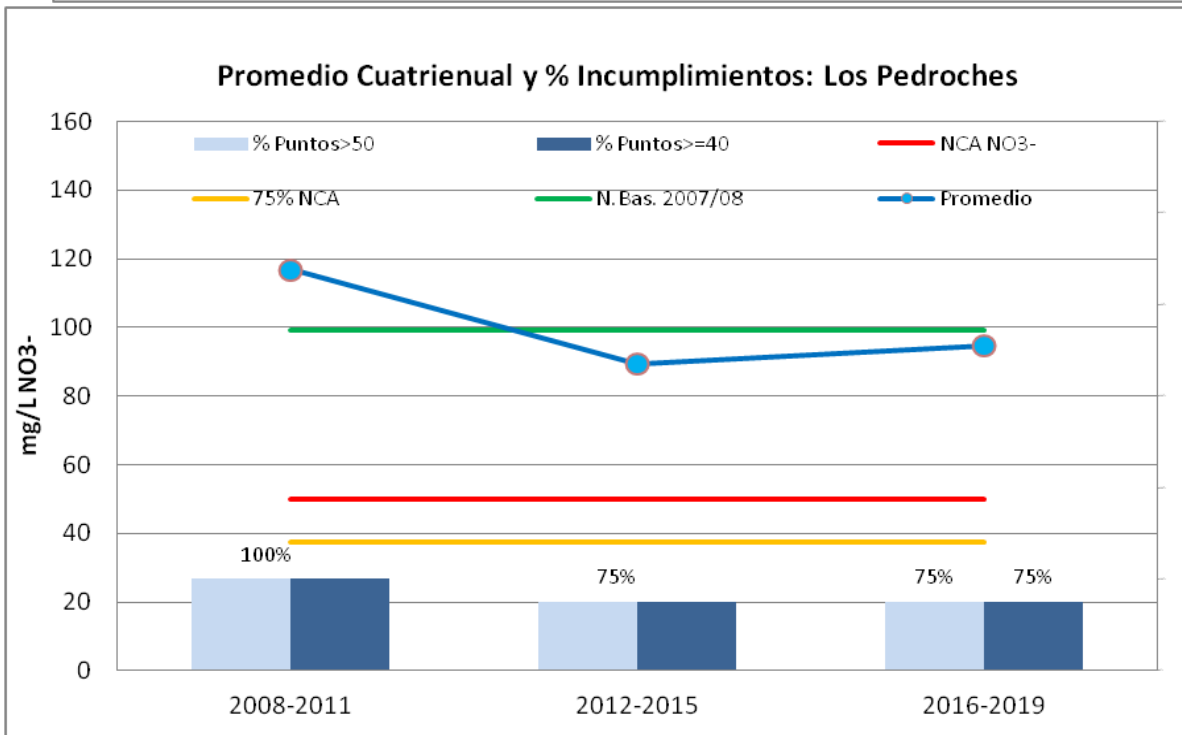
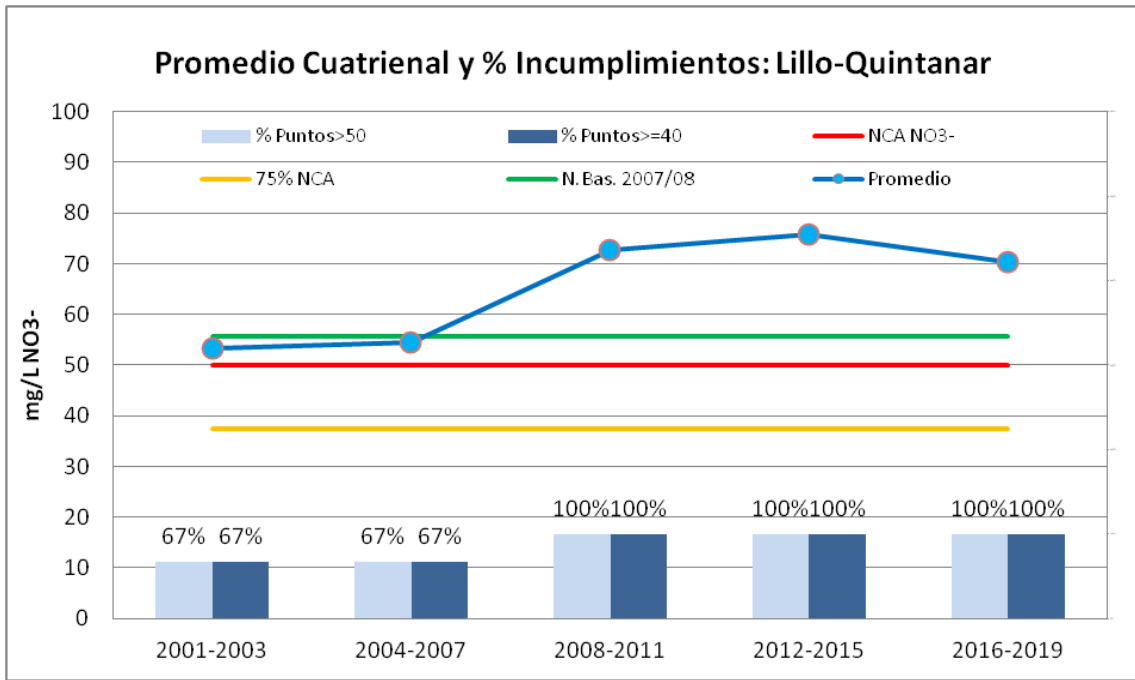


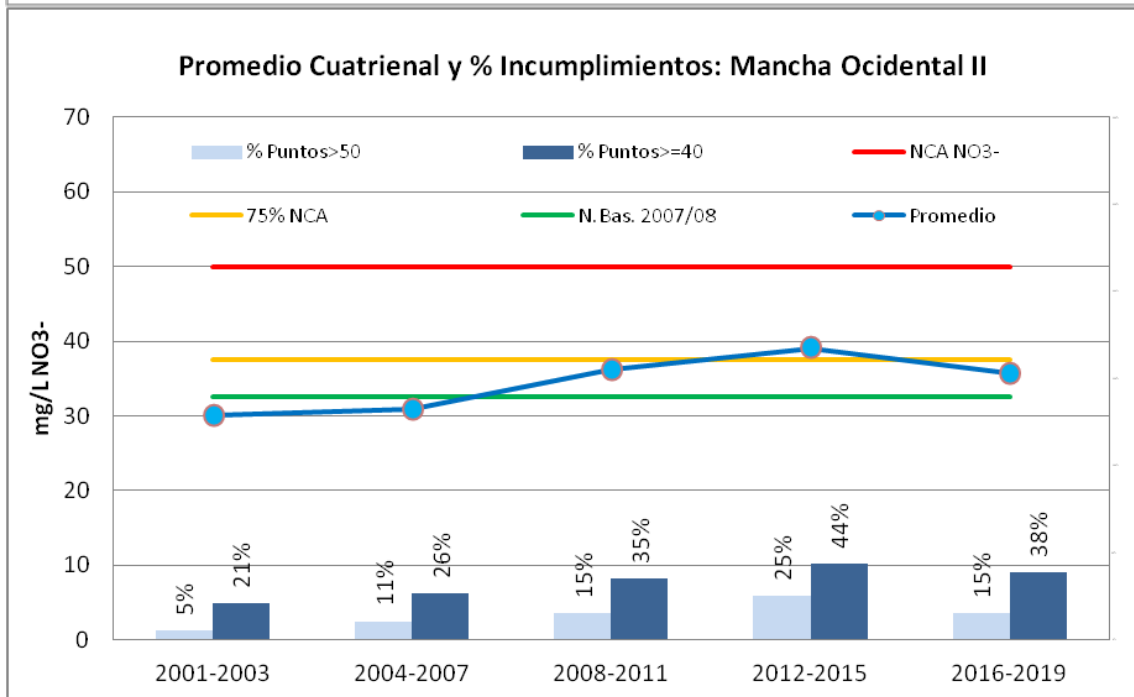
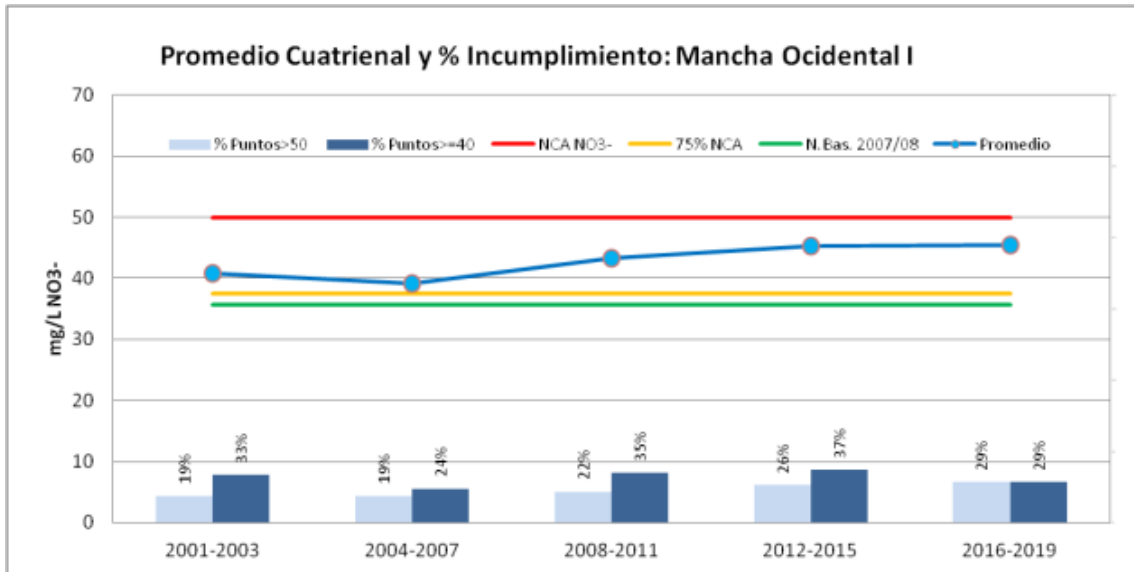
Promedio Anual y % Incumplimiento : Cabecera del Gévora

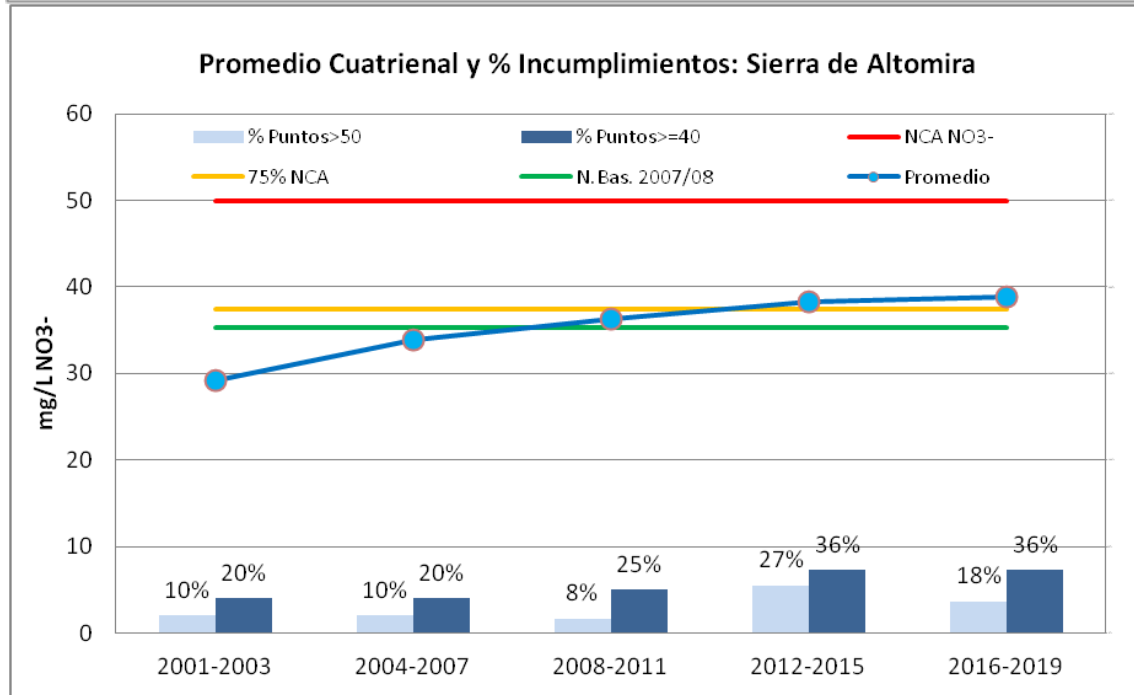
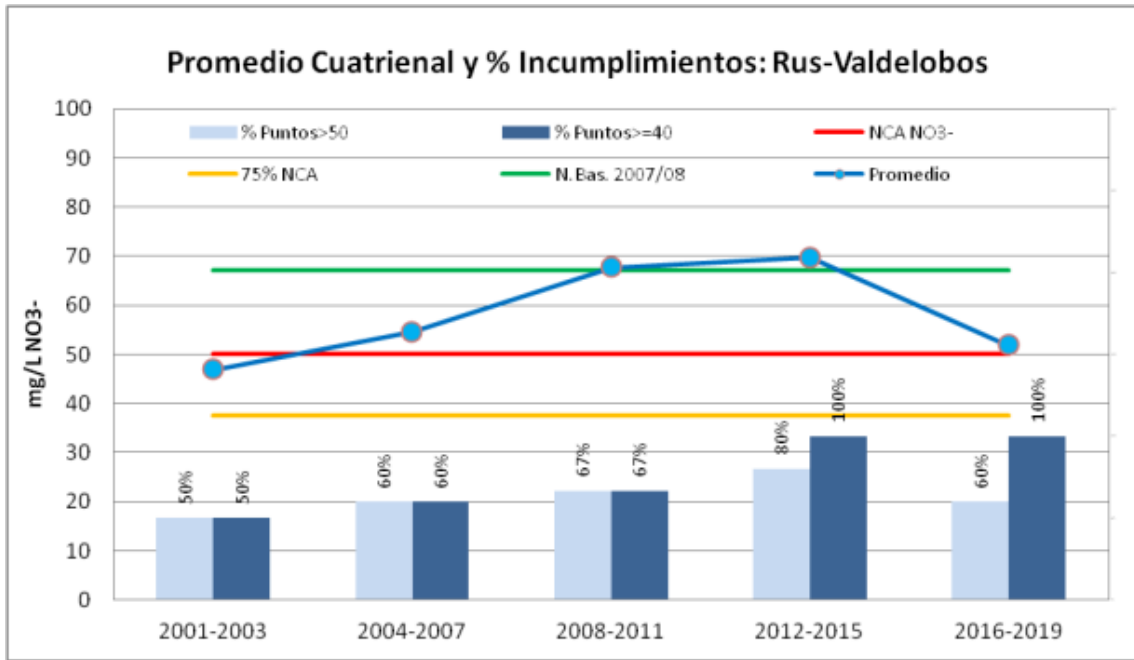


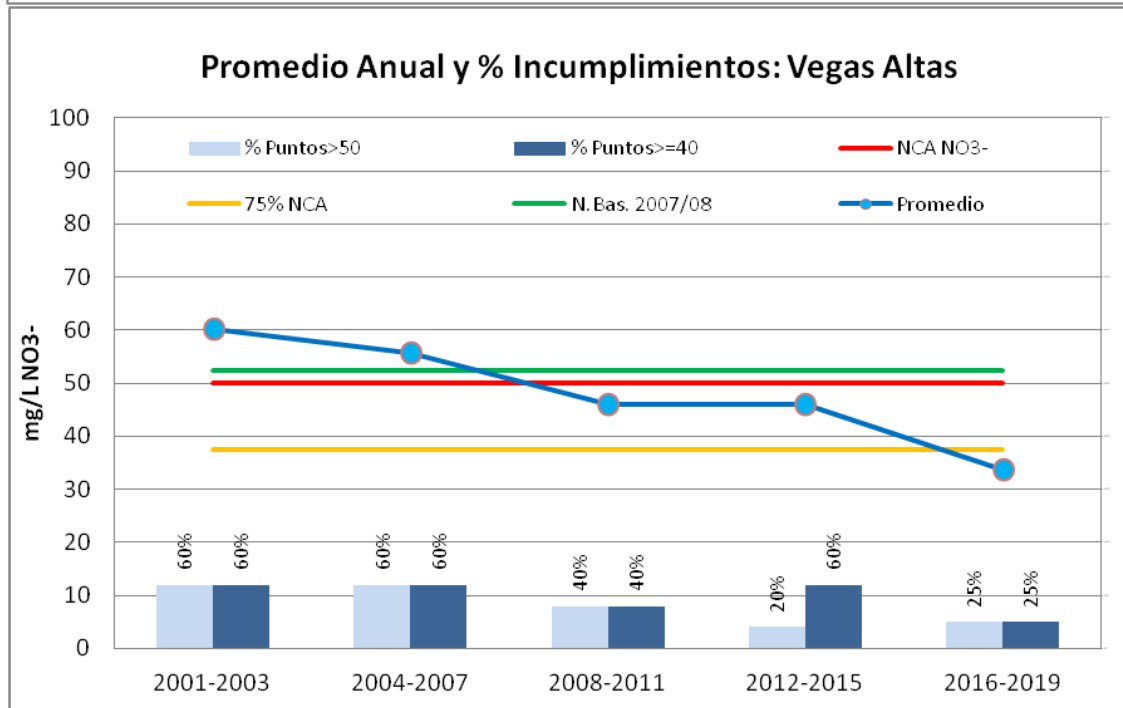
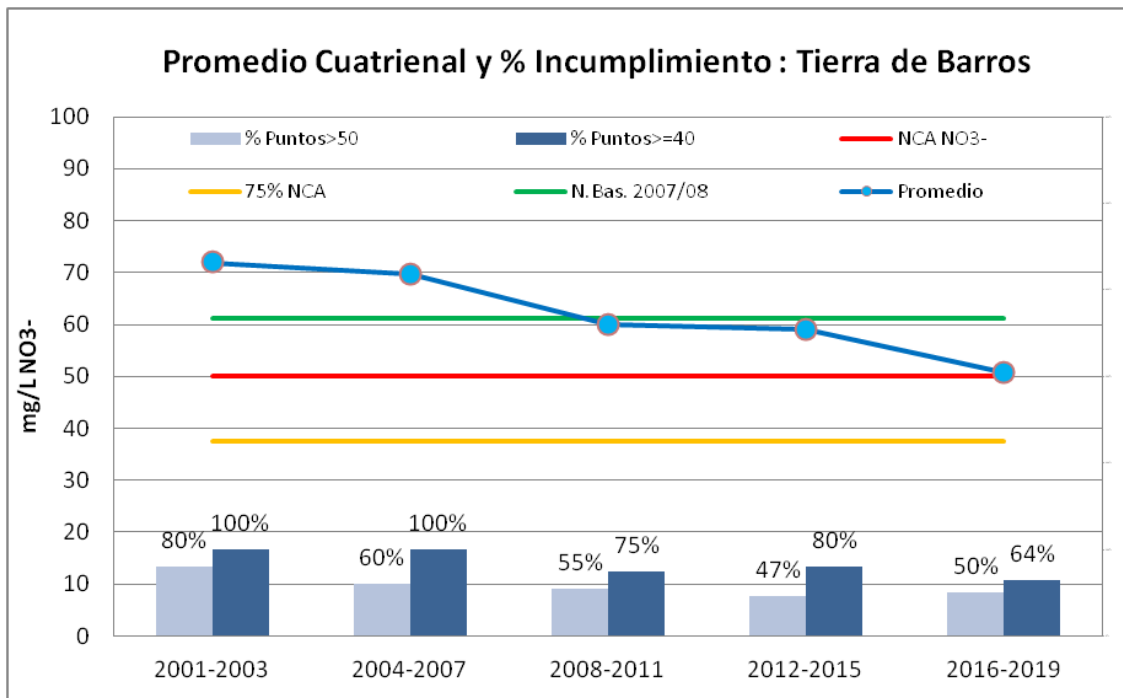


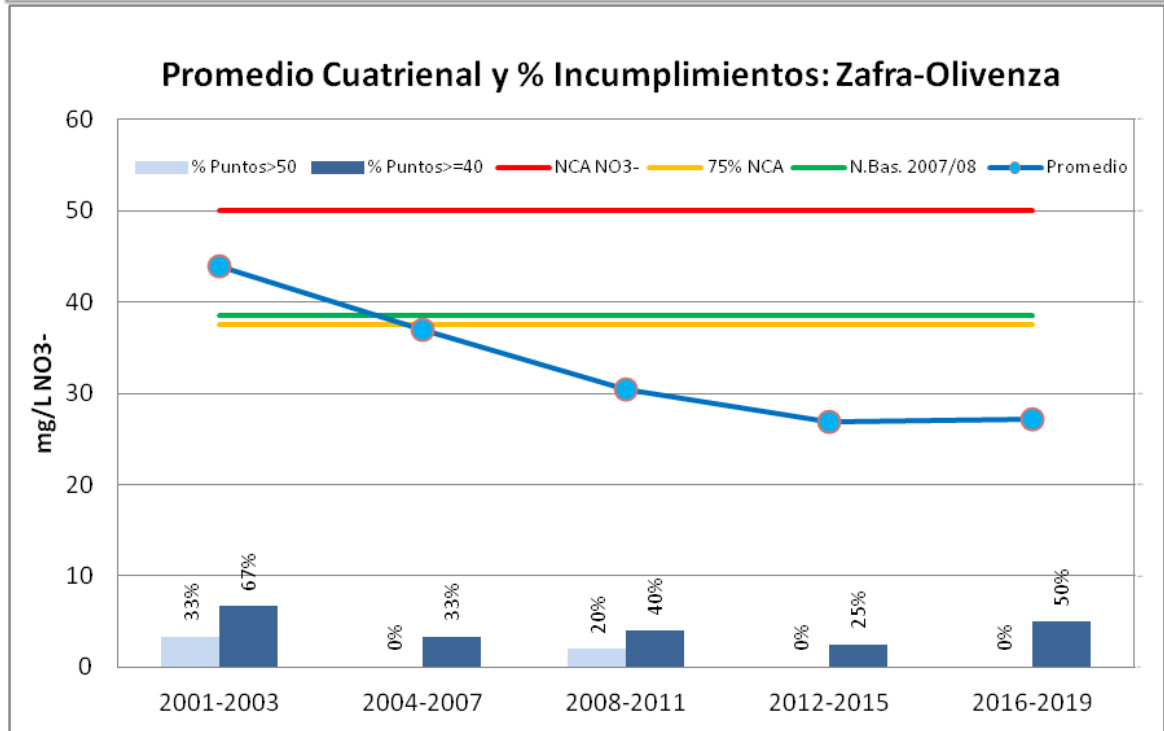
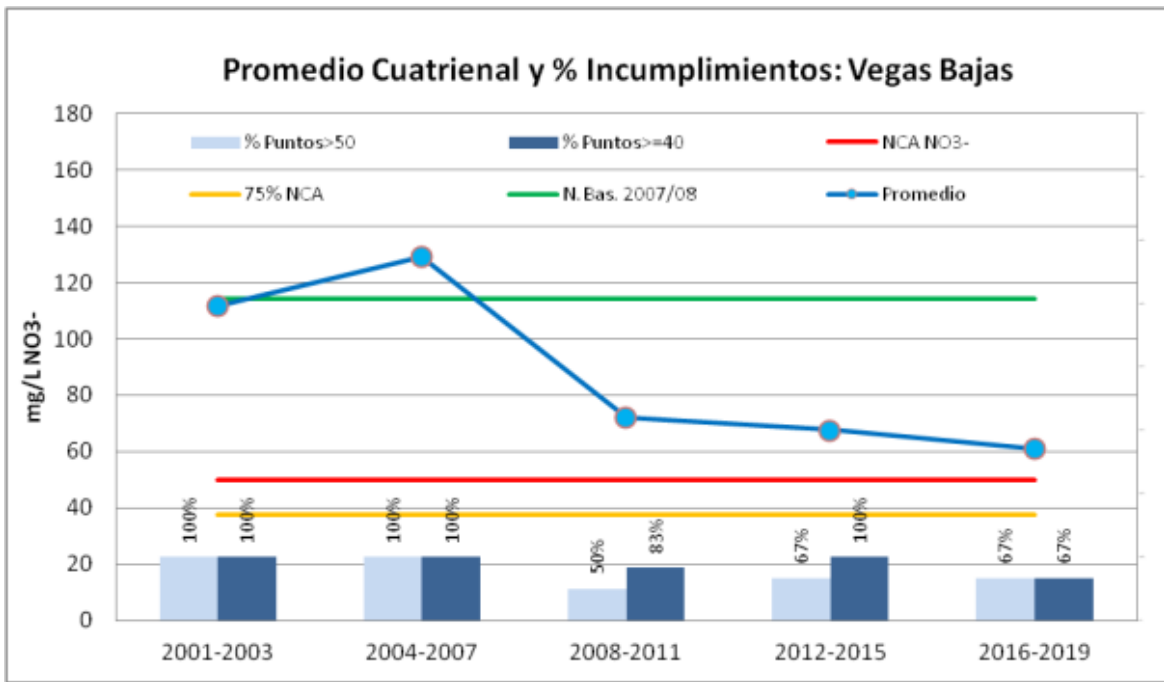












UNIVERSIDAD DE ALCALÁ
Y
UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS



**MASTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS**

PROYECTO DE FIN DE MASTER

**REUTILIZACIÓN: SOSTENIBILIDAD DEL CICLO
INTEGRAL DEL AGUA**

AUTOR:
D^a MARÍA TERESA MÉNDEZ RUIZ

DIRECTOR:
**Dra. D^a Irene de Bustamante Gutiérrez (Universidad de Alcalá de
Henares)**

Alcalá de Henares, 10 de Septiembre de 2019

ÍNDICE

RESUMEN	405		
1. INTRODUCCIÓN	406		
2. EVOLUCIÓN HISTÓRICA	409		
3. IMPLANTACIÓN A NIVEL MUNDIAL	410		
3.1. California	411		
3.2. Israel	411		
3.3. Singapur	412		
3.4. España	413		
3.5. Murcia	416		
3.6. Cataluña	417		
3.7. Objetivos del proyecto Demoware	418		
3.8. Proyecto SuWaNu Europe	420		
3.9. Plan de reutilización de aguas regeneradas de Madrid	421		
4. MEDIDAS INSTITUCIONALES Y MARCO LEGAL	422		
4.1. Marco Internacional	422		
4.1.1. Decenio del agua fuente de vida 2005-2015	422		
4.1.2. Declaración Río+20 el futuro que queremos. Desarrollo sostenible	423		
4.2. Marco Europeo	427		
4.2.1. Directiva Marco del Agua, 2000	427		
4.2.2. Directiva sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas (91/271/CE)	428		
4.2.3. 2012: Plan para Salvaguardar los Recursos Hídricos Europeos	428		
4.2.4. 2013: Informe actualizado sobre la reutilización en la UE. Servicio contratado para el seguimiento de la escasez y sequía. Elaborado por Tyspa.	429		
4.2.5. 2015: Plan de Acción de la UE para la Economía Circular	431		
4.2.6. 2016: Directrices en el marco de la Estrategia común de aplicación de la Directiva Marco del agua, con el objetivo de integrar mejor la reutilización del agua en la planificación y la gestión del agua	432		
4.2.7. 2017: Informe final de la caracterización de la reutilización de agua no planeada en Europa.	433		
4.2.7.1. 2017: Requisitos mínimos de calidad para la reutilización de agua en agricultura y recarga de acuíferos (JRC).	433		
4.2.8. 2018: Reglamento de requerimientos mínimos para la reutilización del agua.	434		
4.3. Marco Español: hitos	438		
4.3.1. Libro Blanco del Agua	438		
4.3.2. RD 1620/2007, de 7 de diciembre, que establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas.	439		
4.3.3. Plan DSEAR: Plan Nacional de Depuración, Saneamiento, Eficiencia, Ahorro y Reutilización	443		
4.3.3.1. Objetivos específicos:	444		
5. CALIDAD ADECUADA A LOS USOS. COMPARATIVA DE LA NORMATIVA PROPUESTA POR LA COMISIÓN EUROPEA Y LA REGULACION ESPAÑOLA.	445		
6. DISCUSIÓN	451		
7. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS DE FUTURO	453		
BIBLIOGRAFÍA	455		

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Resumen de reutilización en la CHS. <i>Fuente.</i> PHDS 2015-2021.	415
Tabla 2. Medidas de reutilización por demarcación hidrográfica y por Comunidades Autónomas, <i>Fuente.</i> MITECO.	445
Tabla 3. Tipos de calidad según los límites bacteriológicos del RD de reutilización. Elaboración propia.	447
Tabla 4. Tipos de calidad según el tipo de cultivo y método de riego propuesto por la CE. Elaboración propia.	448
Tabla 5. Requisitos mínimos de calidad propuestos por la CE. Elaboración propia.	448
Tabla 6. Categorías de calidad asociadas al tipo de cultivo España. Elaboración propia.	449
Tabla 7. Criterios de calidad asociada a los usos España. Elaboración propia.	450

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ciclo del agua en Singapur, PUB (Agencia Nacional del Agua en Singapur).	413
Figura 2. Volumen de aguas residuales tratadas en 2016. Fuente: INE, 2019.	414
Figura 3. Volumen total de aguas reutilizadas en 2016. Fuente: INE, 2019.	415
Figura 4. Índice de estrés hídrico en Europa (Water reuse in the European Union, 2013)	430
Figura 5. Escenario de previsión de agua reutilizada para el 2025 (Water reuse in the European Union, 2013)	431
Figura 6. Orden de preferencias en la solicitud. Guía de aplicación del RD 1620/2007.	441
Figura 7. Distribución de responsabilidades en la calidad y la inspección. Guía de aplicación del RD 1620/2007.	443

TABLA DE ABREVIATURAS

AEMA/EEA: Agencia Europea de Medio Ambiente/ European Environment Agency

AEDyR: Asociación Española de Desalación y Reutilización.

Asersagua: Asociación Española de Reutilización sostenible del Agua

CE: Comisión Europea

DMA/WFD: Directiva Marco del Agua/ Water Framework Directive

ETAP: Estación de Tratamiento de Agua Potable

EDAR: Estación Depuradora de Aguas Residuales

ERA: Estación Regeneradora de Aguas

FAO: Food and Agriculture Organization of the United Nations

IDA: International Desalination Association. Asociación Internacional de Desalinización

INE: Instituto Nacional de Estadística

ISO: International Organization for Standardization. Organización internacional de estandarización.

JRC/CCI: Joint Research Centre (European Commission) / Centro común de investigación (CE)

MITECO: Ministerio para la Transición Ecológica

OMS: Organización Mundial de la Salud

ONU: Organización de las Naciones Unidas

PNUMA: Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente

PNUD: Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

UE: Unión Europea

UNESCO: Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura

WISE: Sistema de Información sobre el Agua para Europa

WWAP: Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos (UNESCO)

RESUMEN

El presente estudio se encuadra dentro de una revisión bibliográfica sobre la reutilización del agua que abarca el contexto histórico, haciendo un recorrido por los hitos más importantes a nivel internacional, Europeo y Español; sintetiza el marco legal dentro de un enfoque europeo y español; analiza la situación actual de la reutilización del agua tratada para distintos usos identificando aspectos relevantes para su completa implantación; se plantean los retos a futuro.

La mejora de tratamientos de aguas residuales, una mayor reutilización y la recuperación de los subproductos son factores que fomentan la transición hacia una Economía Circular, al permitir reducir las extracciones de agua y la pérdida de recursos en los sistemas de producción y las actividades económicas.

En términos generales la Economía Circular del agua pretende convertir el agua ya usada en una nueva fuente del recurso.

Los resultados de este trabajo muestran la importancia de estos eventos en la correcta gestión de los recursos hídricos, haciendo posible la sostenibilidad de dicha gestión.

1. INTRODUCCIÓN

El agua es esencial para la vida humana, la naturaleza y la economía. El agua se renueva permanentemente, pero es un bien finito, que no puede obtenerse a partir de otros recursos o ser sustituido por otros recursos. El agua dulce constituye solo aproximadamente el 2% del agua del planeta y demandas competidoras pueden llevar a un déficit de la oferta de agua a nivel mundial que se estima en el 40% para 2030 (CE, 2012).

La mayoría de las actividades humanas que utilizan agua generan aguas residuales. A medida que crece la demanda global de agua, el volumen de aguas residuales generadas y su nivel de contaminación se encuentran en constante aumento en todo el mundo.

En todos los países, excepto los más desarrollados, la mayor parte de las aguas residuales se vierte directamente al medio ambiente sin un tratamiento adecuado. Esto tiene repercusiones negativas en la salud humana, la productividad económica, la calidad de los recursos de agua dulce ambiental y los ecosistemas.

Ante una demanda en constante crecimiento, las aguas residuales están cobrando impulso como una fuente alternativa y confiable de agua. Se aprecia un cambio de paradigma en la gestión de aguas residuales, la cual pasa de un mero “tratamiento y eliminación” a contemplar la “reutilización, reciclado y recuperación de recursos”. En este sentido, las

aguas residuales ya no se consideran un problema que necesita solución, sino que son parte de la solución ante las dificultades que hoy enfrentan comunidades.

Las aguas residuales también pueden ser una fuente rentable y sostenible de energía, nutrientes y materia orgánica, entre otros subproductos útiles. Los potenciales beneficios de la extracción de dichos recursos van mucho más allá de la salud humana y medioambiental, con posibles repercusiones en la seguridad alimentaria y energética, así como también en la mitigación del cambio climático. En el contexto de una economía circular, donde se busca un equilibrio entre el desarrollo económico, la protección de los recursos naturales y la sostenibilidad ambiental, las aguas residuales y la sostenibilidad ambiental, las aguas residuales constituyen un recurso abundante y valioso (WWAP, 2017).

La edición de 2019 del Informe Mundial sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos se titula *'No dejar a nadie atrás'* y pretende informar a los responsables de políticas y de toma de decisiones, tanto dentro como fuera de la comunidad hídrica, sobre como la mejora en la gestión de recursos hídricos y el acceso al suministro de agua y a los servicios de saneamiento son esenciales para combatir la pobreza, construir sociedades más prósperas y pacíficas, y asegurar que nadie se quede atrás en el camino hacia el desarrollo sostenible.

La disponibilidad de agua depende de la cantidad de agua físicamente disponible y de cómo se almacena, maneja y distribuye a distintos usuarios. Incluye aspectos relacionados con la gestión de las aguas superficiales y subterráneas, así como el reciclaje y reutilización del agua.

El agua es esencial para la producción agrícola y la seguridad alimentaria. Es el elemento vital de los ecosistemas –incluidos los bosques, lagos y humedales–, de los que depende nuestra seguridad alimentaria y nutricional presente y futura. Sin embargo, nuestros recursos de agua dulce están disminuyendo a un ritmo alarmante. La creciente escasez de agua es ahora uno de los principales retos para el desarrollo sostenible. Este desafío se hará más apremiante a medida que la población mundial siga creciendo, su nivel de vida aumente, las dietas cambien y los efectos del cambio climático se intensifiquen.

Los datos disponibles sugieren que **dos tercios de la población mundial podrían estar viviendo en países con estrés hídrico para el año 2025** si continúan los patrones de consumo actuales.

Cuando el tratamiento de aguas residuales, además de aportar beneficios para la salud y el medio ambiente, implica rentabilidad financiera, podemos decir que el uso de aguas residuales ofrece una **propuesta de doble valor**. El volumen de las fuentes de ingresos dependerá de los tipos de recursos que recuperemos de las aguas residuales. El uso de

aguas residuales se torna una opción más competitiva si el precio del agua dulce refleja el costo de oportunidad por su utilización, mientras los recargos por contaminación reflejan los costos de eliminación de los contaminantes de los flujos de aguas residuales, sin mencionar el posible costo de la inacción.

El tratamiento de aguas residuales ha seguido esencialmente un «modelo de negocio social». Su principal argumento económico se centra en la protección de la salud pública y el medio ambiente.

Sin embargo, hay una gran variedad de opciones para pasar de un «modelo de ingresos» a un «modelo de negocios», donde la recuperación de costes y valor ofrecen una importante ventaja desde el punto de vista económico, no solo con la participación del sector privado sino también del público.

Las transferencias intersectoriales de agua o swaps (intercambio comercial de fuentes de abastecimiento de agua) buscan, por ejemplo, brindar a los productores agua tratada para el riego a cambio de agua dulce para usos domésticos e industriales. Este modelo de negocios también puede aplicarse a los swaps de agua con otros usuarios que tengan un alto consumo, por ejemplo, los campos de golf. Los swaps de agua no aumentan la disponibilidad total del recurso, pero permiten asignar el suministro de agua dulce a aquellos fines de tengan un valor más alto.

La posibilidad de recuperar costes con el uso de aguas residuales aumenta cuanto mayor sea el nivel de tratamiento, lo cual equivale a una mejor calidad de agua y/o la posibilidad de recuperar recursos y materiales adicionales. La posibilidad de recuperar varios productos de las aguas residuales genera nuevas oportunidades, mejora los ingresos y posiciona al negocio en un mejor nivel de la escala de propuestas de valor económico.

En la actualidad, las oportunidades de recuperación de nutrientes y energía se encuentran entre las más avanzadas en cuanto a la viabilidad técnica y económica. No obstante, queda mucho margen para mejorar estos procesos y colectivamente estos avances generarán nuevas oportunidades para la recuperación de costes en la gestión y reutilización de aguas residuales.

A la hora de hablar de reutilización de aguas residuales podemos distinguir entre una reutilización indirecta o directa. La primera de ellas es aquella en la que se produce el vertido de efluentes a los cursos de agua y éstos se diluyen con el caudal circulante que, tras su paso por el dominio público hidráulico, es objeto de su uso posterior. La reutilización directa es aquella en que el segundo uso se produce a continuación del primero, sin que entre ambos el agua se incorpore a dominio público hidráulico. Por ello también se denomina reutilización no planificada a la primera y a la segunda planificada (Confederación Hidrográfica del Segura, 2019).

Otro término que va a aparecer a lo largo de la exposición de este trabajo es el de aguas recicladas, que en España la guía de aplicación del Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas, define como el agua utilizada más de una vez en el mismo lugar antes de ser vertida al ciclo hídrico. Un ejemplo lo podemos observar en las industrias.

2. EVOLUCIÓN HISTÓRICA

La aplicación de las aguas residuales a la agricultura es, con mucho, la más antigua y extendida de las prácticas relativas a los vertidos urbanos. Los primeros documentos históricos que hacen referencia a esta utilización se relacionan con la antigua Atenas y, con posterioridad, existen numerosos datos relativos al empleo del agua residual en riego, especialmente en las pequeñas y medianas comunidades de economía agrícola.

Realizando un recorrido por la historia, podríamos decir que el origen de la reutilización del agua se remonta a miles de años atrás. Empezó alrededor del año 3000 a.c. y la historia, desde entonces, se puede dividir en tres etapas: época inicial (3000 a.c.-1850 d.c), época de gran avance sanitario (1850-1950) y época de la reutilización (1950-actualidad) (Sáez Mercader, 2010).

Existen indicaciones del uso del agua residual en riego agrícola que se remontan a hace 3000 años con la Civilización Minoica en

Creta, Grecia. En la Edad Media eran frecuentes las aplicaciones para diferentes usos, de aguas residuales y excretas en las pequeñas colectividades. En los países islámicos es muy antigua la costumbre de regar con aguas residuales, aunque era necesario eliminar previamente las impurezas asimiladas a los sólidos en suspensión. En Bunzlau (Alemania) hay constancia de un sistema de regadío con aguas residuales, en funcionamiento durante más de 400 años, desde 1559. En los países asiáticos existe tradición milenaria en la aplicación de abonos organógenos a la agricultura, que son obtenidos a partir de aguas residuales y excretas.

En el segundo periodo, comprendido entre 1850 y 1950 se produce el gran avance sanitario. El control de la epidemia de cólera en Londres; el desarrollo de la teoría sobre la prevención de la fiebre tifoidea; así como los avances de la microbiología, el uso del cloro como desinfectante y el conocimiento de la cinética de la desinfección, marca un punto de inflexión en la ingeniería sanitaria. En esta época se desarrollan en Inglaterra los primeros procesos biológicos de depuración de las aguas residuales (lechos bacterianos, 1893 y fangos activados, 1914) (Sáez Mercader, 2010).

La reutilización planificada del agua empezó en 1912 en Estados Unidos, concretamente en los estados de Arizona y California, destinando el agua para fines agrícolas. En Colorado y Florida se desarrollaron sistemas

para la reutilización en usos urbanos. La normativa sobre la reutilización se inicia en California en la misma época (1918). A partir de 1965, esta normativa impulsa de manera decisiva la regeneración, el reciclaje y la reutilización de las aguas residuales.

La tercera etapa, que abarca desde la década de los 50 del siglo XX hasta nuestros días, es considerada como la época de la regeneración, reciclaje y reutilización de las aguas residuales. Los avances tecnológicos en los procesos físicos, químicos y biológicos en las aguas, incluidas las residuales, durante la primera mitad del siglo XX condujeron a la era contemporánea de la regeneración y reutilización del agua, teniendo sus comienzos en 1950 (Isabel Martín García fundación CENTA, 2014).

Con la rápida evolución de la innovación y el desarrollo tecnológico, existe un impulso cada vez mayor en pos de un cambio de paradigma hacia la gestión de aguas como componente de una economía circular. En lugar de considerar la reutilización de agua como un agregado costoso en las plantas de tratamiento de aguas, suscita cada vez más atención la idea de transformarlas en «fábricas de recuperación de recursos» que utilicen aguas residuales y lodos como materia prima y que recuperen productos valiosos para luego comercializarlos a usuarios finales (WWAP, 2017).

3. IMPLANTACIÓN A NIVEL MUNDIAL

Según AEDyR las perspectivas de crecimiento de la reutilización de agua son enormes a nivel mundial. De hecho, algunas previsiones apuntan a que su uso irá en aumento e incluso, en poco tiempo, el volumen de agua reutilizada en el mundo podría superar al de agua desalada.

Estados Unidos, Singapur o Israel son claros ejemplos en los que la reutilización de agua forma parte integral de sus recursos hídricos.

En los últimos años, países de Asia como China o India, la reutilización, principalmente de aguas industriales, pero también a nivel municipal, están convirtiéndose en una gran prioridad.

En Europa, además de en España, el uso de la reutilización se concentra mayoritariamente en los países de la Cuenca Mediterránea: Francia, Italia, Grecia, Malta y Chipre. Curioso es el caso de Chipre, que reutiliza más del 90% de sus aguas residuales, a pesar de que el volumen es más bajo que en otros países.

En países del norte y centro de Europa, como Bélgica, Reino Unido, Alemania o Dinamarca el uso de la reutilización es menor y se concentra mayoritariamente en el ámbito industrial.

España es el líder europeo en reutilización de agua, dado que es el país que más volumen de agua reutilizada produce, y ocupa la quinta posición a nivel mundial en cuanto a capacidad de reutilización instalada. La innovación juega un papel muy importante en el desarrollo y crecimiento de esta aplicación

3.1. California

(<https://www.ocwd.com/what-we-do/water-reuse/>, 2019)

El sistema de reposición de agua subterránea del condado de Orange es el sistema de purificación de agua más grande del mundo para reutilización indirecta de agua potable.

En el sur de California, la emergencia es una amenaza menor para el Condado de Orange que para sus vecinos en el Condado de Los Ángeles, el Condado de San Diego y Riverside.

En el Condado de Orange, Anaheim, Santa Ana, Irvine y otras ciudades apoyan la gestión inteligente del agua a nivel regional con un amplio reciclaje y una tecnología líder en el mundo para el nexo agua-energía. El Distrito de Agua del Condado de Orange (OCWD, por sus siglas en inglés) desempeña un papel importante en el suministro de agua a los 2,5 millones de personas de la región, junto con los intereses agrícolas, gubernamentales y de la industria.

Se han reciclado más de 250 mil millones de galones de agua potable limpia

(aproximadamente 947 hm³). El sistema de reposición de agua subterránea (GWRS, por sus siglas en inglés) es el sistema de purificación de agua más grande del mundo para reutilización potable indirecta. Un proyecto conjunto entre OCWD y el Distrito de Sanidad del Condado de Orange, que proporciona suministros de agua que se agregan a la Cuenca de Aguas Subterráneas del Condado de Orange.

El sistema toma 200 millones de galones (758 000 m³) diarios de aguas residuales que anteriormente se habrían descargado en el Océano Pacífico y lo purifica a través de unos procesos que eliminan las impurezas y los productos químicos; luego utiliza filtración natural, microfiltración, ósmosis inversa y luz ultravioleta con peróxido de hidrógeno; y finalmente recarga las aguas subterráneas existentes. Los habitantes del Condado de Orange beben parte del agua más limpia del mundo. El agua GWRS también se inyecta en los pozos de la barrera costera para mantener el agua de mar fuera de la cuenca

3.2. Israel

Este país del Oriente Medio, condicionado por una falta endémica de recursos hídricos y que se agrava por la elevada densidad de población y ante la necesidad de garantizar el riego para una agricultura intensiva, ha tenido que recurrir a nuevas tecnologías para garantizar el abastecimiento de agua para la mayoría de sus demandas.

En 2001, la superficie para cultivos en esta nación era de unos 4.200 km², una cifra que triplica el terreno arable que había en 1948. Esto ha provocado que actualmente, el 90% del agua depurada se reutilice para usos agrícolas. Hay incluso algunas fuentes que aseguran que para este año se puede llegar al 100% (<https://www.iagua.es/blogs/xavi-duran-ramirez/israel-reutiliza-90-agua-residual-ya-depurada-usos-agricolas>, 2017).

Depuración de Shafdan
(<https://www.igudan.org.il/home-en/shafdan-wastewater-treatment/>, 2019):

Esta instalación recoge las aguas residuales de una de las zonas más densamente pobladas de Israel, concretamente la conurbación de Tel Aviv (en la región de Dan), mediante una red de colectores en alta de más de 70 kilómetros. El agua tratada en esta planta (alrededor de 130 millones de metros cúbicos), se infiltra en un acuífero y después se extrae para la irrigación de campos en Negev (el 70% de la actividad agrícola en esta región se satisface con agua regenerada).

3.3. Singapur

(<https://www.pub.gov.sg/watersupply/fournat ionaltaps/newater>, 2019)

La reutilización del agua en Singapur toma dos formas: agua industrial y NEWater. El agua industrial, que se introdujo por primera vez en 1966, es un grado inferior de agua recuperada y sirve como fuente de agua alternativa para uso no potable en industrias. En 2003, se introdujo el agua regenerada de

alta calidad, conocida como NEWater. NEWater se recicla a partir de aguas residuales tratadas ("agua usada") y se produce mediante un riguroso proceso de purificación de 3 pasos que implica ultrafiltración/microfiltración, ósmosis inversa (RO) y desinfección ultravioleta (UV). En comparación con la desalinización, NEWater es más eficiente en cuanto a energía y costo para producir debido al menor contenido de sal en el agua usada tratada, en comparación con el agua de mar.

NEWater se utiliza tanto para uso directo no potable (DNPU) como para uso indirecto potable (IPU). DNPU está en la forma de NEWater que se suministra a industrias de uso intensivo de agua, industrias de generación de energía y petroquímicas, edificios comerciales y públicos para torres de enfriamiento de aire acondicionado. La calidad de NEWater supera los estándares de agua de la OMS y de la Agencia de Protección Ambiental de EE. UU, lo que la hace segura para el uso potable.

Sin embargo, no se utiliza directamente. En su lugar, NEWater se inyecta en reservorios para permitir que se mezcle con el agua de lluvia antes de ser tratada colectivamente en las plantas de tratamiento de agua para uso potable. Esto se hace para tener en cuenta las inquietudes del público y la aceptación del agua reutilizada, así como para proporcionar un amortiguador ambiental y permitir que los minerales traza sean reintroducidos mediante la mezcla con el agua del reservorio. A lo largo de los años, PUB, la Agencia Nacional

del Agua de Singapur ha ampliado su capacidad de suministro de agua para cubrir hasta aproximadamente el 40% de la demanda total de agua de Singapur. Los planes futuros

apuntan a aumentar la capacidad de NEWater para satisfacer hasta el 55% de la demanda total de agua para 2060.

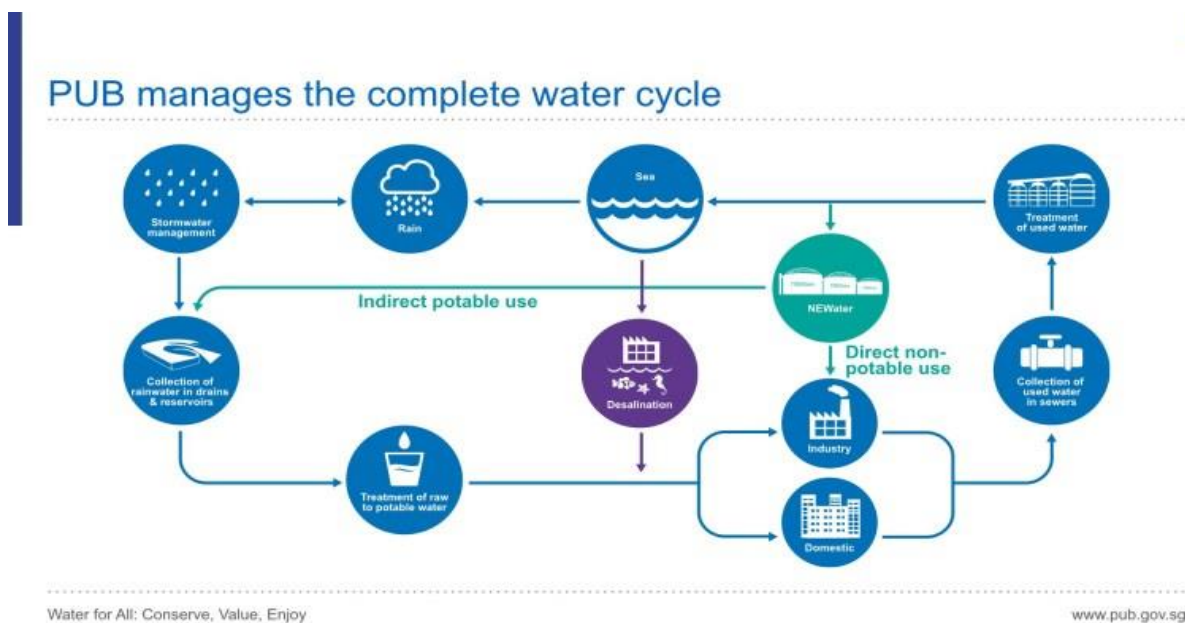


Figura 100. Ciclo del agua en Singapur, PUB (Agencia Nacional del Agua en Singapur).

3.4. España

España lidera la reutilización a nivel europeo (10,74%) según los últimos datos obtenidos por la Cátedra Aquae, impulsada por la Fundación Aquae y la UNED, datos acordes con lo publicado por la Comisión Europea que cifra en alrededor del 11% la reutilización en España, la media europea se encuentra en el 2,4%.

Según los datos disponibles correspondientes al período 2000-2014 el agua regenerada en las EDAR se empleó mayoritariamente para la agricultura (62 %), el riego de zonas verdes (20 %) y la industria (7 %). La Comunidad

Valenciana (59%), Murcia (50%) y Baleares (45%) fueron las regiones donde se reutilizó mayor porcentaje de agua tratada.

La diversidad que caracteriza a las diferentes regiones de España, también es evidente desde una perspectiva hídrica, lo que explica que el uso de la reutilización dentro de nuestro país varíe enormemente y se concentre, de momento, mayoritariamente en zonas donde el estrés hídrico es más pronunciado: el 90% del total de agua reutilizada se concentra en la Comunidad Valenciana, Murcia, Andalucía, Islas Canarias e Islas Baleares y grandes ciudades como Madrid o Barcelona.

Valencia es, de hecho, la comunidad que mayor caudal de agua reutiliza (158 hm³ en 2015) y Murcia es la que lo hace en un mayor porcentaje, llegando a alcanzar el 90% del agua residual tratada. Conjuntamente en ambas regiones se produce más de la mitad del agua regenerada que se usa para riego en toda España, que es el principal uso de este recurso.

Este recurso mayoritariamente se emplea en nuestro país para el riego agrícola, superando el 60% del total, seguido por usos recreativos (riego de campos de golf...) y usos municipales (riego de zonas verdes, limpieza de calles, etc.) y, de manera más minoritaria, para usos industriales. También es destacable el cada vez mayor interés que despierta su uso para la mejora ambiental de otras fuentes de agua, como por ejemplo la recarga de

acuíferos, humedales o mejora de los caudales ecológicos de los ríos (AEDyR, 2019).

A continuación, se muestran dos figuras que se pueden consultar en la página web del Instituto Nacional de Estadística (INE) con los últimos datos disponibles para el año 2016 por Comunidades Autónomas de volumen de aguas residuales tratadas y el volumen total de agua reutilizada en metros cúbicos/día. El volumen de aguas residuales tratadas fue de 12.949.076 m³ y el volumen total de agua reutilizada de 1.350.536 m³, lo que supuso una reutilización directa de un 10,43 % (INE, 2019).

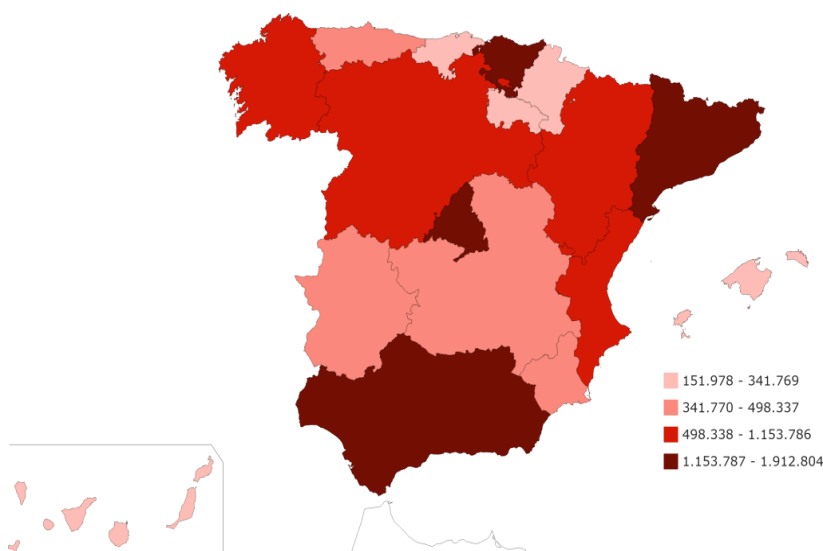


Figura 101. Volumen de aguas residuales tratadas en 2016. Fuente: INE, 2019.

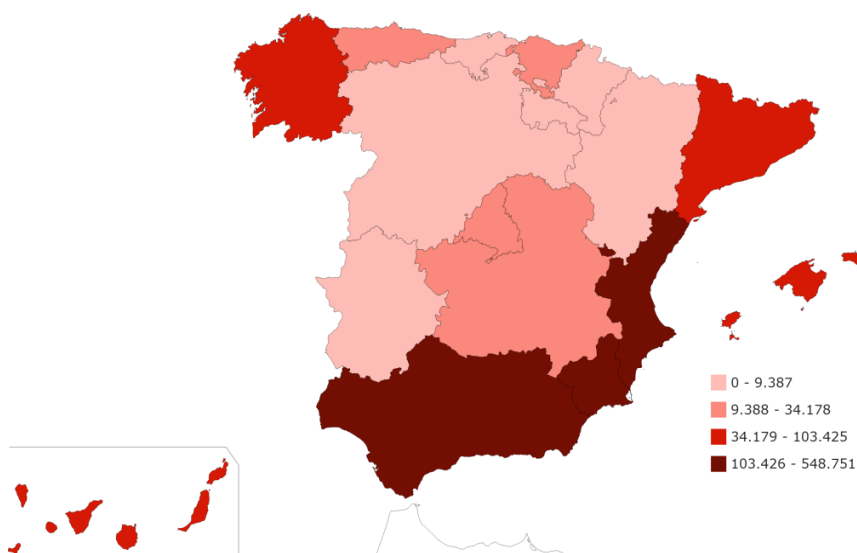


Figura 102. Volumen total de aguas reutilizadas en 2016. Fuente: INE, 2019.

Las Confederaciones Hidrográficas en sus planes de gestión (Planes Hidrológicos de cuenca) contemplan dichos recursos dentro de su inventario de *Recursos hídricos propios no convencionales: desalación y reutilización*.

Por ejemplo, el Plan Hidrológico de la demarcación del Segura presenta en su Anejo 2: Inventario de recursos hídricos, una tabla con el agua reutilizada en 2012 y los horizontes para 2015, 2021 y 2033.

Datos en m ³ /año	Horizonte 2012	Horizonte 2015	Horizonte 2021	Horizonte 2033
Volumen tratado EDARs municipales DHS	140.112.040	144.095.071	147.520.942	159.506.145
Volumen vertido por EDARs a cauce	61.866.110	61.470.721	61.481.173	58.460.345
Reutilización directa EDARs municipales	78.246.454	82.578.550	85.987.208	100.985.539
Reutilización directa EDARs privadas uso agrario	3.367.715	3.367.715	3.367.715	3.367.715
Reutilización directa EDARs privadas uso servicios (golf)	2.778.830	2.778.830	2.778.830	2.778.830
TOTAL REUTILIZACIÓN DIRECTA	84.392.999	88.725.095	92.133.753	107.132.084
Volumen vertido al mar y uso medioambiental Rambla Moreras	7.285.009	6.695.098	7.082.335	1.508.053
TOTAL REUTILIZACIÓN INDIRECTA PARA TODOS LOS USOS	54.038.111	54.223.744	53.874.032	56.406.249
TOTAL REUTILIZACIÓN DE EDARs EN LA CUENCA DEL SEGURA	138.431.110	142.948.839	146.007.785	163.538.333

Tabla 30. Resumen de reutilización en la CHS. *Fuente.* PHDS 2015-2021.

Como se observa, se obtiene que en 2012 el volumen de agua residual tratada por EDARs municipales haya sido de 140,1 hm³/año. De este volumen se reutilizan de forma directa 78,2 hm³/año (un 56%). Si se consideran,

además, las EDARs privadas, el valor de reutilización directa asciende a 84,4 hm³/año y el de reutilización indirecta tras su paso por el Dominio Público Hidráulico a 54,0 hm³/año.

En 2033, el volumen de agua residual tratada por EDARs municipales se estima en 159,2 hm³/año. De este volumen se estima que se reutilicen de forma directa 100,9 hm³/año (un 63%). Si se consideran, además, las EDARs privadas, el valor de reutilización directa asciende a 107,0 hm³/año y el de reutilización indirecta tras su paso por el Dominio Público Hidráulico a 56,3 hm³/año.

3.5. Murcia

El **proyecto REUSAGUA** (Gestión Integrada de la regeneración y reutilización eficiente y segura de aguas residuales urbanas en la agricultura) se introduce en el campo de la agricultura, llevando de la mano la utilización de recursos hídricos alternativos (agua regenerada) junto con tecnologías de la información y comunicación con el objetivo de desarrollar prácticas de gestión y protocolos para el manejo del riego, necesarias para conseguir una producción agrícola sostenible. Para conseguir la optimización en el manejo de las aguas regeneradas y limitar así cualquier efecto negativo sobre la producción agrícola (contaminación microbiológica, deterioro de la calidad, incremento de la salinidad en el suelo, etc), se aportarán soluciones innovadoras, que a su vez crearán nuevas oportunidades de negocio en un sector donde el agua es la pieza clave para su desarrollo económico. Dichas soluciones engloban:

- Tratamiento de agua depurada para convertirla en un caudal controlado y

seguro.

- Adaptación de sistemas avanzados con ozono para mejorar la calidad agronómica y rentabilidad de los cultivos.
- Desarrollo de un sistema completo de gestión de las aguas regeneradas donde se contemplarán: plataforma inalámbrica de sensores (proporcionan información en continuo de la calidad del agua empleada), técnicas de monitorización in-situ y mediante vehículos aéreos no tripulados (diagnóstico del estado hídrico del cultivo y salinización del suelo), procesado inteligente (sistemas de toma de decisiones), enfocado a las comunidades de regantes, y basado en el IoT (Internet of Things).

La Dirección General del Agua de la Región de Murcia es la entidad coordinadora del proyecto europeo **AQUARES**: Avances en las políticas de reutilización del agua para la eficiencia de recursos, un proyecto del programa Interreg Europa cuyo objetivo consiste en mejorar la política de cohesión a través del intercambio de experiencias, la transferencia de buenas prácticas y las iniciativas conjuntas entre los 28 Estados miembros de la UE (además de Noruega y Suiza) respecto a los objetivos temáticos (entre otros, innovación, pymes, economía de bajas emisiones de carbono y protección del medio ambiente) (CE, 2019).

El objetivo principal del nuevo proyecto es "lograr la eficiencia en áreas con escasez de agua de Europa y aprovechar las oportunidades en el mercado de agua en expansión, aliviando así la presión sobre los humedales y las zonas litorales de Europa". La reutilización del agua es clave para promover la eficiencia de recursos en áreas europeas con déficit hídrico y para aprovechar las oportunidades del mercado emergente del agua, aliviando la presión sobre humedales y zonas costeras de Europa.

AQUARES reúne a 10 socios de 9 países para lograr una gestión eficiente del agua mediante la reutilización, aprovechar las oportunidades de la expansión del mercado del agua y asegurar la protección de los organismos gestores del agua.

En este contexto, AQUARES apoyará a las autoridades públicas para colaborar, aunar esfuerzos e intercambiar experiencias para:

- Identificar estrategias viables para utilizar la reutilización del agua para enfrentar usos ineficientes del agua.
- Aproveche al máximo las herramientas de financiación de la UE.
- Diálogo público para abordar intereses en conflicto.

Este es un proyecto europeo financiado por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) con un presupuesto de 1.835.546,00 €. El período de ejecución del proyecto es de

60 meses, a partir del 01/06/2018 hasta el 31/05/2023.

3.6. Cataluña

La Agencia Catalana del Agua (ACA) ha iniciado su participación en el proyecto europeo **NextGen Water Solutions H2020** (<https://nextgenwater.eu/>, 2019), centrado en el análisis de soluciones en el ciclo del agua mediante la economía circular y haciendo el máximo reaprovechamiento de todos los recursos. La reutilización de agua es precisamente uno de los pilares para el fomento de la economía circular.

Durante el 2017 se han reutilizado en Cataluña un total de 32,1 hm³ de agua regenerada. Este volumen supone un 6% más que el año 2016. Se mantiene así la tendencia en el incremento del uso de este recurso, que ya en 2016 también supuso un incremento del 4% respecto al año anterior (2015).

Los terciarios de las depuradoras de Vila-seca y Salou y Tarragona han producido durante el 2017 un total de 6,7 hm³ de agua regenerada, según datos de la Agencia Catalana del Agua (ACA).

Este volumen, que se destina para usos industriales (polígono petroquímico de Tarragona) y lúdicos (Port Aventura), supone un incremento del 73% en los últimos cinco años.

En el caso de las depuradoras de Vila-seca y Salou y Tarragona, al agua ya tratada se le aplica otro tratamiento de doble ósmosis para adecuar su calidad a las necesidades de las empresas del polígono petroquímico de Tarragona.

La reutilización permite la utilización de agua no potable para los usos mencionados y se libera así caudal que se puede destinar para el consumo doméstico. Hay que tener en cuenta que antes de la reutilización, los usos industriales y lúdicos se satisfacían de manera íntegra con recursos del río Ebro procedentes del Consorcio de Aguas de Tarragona (CAT).

Port de la Selva: La localidad lleva sorteando la escasez de agua potable desde hace más de una década, lo que ha impulsado iniciativas para paliar esta problemática con el soporte técnico del Consorci de la Costa Brava.

El municipio es pionero en la gestión de sus recursos hídricos, ya que ha incorporado la infraestructura necesaria para la reutilización potable indirecta del agua como nueva fuente de suministro. Esta iniciativa se realiza “por necesidad”, según declaraciones de Josep María Cervera, el alcalde de la localidad, ya que por su situación geográfica el municipio está aislado hídricamente, siendo uno de los pocos pueblos de la costa mediterránea que se abastece exclusivamente del acuífero.

En el año 2013 se pone en marcha un proyecto europeo DEMOWARE que tiene por finalidad demostrar la viabilidad técnica y sanitaria del

agua regenerada para la recarga del acuífero. El proyecto está financiado por fondos europeos y liderado por el Centro Tecnológico de Manresa (CTM), el Centro de Competencia en Aguas de Berlín (KWB), la ingeniería AMPHOS21 especialista en hidrología subterránea, Veolia Water Technologies Ibérica y donde, además del Ayuntamiento de El Port de la Selva, también participa el Consorcio de la Costa Brava como asociados al proyecto.

Éste consiste en la utilización de las aguas depuradas como materia prima para su regeneración y reutilización potable indirecta. El efluente de la decantación secundaria se somete a una filtración en doble etapa y una desinfección con luz ultravioleta antes de enviarse a un depósito de almacenamiento y de ahí, por gravedad, a las balsas de infiltración, donde el agua ya regenerada se infiltra de forma natural y se mezcla en el aluvial del acuífero de la riera de Rubiés, a un kilómetro aproximadamente del punto que abastece de agua potable a la localidad. Como resultado de este proyecto se incorpora también una etapa de adsorción sobre carbón activo granular.

3.7. Objetivos del proyecto Demoware

Además de la innegable ventaja que supone garantizar el abastecimiento de agua a la población, la regeneración presenta importantes ventajas económicas y medioambientales frente a otras alternativas, ya que las aguas depuradas son un recurso con

el que cuentan las ciudades. Para demostrar la viabilidad económica de la regeneración del agua, una parte del proyecto Demoware se ha centrado en el análisis y comparativa del coste económico de diferentes fuentes de suministro de agua mediante la herramienta del análisis de ciclo de vida, como por ejemplo, la desalación. Los resultados han concluido que el agua regenerada tiene menor impacto que otros procesos siendo, por lo tanto, un componente esencial en la economía circular del agua.

Desde el punto de vista técnico-sanitario, el proyecto Demoware ha estudiado el riesgo de las sustancias presentes en el agua regenerada, tanto para aquellas que son prioritarias para la UE, así como otras que son de preocupación emergente, como es el caso de la presencia de trazas de fármacos en las aguas residuales. Los resultados han demostrado que las diferentes etapas de regeneración del agua y de la acción suelo-acuífero ha permitido el abatimiento de estos compuestos a niveles por debajo de las recomendaciones de la legislación alemana, una de las más restrictivas y la única en Europa que tiene en cuenta contaminantes de preocupación emergente en uso de agua de consumo humano.

El tercer objetivo del proyecto Demoware ha sido la labor de comunicación, con un compromiso de absoluta transparencia. El Ayuntamiento de El Port de la Selva, contando con la colaboración del Consorcio de la Costa Brava y la Agencia Catalana del Agua, han llevado a cabo diferentes campañas

informativas. Una de ellas ha sido la celebración de unas jornadas de puertas abiertas para dar a conocer el proceso de regeneración de las aguas para la recarga del acuífero.

Un factor limitante de la recarga del acuífero ha sido el incremento de la salinidad de las aguas residuales que, recordemos, es la materia prima del agua regenerada. Este incremento se debe a la intrusión marina en la zona de captación del agua potable y a la entrada de salinidad en el saneamiento, lo que es un factor limitante que implica que para poder hacer una recarga continuada del acuífero durante todo el año -y abastecerse únicamente de él- el diseño del proceso de regeneración debe contar con la eliminación de esta salinidad superior a la propia del acuífero.

Concluido ya los tres años de vida del proyecto Demoware, el esfuerzo en la reutilización potable indirecta está centrado ahora en los aspectos de diseño de la regeneración a partir de los resultados obtenidos de la salinidad y de la presencia de compuestos de preocupación emergente. Para ello, se están llevando a cabo diferentes actuaciones desde el propio ayuntamiento y el Consorcio de la Costa Brava en estrecha colaboración con un grupo de trabajo especializado de la Agencia Catalana del Agua y Salud Pública, con el objetivo de conseguir que El Port de la Selva siga siendo por muchos años el único municipio de la costa mediterránea que se abastece de su

propio acuífero, que sirva de modelo en la gestión sostenible de los recursos hídricos y de ejemplo a seguir en la economía circular del agua.

3.8. Proyecto SuWaNu Europe

Durante el año 2018, Asersa ha participado en la elaboración de una propuesta de proyecto europeo, dentro del programa H2020 y coordinado por la empresa BioAzul de Málaga. La propuesta fue aprobada por la Agencia Ejecutiva de Investigación de la Comisión Europea a finales de septiembre de 2018, con el número 818088.

Tiene por título “Network for effective knowledge transfer on safe and economic wastewater reuse in agriculture in Europe”, con una duración de 30 meses, desde enero 2019 hasta junio 2021 y un presupuesto total de 1.999.926,25 €.

SuWaNu Europe se centra en la reutilización de aguas regeneradas en la agricultura. Las aguas residuales depuradas, cuando se tratan de acuerdo con los estándares y métodos apropiados y cumplen los criterios de calidad requeridos para un determinado uso se conocen como aguas regeneradas. Al aportar tanto agua como nutrientes, las aguas regeneradas tienen un enorme potencial para complementar los recursos hídricos convencionales utilizados en el riego agrícola.

El objetivo del proyecto es promover el intercambio de conocimientos, experiencias y habilidades entre profesionales y actores

relevantes del uso de aguas regeneradas en la agricultura, de modo que las soluciones tecnológicas y organizativas se difundan de forma amplia en toda Europa, lo que se traduce en una agricultura más resiliente para hacer frente a la escasez de agua y los efectos del cambio climático.

SuWaNu Europe se basa en un proyecto anterior de la UE llamado SuWaNu: Tratamiento sostenible del agua y opciones de reutilización de nutrientes, que consistió en desarrollar estrategias basadas en la reutilización para resolver problemas como la escasez de agua o la disponibilidad de nutrientes. Sin embargo, SuWaNu Europe ha sido concebido no solo como una continuación de las actividades del anterior proyecto SuWaNu anterior, sino también como la creación de un nuevo instrumento basado en una red existente para acelerar la adopción de resultados de investigación en el campo del uso de aguas regeneradas en la agricultura.

Por esa razón, el proyecto creará Grupos de Trabajo Regionales entre los miembros del consorcio y los actores más relevantes de 8 regiones objetivo que trabajarán para difundir los resultados del proyecto. El objetivo es establecer vínculos permanentes, más allá del marco temporal del proyecto, con actores locales y fomentar el flujo de información entre investigadores, innovadores privados, organizaciones civiles y la administración pública.

Andalucía es la región española de actuación del Proyecto SuWaNu Europe.

3.9. Plan de reutilización de aguas regeneradas de Madrid

El Ayuntamiento de Madrid ha llevado a cabo la construcción de una serie de infraestructuras desde 2001 que permiten el abastecimiento de la ciudad con agua reutilizada para el riego de parques y la limpieza de calles mediante baldeo.

Supone el aprovechamiento de agua procedente de las estaciones depuradoras del sistema de saneamiento de la ciudad, mediante la construcción de un gran anillo de circunvalación de aproximadamente 180 km de infraestructuras subterráneas, que admite la reversibilidad del flujo hidráulico, permitiendo el abastecimiento de la ciudad con agua regenerada para el riego de zonas verdes, baldeo de viales, limpieza de alcantarillado y estanques de tormentas, así como otros usos autorizados (riego de campos de golf, viveros, etc.)

Para crear este gran anillo, el plan cuenta con la construcción de una serie de infraestructuras, depósitos y dársenas, con los correspondientes equipos de bombeo para hidrantes y carga de camiones.

La red general se estructura en otras redes parciales, que a su vez disponen de ramales secundarios para obtener una mejor distribución:

- Red Centro
- Red Norte Este Rejas
- Red Sur Este Rejas
- Red Interconexión Gavia
- Red Interconexión Norte Oeste-Norte Este
- Ampliaciones futuras

A su vez, cada red parcial tiene asignada una estación regeneradora de aguas residuales de abastecimiento en cabecera y están equipadas en los distintos puntos de suministro con estaciones de control que monitorizan en continuos parámetros de calidad y variables hidráulicas que permiten una completa supervisión de todos los puntos de suministro.

Las dársenas son depósitos completamente enterrados o semienterrados donde se acumula el agua procedente de las estaciones depuradoras a través de las diferentes redes.

El agua almacenada se transfiere a diferentes puntos de toma o hidrantes situados en aceras o zonas verdes, utilizándose el recurso para riego, baldeo de viales públicos u otros usos (Ayuntamiento de Madrid, 2019).

4. MEDIDAS INSTITUCIONALES Y MARCO LEGAL

4.1. Marco Internacional

4.1.1. Decenio del agua fuente de vida 2005-2015

Las Naciones Unidas en Resolución aprobada por la Asamblea General el 23 de diciembre de 2003 proclamaron el periodo 2005-2015 Decenio Internacional para la Acción “El agua, fuente de vida”, que comenzó el 22 de marzo de 2005, Día Mundial del Agua.

En la Cumbre del Milenio de Naciones Unidas de septiembre de 2000 se congregó el mayor número de líderes mundiales jamás reunido para aprobar la Declaración del Milenio. De aquella Declaración surgieron los *Objetivos de Desarrollo del Milenio*, un compendio de objetivos alcanzables y sujetos a plazo orientados a extender los beneficios de la globalización a los ciudadanos más pobres del mundo. La meta 10 del Objetivo 7 persigue reducir a la mitad el porcentaje de la población mundial sin acceso seguro al agua potable. Más tarde, durante la Cumbre Mundial sobre Desarrollo Sostenible de Johannesburgo, en 2002, se ampliaría el alcance de esta meta incluyendo también el acceso a un saneamiento básico y reconociendo que los recursos hídricos son un factor fundamental para la consecución del resto de los Objetivos de Desarrollo del Milenio.

Desde Johannesburgo, otras deliberaciones internacionales sobre agua y saneamiento han

contribuido a impulsar la cooperación y la acción en este campo. En particular se han logrado progresos significativos en el abastecimiento a la población de agua potable y saneamiento básico. A pesar de ello, resulta necesario un mayor esfuerzo para ampliar estos servicios a la población todavía excluida, en su mayor parte, la población pobre.

Dos programas se pusieron en marcha al inicio del Decenio "El agua, fuente de vida" que entraron en pleno funcionamiento en los primeros años del Decenio: el **Programa de ONU-Agua para el desarrollo de la capacidad en el marco del Decenio** (UNW-DPC) y el **Programa de ONU-Agua para la Promoción y la Comunicación en el marco del Decenio** (UNW-DPAC). Estos programas son apoyados por los gobiernos de Alemania y España, y albergados por la Universidad de las Naciones Unidas (UNU) y el Departamento de Asuntos Económicos y Sociales de las Naciones Unidas (DAES) respectivamente.

Las actividades realizadas por estos dos programas han impulsado la agenda del Decenio en las áreas identificadas como de especial interés para el Decenio. De esta manera, se ha promovido la respuesta de los Estados Miembro. Las actividades específicas llevadas a cabo por UNW-DPAC incluyen, entre otros, el sitio web del Decenio y el premio anual a las mejores prácticas “El agua, fuente de vida”. Las actividades de UNW-DPC se han centrado en el apoyo a

ONU-Agua y en la ejecución de los temas del Decenio a través del desarrollo de capacidades.

El objetivo fundamental del Decenio es promover los esfuerzos para cumplir con los compromisos internacionales adquiridos en materia de agua y saneamiento para 2015. Se trata de reforzar la cooperación a todos los niveles, de manera que se alcancen los objetivos relacionados con el agua acordados en la Declaración del Milenio, el Plan de Ejecución de la Cumbre Mundial sobre Desarrollo Sostenible de Johannesburgo y la Agenda 21.

El gran desafío del Decenio consiste en dirigir la atención hacia políticas y actividades proactivas que garanticen a largo plazo una gestión sostenible de los recursos hídricos, en términos tanto de calidad como de cantidad, y que incluyan medidas de mejora del saneamiento. Lograr los objetivos del Decenio requiere de continuo compromiso, cooperación e inversión por parte de todos los agentes involucrados durante, no solo el decenio 2005-2015, sino más allá.

4.1.2. Declaración Río+20 el futuro que queremos. Desarrollo sostenible

En la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo Sostenible que tuvo lugar en Río de Janeiro, Brasil en junio de 2012, los líderes mundiales, junto con miles de participantes del sector privado, las ONG y otros grupos, se unieron para dar forma a la manera en que puede reducir la pobreza,

fomentar la equidad social y garantizar la protección del medio ambiente en un planeta cada vez más poblado.

En la Resolución aprobada por la Asamblea General el 27 de julio de 2012 ya se menciona el término reutilización al hablar de Seguridad alimentaria y nutrición y agricultura sostenible, y Ciudades y asentamientos humanos sostenibles.

Art. 109. Reconocemos la importancia de que se adopten las medidas necesarias para atender mejor las necesidades de las comunidades rurales, entre otros medios, aumentando el acceso de los productores agrícolas, en particular los pequeños agricultores, las agricultoras, los indígenas y las personas que se encuentran en situaciones vulnerables, a créditos y otros servicios financieros, mercados, regímenes seguros de tenencia de la tierra, atención de la salud, servicios sociales, educación, capacitación, conocimientos, y tecnologías apropiadas y asequibles, en particular para el regadío eficaz, la reutilización del agua residual tratada y la captación y el almacenamiento de agua.

135. Nos comprometemos a promover un enfoque integrado de la planificación y construcción de ciudades y asentamientos urbanos

sostenibles, incluso apoyando a las autoridades locales, concienciando a la población y aumentando la participación de los residentes de las zonas urbanas, incluidos los pobres, en la adopción de decisiones. Nos comprometemos también a promover políticas de desarrollo sostenible que apoyen la prestación de servicios sociales y de vivienda inclusivos; condiciones de vida seguras y saludables para todos, especialmente los niños, los jóvenes, las mujeres, los ancianos y las personas con discapacidad; transporte y energía asequibles y sostenibles; el fomento, la protección y el restablecimiento de espacios urbanos verdes y seguros; agua potable y saneamiento; una buena calidad del aire; la generación de empleos decentes; y la mejora de la planificación urbana y de los barrios marginales. Además, apoyamos la gestión sostenible de los desechos mediante la aplicación del concepto de las “3 erres” (reducción, **reutilización** y reciclado). Subrayamos que es importante que en la planificación urbana se tengan en cuenta la reducción del riesgo de desastres, la resiliencia y los riesgos climáticos. Reconocemos los esfuerzos que despliegan las ciudades para lograr el equilibrio entre el desarrollo y las regiones rurales.

- Nueva Agenda de Agua 2030 – Objetivo de Desarrollo Sostenible N° 6 Agua Limpia Y Saneamiento. Dentro del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo Sostenible (PNUD)

A continuación, se indican algunos de los datos publicados por las Naciones Unidas, con objeto de identificar la situación actual y a futuro.

- 3 de cada 10 personas carecen de acceso a servicios de agua potable seguros y 6 de cada 10 carecen de acceso a instalaciones de saneamiento gestionadas de forma segura.
- Entre 1990 y 2015, la proporción de población mundial que utilizaba una fuente mejorada de agua potable pasó del 76% al 90%.
- La escasez de agua afecta a más del 40% de la población mundial y se prevé que este porcentaje aumente. Más de 1700 millones de personas viven actualmente en cuencas fluviales en las que el consumo de agua supera la recarga.
- 4 billones de personas carecen de acceso a servicios básicos de saneamiento, como retretes o letrinas.
- Más del 80% de las aguas residuales resultantes de actividades humanas se vierten en los ríos o el mar sin ningún tratamiento, lo que provoca su contaminación.

- Aproximadamente el 70% de todas las aguas extraídas de los ríos, lagos y acuíferos se utilizan para el riego.
- Las inundaciones y otros desastres relacionados con el agua representan el 70% de todas las muertes relacionadas con desastres naturales

METAS de aquí a 2030:

- Mejorar la calidad del agua reduciendo la contaminación, eliminando el vertimiento y minimizando la emisión de productos químicos y materiales peligrosos, reduciendo a la mitad el porcentaje de aguas residuales sin tratar y aumentando considerablemente el reciclado y la reutilización sin riesgos a nivel mundial.
- Ampliar la cooperación internacional y el apoyo prestado a los países en desarrollo para la creación de capacidad en actividades y programas relativos al agua y el saneamiento, como los de captación de agua, desalinización, uso eficiente de los recursos hídricos, tratamiento de aguas residuales, reciclado y tecnologías de reutilización.
- Programa Mundial de Evaluación Recursos Hídricos (WWAP) UNESCO

El último informe se presentó en el Consejo de Derechos Humanos el 19 de marzo 2019 en

Ginebra (Suiza). En él se puede leer lo siguiente:

*La reutilización del agua ofrece oportunidades para fortalecer el abastecimiento convencional de agua, especialmente en ciudades que dependen de fuentes de agua más distantes. El tratamiento de las aguas residuales con un estándar de calidad que es seguro y susceptible a un usuario (es decir, un tratamiento “adaptado a un propósito”), no solo mejora su atractivo general, sino que también hace que la reutilización del agua sea más factible económicamente (WWAP, 2017). Es más, algunos estados y comunidades planean implementar la **visión de cero descargas y el 100% de reciclaje de aguas residuales en entornos industriales**, a través de procesos como la separación de caudales, la recuperación de materiales y energía, así como varias herramientas de gestión de aguas residuales (WWAP, 2006, 2017).*

A pesar de los múltiples beneficios, el potencial de la mayoría de los recursos hídricos no convencionales – y especialmente la reutilización y el reciclaje del agua – está aún inexplorado y subexplotado (WWAP, 2017; Qadir et al., 2018). Si bien están surgiendo las tecnologías y el conocimiento para el desarrollo de

*recursos no convencionales junto con un número creciente de aplicaciones, existen **barreras financieras, tecnológicas y políticas** para explotar todo su potencial. La mayoría de los recursos hídricos no convencionales no forman parte de las políticas y presupuestos nacionales de agua, incluso en países con alto potencial.*

Desde un punto de vista de regulación destaca la Organización Mundial de la Salud (WHO, siglas en inglés) que en 2006 publicó la tercera edición de sus Guías sobre el Uso Seguro de Aguas Residuales en la Agricultura y Acuicultura (la primera edición se publicó en 1989) donde se relaciona los Objetivos de Desarrollo del Milenio con la reutilización del agua. Considera la reutilización del agua como un recurso estratégico y de especial valor en zonas donde existe estrés hídrico, siempre y cuando se asegure la salud pública y la protección del medio ambiente. Señala como ventajas:

- La reducción de las presiones sobre el recurso
- la reducción de los riesgos sobre la salud para los usuarios aguas abajo
- el mantenimiento de la calidad de los ecosistemas.

En cuatro volúmenes, estas Directrices proponen un enfoque flexible de evaluación de riesgos y gestión de riesgos vinculado a objetivos basados en la salud que pueden

establecerse a un nivel realista en condiciones locales. El enfoque debe estar respaldado por estrictas medidas de monitoreo.

Asimismo, la Organización Internacional para la Estandarización (ISO, siglas en inglés) publicó en 2015 unas Directrices para el uso del agua residual tratada para proyectos de regadío, incluyendo regadío agrícola.

La Norma ISO 16075 ofrece directrices para el desarrollo e implantación de proyectos de aguas residuales depuradas, incluyendo el diseño, los materiales, la construcción y el rendimiento, así como diversas orientaciones sobre un amplio abanico de temas de interés, tales como la calidad del agua, los tipos de cultivos que pueden regarse, los riesgos asociados y los principales componentes del proyecto, como la red de distribución y los dispositivos de almacenamiento de agua.

Contiene tres documentos:

1. Se tratan las bases de un proyecto de reutilización para riego, incluyendo directrices para todos los elementos de un proyecto de riego utilizando aguas residuales depuradas;
2. Se desarrolla el proyecto, incluyendo facetas como los criterios de diseño y las especificaciones de calidad;
3. Se describen los componentes de un proyecto de reutilización de agua residual depurada para riego.

4.2. Marco Europeo

Hasta ahora en el marco de la Unión Europea no existía una regulación común que estableciese unas normas relativas a la reutilización del agua. Sólo algunos países han establecido unas regulaciones o recomendaciones como son Chipre, Francia, Grecia, Italia, Portugal y España, basándose en las guías y directrices internacionales mencionadas anteriormente.

Actualmente está en proceso la aprobación de un Reglamento que regula los requisitos mínimos para la reutilización del agua.

El origen de dicha propuesta surge a raíz de la Comunicación de 2007 de la Comisión al Parlamento y al Consejo sobre la escasez de agua y la sequía, ya que se afirma que como consecuencia del cambio climático, la frecuencia y la intensidad de las sequías y sus daños ambientales y económicos han aumentado drásticamente en los últimos treinta años; entre 1976 y 2006, el número de zonas y personas afectadas aumentó en casi un 20% y los costes totales de las sequías ascendieron a 100 000 millones de euros (CE, 2012). Como parte de un **enfoque integrado de la gestión del agua**, además del ahorro de agua, las aguas residuales tratadas procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas proporcionan **una opción alternativa fiable** de suministro de agua para fines diversos. Entre ellos, el **riego agrícola posee el mayor potencial** para la adopción de la reutilización del agua y

contribuir a reducir la escasez de agua en toda Europa.

El establecimiento de requisitos mínimos armonizados (parámetros clave sobre patógenos de referencia) acerca de la calidad de las aguas regeneradas y su control, junto con las tareas armonizadas de gestión de riesgos, garantizarían unas condiciones equitativas para los participantes en la reutilización y los afectados, evitando obstáculos a la libre circulación de productos agrícolas regados con aguas regeneradas, velarían por la protección de la salud y el medio ambiente, aumentando con ello la confianza en la práctica de dicha reutilización.

A continuación, se realiza un pequeño repaso de los hitos más importantes que han llevado a cabo el desarrollo del Reglamento que actualmente está en proceso de aprobación y las primeras menciones a la reutilización en la normativa europea como son la Directiva Marco del Agua y la Directiva sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas.

4.2.1. Directiva Marco del Agua, 2000

La Directiva tiene un planteamiento pionero de la protección del agua, basado en las formaciones geográficas naturales; en concreto, las cuencas hidrográficas. La Directiva define plazos concretos, con 2015 como año límite en el que todas las aguas europeas debían estar en buenas condiciones, salvo unas prórrogas que se podrán adoptar bajo unas determinadas condiciones.

En lo que respecta a la reutilización de agua ésta se menciona como una de las medidas a incluir en el Programa de medidas para la consecución de los objetivos de las masas de agua.

4.2.2. Directiva sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas (91/271/CE)

Tiene por objeto proteger el medio ambiente en la Unión Europea de las repercusiones negativas (como la eutrofización) que producen las aguas residuales urbanas. Establece normas de recogida, tratamiento y vertido de aguas residuales.

Los países de la UE deben:

- Recoger y tratar las aguas residuales en zonas urbanas con una población de, al menos, 2 000 personas, y aplicar un tratamiento secundario* a las aguas residuales recogidas,
- Aplicar un tratamiento más avanzado en zonas urbanas con una población superior a 10 000 personas y situadas en zonas sensibles* designadas,
- Garantizar el mantenimiento adecuado de las instalaciones de tratamiento, de manera que tengan un rendimiento suficiente y su funcionamiento en todas las condiciones climáticas normales,
- Adoptar medidas para limitar la contaminación de las aguas receptoras a causa de desbordamientos de las aguas de tormenta en situaciones

extremas, como las producidas por una lluvia inusualmente intensa,

- Controlar el rendimiento de las instalaciones de tratamiento y de las aguas receptoras,
- Controlar la eliminación y reutilización de los lodos residuales.

El artículo 12 prevé, como parte del requisito sobre el vertido de aguas residuales, que “las aguas residuales tratadas se reutilizarán cuando proceda. Las vías de evacuación reducirán al mínimo los efectos adversos sobre el medio ambiente.

4.2.3. 2012: Plan para Salvaguardar los Recursos Hídricos Europeos

Se trata de una Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones como consecuencia de la necesidad de incrementar la protección de los recursos hídricos ya que según el informe elaborado por la AEMA sobre la aplicación de la DMA sólo el 53% de las masas de agua alcanzarán el objetivo de “buen estado” para 2015. En el mismo se destaca lo siguiente:

*En la consulta de las partes interesadas realizada con vistas a la elaboración del Plan, se ha considerado que merece la atención de la UE una **opción alternativa de suministro: la reutilización del agua para la irrigación o para fines industriales.** Se considera que la*

incidencia sobre el medio ambiente de la reutilización del agua (procedente, por ejemplo, del tratamiento de las aguas residuales o de instalaciones industriales) tiene un menor impacto ambiental que otras alternativas de suministro de agua (por ejemplo, transferencias de agua o desalinización), pero se utiliza únicamente de forma limitada en la UE. Esto parece deberse a la inexistencia de normas comunes de la UE en materia de medio ambiente y sanidad para la reutilización del agua y a los posibles obstáculos a la libre circulación de productos agrícolas irrigados con agua reutilizada. La Comisión estudiará el instrumento a nivel de la UE más conveniente para fomentar la reutilización del agua, y, en particular, un Reglamento que establezca normas comunes. En 2015, presentará una propuesta, sometida a una evaluación de impacto adecuada, que estará encaminada a garantizar el mantenimiento de un alto nivel de protección de la sanidad pública y del medio ambiente en la UE.

*La Comisión considerará la elaboración de un **instrumento reglamentario** que establezca normas europeas comunes relativas a la reutilización del agua y suprima así los obstáculos a una utilización más extendida de este modo alternativo de suministro de agua.*

Esta solución podría paliar la escasez de agua y reducir la vulnerabilidad en el sector.

El plan establece el objetivo y la dinámica de la política de aguas de la UE y se plantea como un instrumento necesario para alcanzar el objetivo integrado en la DMA. Determina una serie de acciones esenciales que deben realizar los gestores del agua y los dirigentes políticos para afrontar los problemas que tiene planteados el medio acuático.

Su objetivo a largo plazo es garantizar la sostenibilidad de todas las actividades que afectan a los recursos hídricos, para asegurar de esta forma la disponibilidad de agua de buena calidad cuya utilización sea sostenible y equitativa.

Para ello se establecen una serie de objetivos específicos entre los que se establece maximizar la reutilización del agua y como forma de alcanzarlo un posible reglamento para 2015. El objetivo de esta regulación es eliminar los obstáculos a un uso generalizado de esta opción de suministro de agua, paliar la escasez de agua y reducir la vulnerabilidad de los sistemas de suministro.

4.2.4. 2013: Informe actualizado sobre la reutilización en la UE. Servicio contratado para el seguimiento de la escasez y sequía. Elaborado por Typsa.

El informe realiza un análisis sobre el índice de estrés hídrico (WEI, siglas en inglés). Este índice se define como la fracción de escorrentía total anual disponible para consumo humano.

El informe incluye un gráfico describiendo la situación actual:

Bajo	<10%
Moderado	10-20%
Alto	20-40%
Severo	>40%

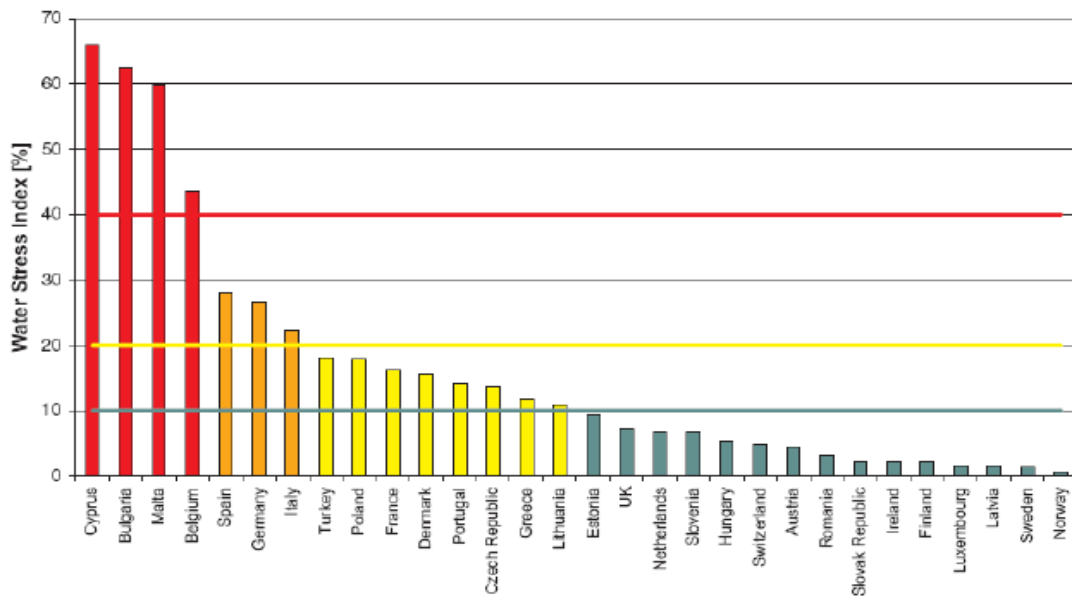


Figura 103. Índice de estrés hídrico en Europa (Water reuse in the European Union, 2013)

Se ha realizado una estimación de la posible reutilización del agua en Europa sobre una base matemática de la proporción de demanda y suministro de agua que pueden ser cubiertos por aguas residuales regeneradas. Este enfoque no se basó en consideraciones de costos e incorporación de externalidades de una forma directa en el enfoque del balance de masa, aunque si se basara en factores económicos, el punto de equilibrio y, por lo tanto, las variables de la ecuación aplicada,

estaría determinada por mecanismos de precios. El objetivo de este estudio fue combinar varios datos generales de gestión del agua y el estado actualmente verificable de la recuperación y reutilización de aguas residuales en Europa como base para calcular los factores de recuperación y reutilización que describen los principales parámetros que influyen en un mayor desarrollo.

En la siguiente figura, se muestra el potencial de reutilización de aguas residuales para la mayoría de los países europeos según el modelo de cálculo. A nivel europeo, el volumen de aguas residuales reutilizadas ahorraría el 0,9% de la extracción total de agua

en el año 2025. Mientras que para la mayoría de los países el potencial de sustitución es inferior al 0,5%, Malta, Chipre y España podrían cubrir el 26%, 7,6% y 3% de su demanda futura de agua, respectivamente.

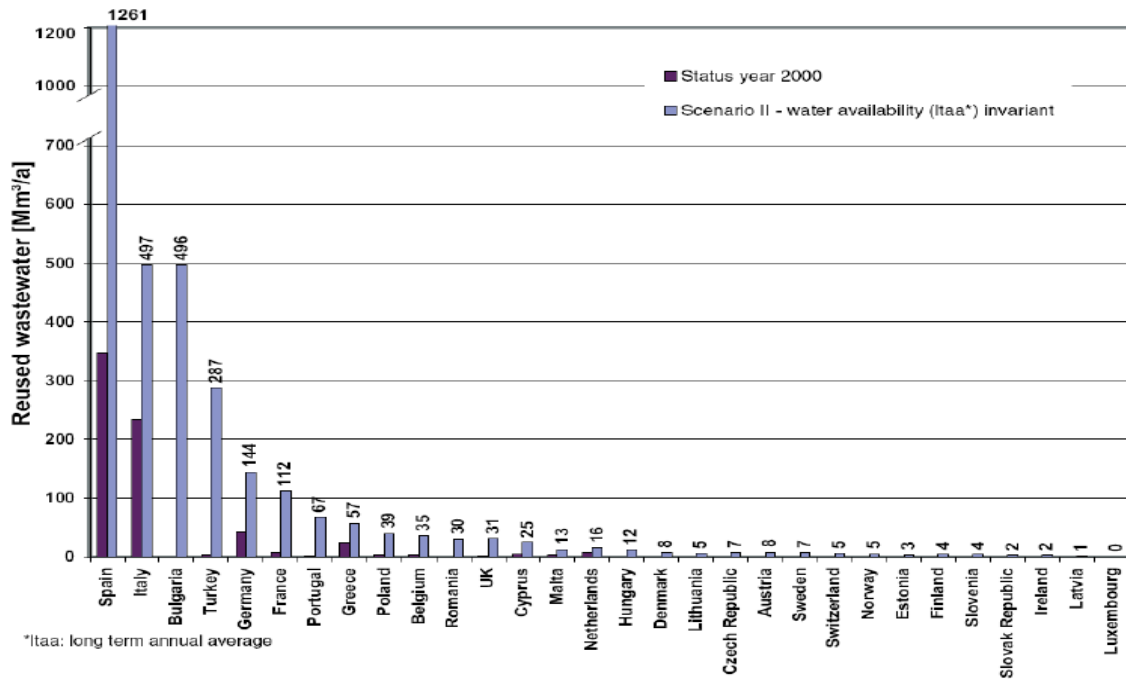


Figura 104. Escenario de previsión de agua reutilizada para el 2025 (Water reuse in the European Union, 2013)

4.2.5. 2015: Plan de Acción de la UE para la Economía Circular

La Comisión Europea presentó en diciembre de 2015 su Plan de Acción para una economía circular en Europa. Dicho Plan tiene como objetivo señalar las diferentes medidas (hasta un total de 54) sobre las que la Comisión Europea estima que es necesario actuar en los próximos 5 años para avanzar en economía circular. Las medidas afectan:

- A las diferentes etapas del ciclo de vida de los productos (diseño y producción, consumo, gestión de residuos y aprovechamiento de los recursos contenidos en los residuos mediante su reintroducción en la economía) y,
- A cinco áreas que la Comisión considera prioritarias (los plásticos, el desperdicio alimentario, las materias primas críticas, la construcción y la demolición y la biomasa y productos con base biológica).

Asimismo, el plan incluye también un apartado horizontal relativo a la innovación y a las inversiones y un calendario para las 54 medidas. Entre ellas una propuesta de legislación al objeto de establecer requisitos mínimos de reutilización del agua para el riego y la recarga de los acuíferos en 2017; fomento de la reutilización segura y en particular del agua, y especialmente orientaciones sobre la integración de la reutilización del agua en la planificación y la gestión del agua, la inclusión de las mejores prácticas en los BREF¹ pertinentes, y apoyo a la innovación (a través de la Asociación Europea para la innovación y Horizonte 2020) y las inversiones 2016-2017.

4.2.6. 2016: Directrices en el marco de la Estrategia común de aplicación de la Directiva Marco del agua, con el objetivo de integrar mejor la reutilización del agua en la planificación y la gestión del agua

Estas directrices se justifican basándose en la confirmación de que en la medida en que la escasez de agua se ha agravado en algunas partes de la UE, la reutilización de las aguas residuales tratadas en condiciones seguras y rentables es un medio valioso pero infrautilizado de aumentar el suministro de agua y reducir la presión sobre los recursos. La facilitación de la reutilización del agua en la agricultura también contribuirá al reciclado

de nutrientes por sustitución de fertilizantes sólidos.

Las directrices señalan que el agua se puede reutilizar para una variedad de propósitos (agricultura, paisaje, urbano, ambiental, industrial, etc.) y el documento describe el rango de potenciales beneficios económicos y ambientales. En todos los casos, la calidad del agua (y, por lo tanto, el tratamiento necesario) debería ser apropiada para el uso final específico como, así como garantizar una mayor protección de la salud y el medio ambiente. El documento también proporciona Directrices sobre la interpretación de la legislación de la UE tal como se aplica a la reutilización del agua y destaca la necesidad de garantizar que se cumpla plenamente la legislación medioambiental pertinente de la UE. Además, destaca la importancia de cumplir la legislación nacional sobre la calidad de la reutilización agua donde está regulada.

El informe menciona que, en **España, alrededor del 11% del volumen total de agua residual tratada es reutilizada para distintos usos**. En particular, en las cuencas mediterráneas, donde el agua es escasa y hay mayores presiones sobre los recursos hídricos, este porcentaje aumenta hasta un 24% (Júcar) y hasta un 50-60% (Segura y las Islas Baleares).

¹ Estos documentos BREF describen, para cada uno de los sectores industriales, las técnicas aplicadas, las emisiones actuales a todos los medios y los niveles de consumo, las técnicas que se tienen en cuenta para determinar las mejores técnicas disponibles, así como las conclusiones sobre las MTD y las técnicas emergentes.

El riego utiliza aproximadamente el 64% del agua reutilizada total, seguido de usos recreativos (principalmente para campos de golf) y luego usos ambientales.

Como potenciales usos se incluyen:

- Contribuir a los objetivos ambientales / hacer que el agua esté disponible para usos futuros, como la restauración del ecosistema acuático o la creación de nuevos entornos acuáticos, el aumento de la corriente, la recarga del acuífero (por ejemplo, para el control de intrusión salina o la extracción posterior para su uso, como los usos adicionales a continuación).
- Usos agrícolas / hortícolas, como el riego de cultivos (alimenticios y no alimenticios), huertos y pastos o acuicultura, incluido el cultivo de algas.
- Usos industriales tales como agua de enfriamiento, agua de proceso, lavado de agregados, fabricación de concreto, compactación del suelo, control de polvo.
- Usos municipales / paisajísticos tales como riego de parques públicos, instalaciones recreativas y deportivas, jardines privados, costados de carreteras, limpieza de calles, sistemas de protección contra incendios, lavado de vehículos, descarga de inodoros, control de polvo.

4.2.7. 2017: Informe final de la caracterización de la reutilización de agua no planeada en Europa.

El estudio tiene una doble finalidad; por un lado, evaluar las características actuales de las fuentes de agua utilizadas en el riego agrícola en la UE incluida la reutilización directa e indirecta de aguas residuales tratadas. Además de determinar el alcance de la reutilización no planificada y el impacto del desarrollo de la reutilización planificada (y directa) en determinadas cuencas hidrográficas seleccionadas a nivel europeo.

Una de las cuencas seleccionadas para el estudio fue la del Ebro, en concreto en algunos tramos fluviales del río Segre donde se estimó que el grado de impacto del vertido de las aguas residuales puede variar entre un 3 y 11 % dependiendo de las condiciones de caudal.

4.2.7.1. 2017: Requisitos mínimos de calidad para la reutilización de agua en agricultura y recarga de acuíferos (JRC).

Dentro del proceso de elaboración de una propuesta de legislación para establecer unos requisitos mínimos de calidad para la reutilización de agua, la Comisión Europea solicitó al Centro Común de Investigación (JRC, siglas en inglés) el desarrollo de una propuesta que proporcionase confianza pública en las prácticas de reutilización para mejorar su implantación a nivel europeo.

En este documento técnico se establecen los **parámetros microbiológicos y fisicoquímicos**, los **valores límite asociados y las frecuencias de muestreo** para el uso de estas aguas en el riego agrícola, como requerimientos que garanticen la protección de la salud humana y del medio ambiente.

La única fuente de aguas residuales considerada en este documento son las aguas residuales urbanas cubiertas por la Directiva 91/271 / EEC, y que se definen como: aguas residuales domésticas o la mezcla de aguas residuales domésticas con aguas residuales industriales provenientes de diversos sectores de la industria alimentaria y / o el agua de lluvia.

Para el caso de la recarga de acuíferos se concluye que la Directiva de aguas subterráneas (GWD, siglas en inglés) incluye una gestión del riesgo totalmente aplicable al uso de las aguas regeneradas. Los estados miembros deben asegurar que la calidad del agua regenerada no compromete los objetivos de la GWD y directivas relacionadas. A la hora de establecer unos parámetros de calidad para la recarga de acuíferos debe tenerse en cuenta el método de recarga, es decir si es directo a través de una inyección directa o indirecto como pueden ser las balsas de infiltración donde habrá que tener en cuenta la capacidad de atenuación natural de la zona vadosa.

4.2.8. 2018: Reglamento de requerimientos mínimos para la reutilización del agua.

Siguiendo el procedimiento legislativo ordinario la Comisión Europea preparó una propuesta de Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo relativo a los requisitos mínimos para la reutilización del agua que fue presentada en mayo de 2018 *COM (2018) 337 final*. Reglamento es la figura jurídica que se ha adoptado para regular dicha materia, para ello se han llevado a cabo varios informes y estudios previos confirmando que, debido a las dimensiones y los efectos de la acción, los objetivos planteados en el Reglamento no pueden ser alcanzados de manera suficiente por los Estados miembros, sino a escala de la Unión conforme al principio de subsidiariedad consagrado en el artículo 5 del Tratado de la Unión Europea (Amec FW et al., 2016).

Los reglamentos son actos legislativos vinculantes. Deben aplicarse en su integridad en toda la UE, esto significa que es obligatorio en todos sus elementos y directamente aplicable en cada Estado miembro. A diferencia de las Directivas, que son actos legislativos en los cuales se establecen objetivos que todos los países de la UE deben cumplir. Sin embargo, corresponde a cada país elaborar sus propias leyes sobre cómo alcanzar esos objetivos, es decir requieren de una transposición a la regulación interna.

En 19 de febrero de 2019 el Parlamento ha aprobado 132 enmiendas al texto, encargando que se transmita dicha Posición del Parlamento al Consejo y a la Comisión, así como a los Parlamentos nacionales.

Por su parte la Comisión ha acordado su posición el 12 de junio de 2019. Para ello, sobre la propuesta de la Comisión, se han llevado a cabo ciertas modificaciones. Está previsto que las negociaciones tripartitas (Comisión, Consejo y Parlamento Europeo) comiencen durante la Presidencia finlandesa que empezó el 1 de julio y terminarán el 31 de diciembre de 2019.

En dicha propuesta dentro de las consideraciones se determina que tiene un **menor impacto ambiental que otras alternativas de suministro de agua, tales como los trasvases de agua o la desalinización.**

Cabe mencionar algunas de las enmiendas introducidas por el Parlamento de vital importancia para la protección de la salud humana y medioambiental, instando al Centro Común de Investigación (JRC) a desarrollar parámetros y métodos de medición para detectar la presencia de microplásticos y residuos farmacéuticos en las aguas regeneradas. Por otra parte, insta a la

Comisión a fijar objetivos de calidad en relación con la reutilización del agua para fines públicos.

Respecto a la requisitos de calidad para el riego menciona controles de los microcontaminantes² y de las nuevas sustancias denominadas “contaminantes emergentes³”.

Los estados miembros deben adoptar medidas adecuadas para garantizar que los recursos hídricos utilizados como agua potable no estén contaminados con agua regenerada, a fin de evitar su deterioro.

Es destacable que, aunque sólo se proponen requisitos de calidad para el riego **el Reglamento no impide a los estados miembros permitir el uso de aguas regeneradas para otros fines industriales o paisajísticos o los relacionados con el medio ambiente**, siempre que los Estados miembros velen por la observancia de la obligación de garantizar un elevado nivel de protección de la salud humana, animal y del medio ambiente.

Se plantea que los Estados miembros establezcan controles de calidad del suelo a corto, medio y largo plazo.

² Microcontaminante: una sustancia indeseable detectada en el medio ambiente en concentraciones muy bajas, de conformidad con el anexo VIII de la Directiva 2000/60/CE.

³ Se pueden definir como contaminantes que en la actualidad no están incluidos en los programas de

seguimiento sistemático en la Unión, pero que suponen un importante riesgo, lo cual exige su regulación, dependiendo de sus posibles efectos ecotoxicológicos y toxicológicos, y de sus niveles en el medio acuático

A continuación, se exponen aquellos aspectos más significativos del **texto aprobado por el Parlamento Europeo, de 12 de febrero de 2019**, a pesar de que puede sufrir modificaciones durante el proceso de aprobación del mismo en el que aún se encuentra inmerso.

En el texto se define claramente:

- Aguas residuales tratadas: las aguas residuales urbanas que han sido tratadas acorde con los requisitos establecidos en la Directiva 91/271/CEE.
- Aguas regeneradas: las aguas residuales tratadas que han sido objeto de un tratamiento posterior en una instalación de regeneración, donde se adecua su calidad al uso para el que se han previsto.
- Reutilización de aguas: el uso de aguas regeneradas de una calidad especificado en el anexo I, sección 1, a través de un sistema de distribución, sustituyendo así parcial o totalmente el uso de aguas superficiales o subterráneas.

Se establecen las obligaciones de los distintos **operadores** definidos en el mismo:

- Operadores instalaciones de regeneración.
- Operadores de la distribución de las aguas regeneradas.
- Operadores de

almacenamiento de aguas regeneradas.

- Usuarios finales.

Después del **punto de cumplimiento**, definido como el punto en el que el operador de la instalación de regeneración suministra aguas regeneradas al siguiente agente de la cadena, la calidad del agua no será responsabilidad del mismo, sino que pasará a ser responsabilidad del agente siguiente de la cadena.

Las autoridades competentes deberán establecer unos requisitos de **control y seguimiento** de la producción, distribución, almacenamiento y utilización de las aguas regeneradas.

El operador de la instalación de regeneración deberá elaborar un **plan de gestión de riesgos** de reutilización del agua que incluirá:

- Tareas clave de gestión de riesgos (análisis viabilidad instalación de regeneración, descripción detallada del sistema de reutilización y detectar los peligros potenciales, en particular la presencia de contaminantes patógenos, y la potencia de los acontecimientos peligrosos como fallos en el tratamiento, fugas o contaminación accidental en el sistema de reutilización del agua descrito y una evaluación de riesgos).

- Requisitos adicionales (referidos particularmente a metales pesados, plaguicidas, subproductos de la desinfección, productos farmacéuticos, microplásticos, resistencia a los microbianos y otros contaminantes que resulten significativos a partir de las pruebas medioambientales y de salud pública realizados localmente.
- Determinar los peligros, riesgos y medidas preventivas como control de acceso, medidas adicionales de desinfección o eliminación de contaminantes, etc.

Se determina la necesidad de disponer de una licencia para la producción, distribución y almacenamiento de las aguas regeneradas que se otorgará por la autoridad competente tras la consulta a la autoridad sanitaria y otras autoridades pertinentes. En la licencia se establecerá un condicionado relativo a las condiciones relativas a los requisitos mínimos de calidad y control del agua que se especifica en el punto 2 del anexo I, las condiciones relativas a los requisitos adicionales propuestos en el plan de gestión de los riesgos de reutilización del agua y cualquier otra condición necesaria para eliminar en mayor medida los riesgos inaceptables para la salud humana y animal o el medio ambiente. Se prevé una revisión, al menos cada cinco años, y una modificación en los casos necesarios.

La autoridad competente deberá comprobar la conformidad de las aguas regeneradas con las condiciones establecidas en las licencias anteriores a través de los siguientes medios:

- Controles in situ;
- Utilización datos de control obtenidos en virtud del Reglamento y de las Directivas 91/271/CEE y DMA;
- Otros medios adecuados.

Se establece que en caso de incumplimiento se exigirá al operador correspondiente que adopte las medidas necesarias para restablecer rápidamente el cumplimiento e informe inmediatamente a los usuarios finales afectados.

Cuando un valor individual de un parámetro supere los requisitos mínimos de calidad establecidos en el Anexo I, sección 2, letra a), el operador de la instalación de regeneración, suspenderá de inmediato todo nuevo suministro de agua regenerada. El restablecimiento del cumplimiento se llevará a cabo cuando al menos tres controles consecutivos del parámetro/s superados estén por debajo del valor máximo autorizado.

Se insta a los Estados miembros a poner en marcha campañas de información y concienciación dirigidas a los usuarios finales potenciales, incluidos los ciudadanos, en relación con la seguridad de la reutilización y el ahorro de recursos hídricos derivado. Asimismo, también habrá que elaborar campañas de información dirigidas a los

agricultores para garantizar de manera óptima el uso que hacen del agua regenerada en los cultivos y, de este modo, evitar los efectos nocivos para la salud o el medio ambiente derivados de dicho uso.

También se regulan otros aspectos de vital importancia como son la información al público que deberá estar en línea de una forma adecuada, actualizada y accesible, así como la información sobre el seguimiento de la aplicación del Reglamento que debe hacer cada Estado asistido por la AEMA y el acceso a la justicia.

Por último, los Estados deberán establecer un régimen de **sanciones** aplicables a cualquier infracción del Reglamento, las cuales serán efectivas, proporcionadas y disuasorias.

Se prevé que el Reglamento sea aplicable dos años después de la fecha de entrada en vigor para que los estados tengan tiempo suficiente de adecuarse al mismo. Asimismo, se prevé un plazo de cinco años después de la fecha de entrada en vigor para que la Comisión evalúe la implantación del Reglamento.

4.3. Marco Español: hitos

La climatología en España, donde existen zonas de baja pluviometría y largos periodos de sequía, obliga a racionalizar y optimizar la gestión del recurso. Esta condición, junto con el aumento de la demanda, provoca la necesidad de buscar nuevos recursos complementarios o alternativos. Las aguas residuales depuradas y regeneradas son un recurso viable y óptimo. En zonas costeras la reutilización permite un incremento neto del recurso en los casos en los que el agua depurada se vierte al mar o se pierde a través de la evaporación. En zonas de interior permite sustituir al agua potable en los usos que requieren una calidad menos exigente reservando la de mayor calidad para el abastecimiento. Una de las mayores ventajas de la reutilización directa del agua es la garantía tanto de la calidad como del caudal de agua disponible, no dependiendo de la estacionalidad del recurso ni de las épocas de sequía.

4.3.1. Libro Blanco del Agua

El libro blanco fue publicado por el Ministerio de Medio Ambiente en el año 2000. Se planteó con el objetivo de conseguir un mejor conocimiento de los problemas del agua en España, y una vez descrita la situación en ese momento, estimar la evolución previsible y el establecimiento de opciones y prioridades en el uso del agua y servir de apoyo a la redacción de los planes hidrológicos de cuenca.

En él se menciona la reutilización en varios apartados, uno de ellos es al mencionar la gestión de la demanda indicando textualmente *“El concepto de ahorro de agua se engloba en la actualidad en uno más amplio de conservación del agua, que incorpora todas aquellas técnicas que tienen por objeto el ahorro de agua o la mejor gestión de los recursos, tales como las actuaciones de modernización y rehabilitación de redes, tarificación volumétrica, equipamientos sanitarios de bajo consumo, desarrollo educativo e información pública, reutilización de aguas residuales, reciclado, cultivos y jardinería con menos exigencia de agua, etc.”*

En el mismo se presentaban unos datos de volumen de agua reutilizada y las previsiones a largo plazo, haciendo hincapié en que para que los volúmenes indicados fuesen susceptibles de ser regenerados, debía existir una normativa de ámbito estatal que regulase las condiciones básicas para la reutilización directa de las aguas residuales regeneradas, así como la adopción de incentivos financieros para el establecimiento de programas de sustitución -en usos que no requieran una calidad elevada- de aguas potables de las redes municipales, por aguas residuales regeneradas.

4.3.2. RD 1620/2007, de 7 de diciembre, que establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas.

El RD de reutilización establece los mecanismos legales que permiten disponer del agua residual depurada como recurso alternativo, impulsando a su vez planes de reutilización y de usos más eficiente del recurso hídrico. La norma determina los requisitos necesarios para llevar a cabo la actividad de utilización de aguas regeneradas, los procedimientos para obtener la concesión exigida en la ley e incluye disposiciones relativas a los usos admitidos y los criterios de calidad mínimos exigibles.

Se define el concepto de reutilización y se introduce la denominación de aguas regeneradas, más acorde con las posibilidades de reutilización que la norma establece y ampliamente admitida en la doctrina técnica y jurídica. A continuación, se muestran algunas de las definiciones más importantes.

- Aguas depuradas: aguas residuales que han sido sometidas a un proceso de tratamiento que permita adecuar su calidad a la normativa de vertidos aplicable.
- Aguas regeneradas: aguas residuales depuradas que han sido sometidas a un proceso de tratamiento adicional o complementario que permite adecuar su calidad al uso al que se destinan.

- Aguas reutilizadas: aguas que, habiendo sido utilizadas por quien las derivó, se han sometido al proceso o procesos de depuración establecidos en la correspondiente autorización de vertido y a los necesarios para alcanzar la calidad requerida para un nuevo uso privativo, en función de los usos a que se van a destinar antes de su devolución al dominio público hidráulico y al marítimo terrestre.
- Regeneración de aguas: tratamiento adicional al que se someten las aguas depuradas para adecuar su calidad a la normativa de reutilización de aguas.
- Reutilización de las aguas: aplicación antes de su devolución al dominio público hidráulico y al marítimo terrestre para un nuevo uso privativo de las aguas que, habiendo sido utilizadas por quien las derivó, se han sometido al proceso o procesos de depuración establecidos en la correspondiente autorización de vertido y a los necesarios para alcanzar la calidad requerida en función de los usos a que se van a destinar.

Se establece que la reutilización de las aguas procedentes de un aprovechamiento requerirá

concesión administrativa (artículo 59.1 y 109 del texto refundido Ley de Aguas) salvo que fuese solicitada por el titular de una autorización de vertido de aguas residuales, que requerirá solamente una **autorización administrativa**.

El procedimiento para obtener la concesión sigue la tramitación ordinaria de cualquier concesión de aguas públicas. Es preciso que este procedimiento esté acompañado de un informe vinculante de la autoridad sanitaria.

Los plazos de los procedimientos son de 18 y 6 meses, respectivamente, según se tramite la autorización o la concesión. Una vez transcurrido el plazo correspondiente el solicitante deberá considerar desestimada su petición, ya que en ningún caso se entenderá otorgada la concesión por silencio administrativo.

Asimismo, establece un orden de **preferencias en la obtención del título** para poder reutilizar dependiendo de quién lo solicite: cuando el solicitante es el titular de la autorización de vertido tendrá prioridad frente al primer usuario de las aguas, y éste frente a terceros.

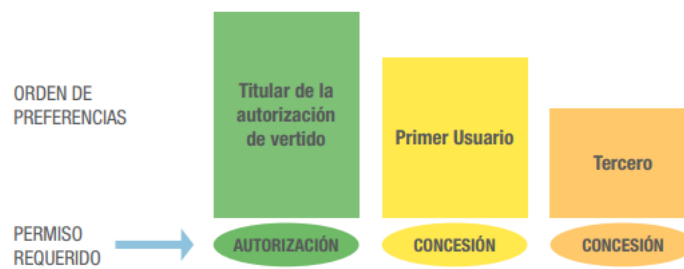


Figura 105. Orden de preferencias en la solicitud. Guía de aplicación del RD 1620/2007.

Se establecen **cinco grupos de usos** (urbanos, agrícolas, industriales, recreativos y ambientales), con los correspondientes subgrupos de calidad y valores paramétricos máximos admisibles.

La norma también contempla **usos prohibidos** que son: consumo humano, salvo en situaciones catastróficas; usos propios de la industria alimentaria excepto para aguas de proceso y limpieza; uso en instalaciones hospitalarias: para el cultivo de moluscos filtradores en acuicultura; uso recreativo como aguas de baño; uso en torres de refrigeración y condensadores evaporativos excepto lo previsto en este uso industrial en la norma; uso en fuentes y láminas ornamentales en espacios públicos o interiores de edificios públicos; y cualquier otro uso que las autoridades consideren que conlleva riesgos para la salud o perjuicio para el medio ambiente.

Los **parámetros** que siempre hay que controlar son: Nematodos intestinales, Escherichia coli, sólidos en suspensión y turbidez. Los dos primeros como indicadores **microbiológicos** y los otros dos como **físico-químicos**.

Asimismo, y dependiendo del tipo de aplicación o destino del agua regenerada, el RD de reutilización exige controlar otro tipo de parámetros, como, por ejemplo, la Legionella spp. en caso de que se produzca aerosolización, o el nitrógeno y el fósforo total en el caso de recarga de acuíferos o llenado de estanques con riesgo de eutrofización. Según la autorización de vertido será necesario controlar el resto de parámetros que en ella se limiten. Cuando se trate de sustancias peligrosas, se deberá asegurar el respeto de las Normas de Calidad Ambiental⁴.

⁴ Norma de Calidad Ambiental: la concentración de un determinado contaminante o grupo de contaminantes en el agua, en los sedimentos o en la biota, que no debe superarse con el fin de proteger la salud humana y el medio ambiente

Con el fin de comprobar que el tratamiento de regeneración cumple con los objetivos de calidad exigidos por el RD de reutilización, el titular debe llevar a cabo el programa de control analítico o **Autocontrol**. Dicho programa consiste en la realización de una serie de mediciones de los distintos parámetros, con las frecuencias establecidas para cada uno de ellos y en cada uno de los puntos de control. Los puntos de control establecidos por el RD de reutilización se sitúan en la salida de la estación regeneradora y en cada uno de los puntos de entrega al usuario. De esta forma se comprueba que el efluente regenerado no ha sufrido ningún cambio durante su distribución respecto a la calidad inicial. La realización del control en la salida de la estación regeneradora y en los puntos de entrega al usuario permite identificar si un incumplimiento de la calidad del agua se debe al tratamiento de regeneración o bien ha sido generado durante la distribución del agua. De esta forma se pueden determinar las medidas más adecuadas para solucionarlo.

Los organismos responsables de la **inspección y vigilancia** de la producción, distribución y uso de las aguas regeneradas corresponden al organismo de cuenca y a la autoridad sanitaria actuando cada uno en el ámbito de sus competencias. Las competencias de los organismos de cuenca se fijan en el texto refundido de la Ley de Aguas y son responsables de inspeccionar y vigilar el cumplimiento de las condiciones fijadas en la autorización de vertido y en la autorización o

concesión de reutilización. Es decir, es responsable del control de las aguas residuales hasta el punto de entrega de las aguas depuradas y de las aguas regeneradas hasta el punto de entrega de las mismas.

Las autoridades sanitarias son responsables de inspeccionar y vigilar la calidad del agua desde el punto de entrega de las aguas regeneradas hasta el lugar de uso.

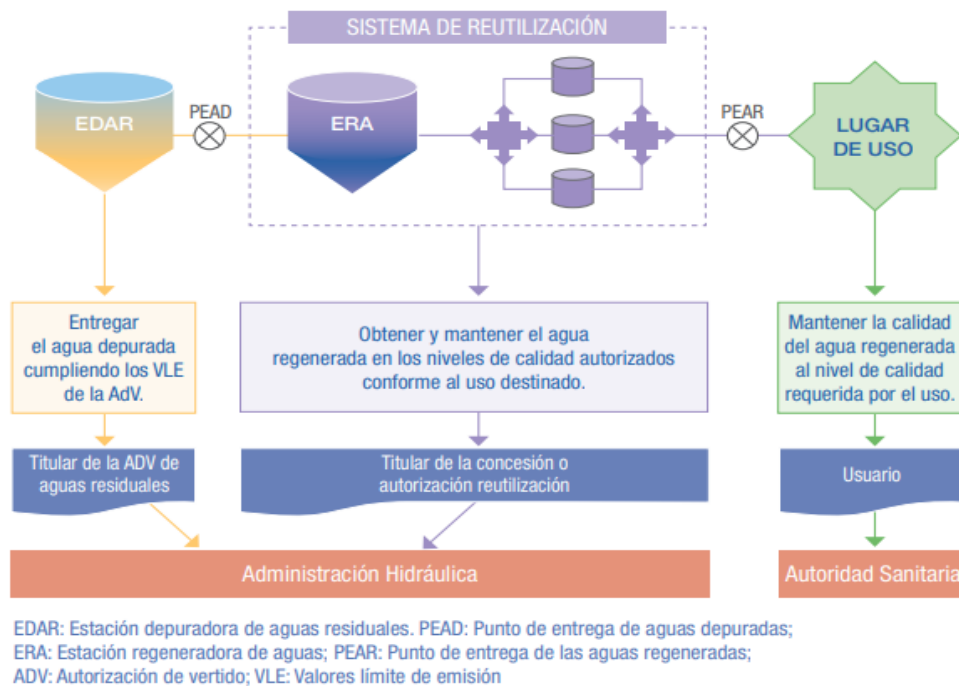


Figura 106. Distribución de responsabilidades en la calidad y la inspección. Guía de aplicación del RD 1620/2007.

4.3.3. Plan DSEAR: Plan Nacional de Depuración, Saneamiento, Eficiencia, Ahorro y Reutilización

Surge como consecuencia de los informes de seguimiento de los planes hidrológicos y de sus programas de medidas de segundo ciclo de planificación (2015-2021) que ponen en evidencia que el avance en la ejecución de las acciones requeridas para lograr los objetivos de la planificación no se viene produciendo al ritmo necesario.

Su diseño se establece con el propósito de garantizar una gestión sostenible basada en el ciclo integral del agua. Órgano responsable es el MITECO y promotor a través de la Dirección General del Agua.

Se dispone de una base de datos nacional que documenta todas las medidas programadas por los 25 planes hidrológicos españoles (<https://servicio.mapama.gob.es/pphh-web/>, 2019).

Es de destacar que el Tribunal de Justicia de la Unión Europea (TJUE) ha condenado a España por su retraso en atender las obligaciones de tratamiento de las aguas residuales procedentes de nueve aglomeraciones urbanas de más de 15.000 habitantes. La sentencia condena a España a abonar a la Comisión Europea una multa coercitiva de un importe de 10.950.000 euros por cada semestre de retraso y una suma a tanto alzado de 12 millones de euros.

En la actualidad, el 99,3% del total de las aglomeraciones españolas (2.083) cumplen con los requisitos de recogida de las aguas residuales. El 85,2% de la carga contaminante total es objeto de un tratamiento secundario de depuración y el 73% de la carga que llega a zonas sensibles es objeto de un tratamiento terciario más riguroso (MITECO, 2019).

El plan exige revisar y actualizar las acciones planteadas fijando los criterios generales (económicos, sociales y ambientales) y de coordinación administrativa que deban aplicarse para verificar que dichas medidas son viables y ser llevadas a cabo eficazmente, sin dificultades inesperadas y en los plazos requeridos.

Un papel importante del Plan es establecer el papel de las distintas administraciones competentes mediante la definición y clarificación de sus responsabilidades en el proyecto, evaluación, construcción y explotación de todas las actuaciones.

Los resultados se deberán integrar en los mecanismos de planificación hidrológica formalmente establecidos: planes hidrológicos de cuenca y plan hidrológico nacional, según su naturaleza y alcance.

Objetivos: ordenar, clarificar y priorizar las medidas que España está obligada a llevar a cabo en las materias señaladas (saneamiento y depuración, eficiencia, ahorro y reutilización) y otras conexas para lograr la imprescindible transición ecológica.

4.3.3.1. Objetivos específicos:

- **Gobernanza:** borradores de propuestas normativas entre las que se especifican aquellas que mejoren la eficiencia energética integral de las plantas de tratamiento, regeneración y reutilización de aguas residuales y aquellas que fomenten la reutilización de las aguas residuales regeneradas.
- **Operativo:** identificación y priorización de las medidas a acometer, se trasladarán a los organismos de cuenca para su incorporación en los planes hidrológicos de tercer ciclo.

Dentro de los documentos de dicho plan que han sido sometidos a participación pública a finales del año 2018 y principios del 2019 (directrices, programas de trabajo, calendario y fórmulas de participación) puede encontrarse un Anejo con los listados de medidas de reutilización por demarcación hidrográfica y por Comunidades Autónomas.

Demarcación Hidrográfica	Número de medidas	Inversión (€) H 2016-2021	Inversión (€) H 2022-2027	Inversión (€) H 2028-2033
MIÑO-SIL	4	3.356.779		
GALICIA-COSTA	0			
CANTÁBRICO ORIENTAL	4	26.000.000		
CANTÁBRICO OCCIDENTAL	13	6.000.000	53.400.000	
DUERO	0			
TAJO	10	303.484.756		
GUADIANA	0			
GUADALQUIVIR	4	9.397.638	10.000.000	
CUENCAS MEDITERRANEAS ANDALUZAS	16	23.600.000	22.000.000	
GUADALETE Y BARBATE	1		1.062.000	
TINTO, ODIEL Y PIEDRAS	1		1.062.000	
SEGURA	19	29.034.788	29.239.460	
JUCAR	17	36.762.008	69.000.726	
EBRO	15		70.146.720	16.530.864
CUENCAS INTERNAS DE CATALUÑA	6	6.250.000		
ISLAS BALEARES	18	32.055.741	31.908.571	
GRAN CANARIA	0			
FUERTEVENTURA	1	10.000		
LANZAROTE	4	1.520.434		
TENERIFE	1	6.398.583		
LA PALMA	0			
LA GÓMERA	2	700.000		
EL HIERRO	2	106.000		
CEUTA	2	5.300.000	8.000.000	
MELILLA	0			
Total general	140	489.976.727	295.819.478	16.530.864

Tabla 31. Medidas de reutilización por demarcación hidrográfica y por Comunidades Autónomas, *Fuente.* MITECO.

5. CALIDAD ADECUADA A LOS USOS. COMPARATIVA DE LA NORMATIVA PROPUESTA POR LA COMISIÓN EUROPEA Y LA REGULACION ESPAÑOLA.

La reutilización «adecuada a los fines» significa que las exigencias en materia de la intensidad del tratamiento serán dictadas por la calidad de agua necesaria para ese fin en particular.

La finalidad de un sistema de tratamiento de regeneración, es mejorar la calidad del efluente depurado en la EDAR para cumplir los requisitos de calidad de las aguas regeneradas. Para ello, es preciso complementar las instalaciones de tratamiento previas con procesos avanzados que reduzcan la carga contaminante residual hasta valores admisibles para el uso al que vaya a destinarse el agua producto.

El tratamiento de regeneración tiene como objetivo principal reducir la cantidad de agentes patógenos que hayan sobrevivido a los

tratamientos de depuración, así como reducir el nivel de sólidos en suspensión y turbidez, a fin de adaptarse a calidades mínimas exigidas para su uso.

En función de la calidad del efluente secundario y del tipo de reutilización, se aplican una serie o combinación de procesos unitarios físicos, químicos y biológicos.

En un proyecto de regeneración de agua existen dos requisitos esenciales y complementarios:

- Definir los niveles de calidad adecuados a los posibles usos.
- Establecer los procesos de tratamiento y los límites de calidad de efluentes recomendados para cada uno de los usos previstos.

El aprovechamiento de un agua regenerada requiere normalmente de los tres siguientes elementos técnicos, que constituyen el núcleo central de un programa de reutilización planificada de agua residual:

- Transporte desde la planta de regeneración hasta el lugar de utilización.
- Almacenamiento o regulación para adecuar el caudal suministrado por la planta a los caudales consumidos.
- Definir unas normas de utilización del agua que permita minimizar los posibles riesgos directos o indirectos para el medio ambiente, las personas que la utilizan, la población circundante al lugar de uso y los consumidores de cualquier producto cultivado con el agua regenerada.

Partiendo de un agua procedente de una EDAR convencional se ha de exigir como mínimo respetar las condiciones de vertido de la Directiva 271/91/CEE o lo que en cada caso se aplique siempre y cuando estas condiciones sean más restrictivas. Esta directiva prevé vertido a cauce público y la calidad de vertido relativa a parámetros de contaminación globales tales como:

- Materia orgánica.
- Materia en suspensión (SS).
- Nutrientes (N y P), sólo cuando sea de

aplicación por punto de vertido sensible.

Esta calidad del agua para vertido a cauce público no prevé otros criterios directamente relacionados con las necesidades del destino final de esta agua en caso de ser reutilizada, por ejemplo:

- Microorganismos patógenos, virus, parásitos, etc.
- Sales.
- Elementos contaminantes específicos que pueden invalidar el uso de esta agua para aplicaciones concretas (Boro con regadío de cítricos).

Se ha observado que el condicionante esencial en los tratamientos de regeneración es el nivel de desinfección, por ello en primer lugar se han agrupado todas las calidades recogidas en el RD de reutilización según la calidad bacteriológica exigida. De este modo se han establecido 6 tipos de calidad (A, B, C, D, E y F), teniendo en cuenta fundamentalmente los límites indicados respecto a *Escherichia coli*, nematodos intestinales y *Legionella* spp.

Usos	Tipo de calidad	Escherichia coli (UFC/100 ml)	Nematodos	Legionella spp.(UFC/100 ml)
Residenciales	A	Ausencia	Ausencia	Ausencia
Torres de refrigeración y condensadores evaporativos		Ausencia	<1huevo/10 l	<100
Recarga de acuíferos inyección directa		Ausencia	<1huevo/10 l	No se fija límite
Servicios urbanos	B	<100-200	<1huevo/10 l	<100
Riego agrícola sin restricciones				
Riego de campos de golf				
Riego de productos agrícolas que no se consumen frescos	C	<1.000	<1huevo/10 l	No se fija límite
Riego de pastos animales productores				
Acuicultura				
Aguas proceso y limpieza industria alimentaria				
Recarga de acuíferos por percolación		<1.000	No se fija límite	No se fija límite
Riego de cultivos leñosos, viveros y cultivos industriales	D	<10.000	<1huevo/10 l	<100
Masas de agua sin acceso público				
Riego de bosques y zonas verdes no accesibles al público	E	No se fija límite	No se fija límite	No se fija límite
Ambientales: mantenimiento humedales, caudales mínimos	F	La calidad se estudiará caso por caso		

Tabla 32. Tipos de calidad según los límites bacteriológicos del RD de reutilización. Elaboración propia.

También hay que considerar la existencia de tres usos en los que se limita el N y el P, que exigirán un tratamiento complementario (nitrificación-desnitrificación, precipitación química del P, etc.)

- Estanques, masas de agua y caudales circulantes (PT < 2 mg/l).
- Recarga de acuíferos por percolación localizada a través del terreno (NT < 10 mg/l y NO₃ < 25 mg/l).
- Recarga de acuíferos por inyección directa (NT < 10 mg/l y NO₃ < 25

mg/l)

La Comisión Europea en su propuesta de requisitos mínimos para la reutilización del agua de momento sólo plantea el uso destinado al riego agrícola. Se distinguen tres tipos de cultivos:

- Cultivos de alimentos que se consumen crudos, esto es, aquellos destinados al consumo humano que se consumen crudos o no transformados.
- Cultivos de alimentos transformados, esto es, aquellos destinados al

consumo humano que no se consumen crudos, sino después de un proceso de tratamiento (cocción, transformación industrial).

- Cultivos no alimentarios, esto es, aquellos que o están destinados al consumo humano (por ejemplo,

pastos, forrajes, fibras, ornamentales, semillas, energéticos y turba).

Establece unas categorías de calidad asociadas al tipo de cultivo y a los métodos de riego:

Categoría de calidad	Categoría de cultivo	Método de riego
A	Todos los cultivos alimentarios, incluidos los tubérculos que se consumen <u>crudos</u> y los cultivos alimentarios en los que la parte comestible está en <u>contacto directo</u> con las aguas regeneradas.	Todos los métodos de riego
B	Los cultivos de alimentos que se consumen <u>crudos</u> cuando la parte comestible se produce por encima del nivel del suelo y <u>no está en contacto directo</u> con las aguas regeneradas, los cultivos de <u>alimentos transformados</u> y los cultivos no alimentarios, incluidos los cultivos para alimentar animales productores de carne o leche.	Todos los métodos de riego
C		Riego por goteo únicamente*
D	Cultivos industriales, energéticos y productores de semillas.	Todos los métodos de riego

Tabla 33. Tipos de calidad según el tipo de cultivo y método de riego propuesto por la CE. Elaboración propia.

En función de cada tipo de calidad de agua regenerada establece unos requisitos de calidad.

Categoría de calidad	E. Coli (UFC/100ml)	SST (mg/l)	Turbidez (NTU)	DBO5 (mg/l)	Otros
A	≤ 10 o LD	≤ 10	≤ 5	≤ 10	Legionella spp.
B	≤ 100	Con arreglo a la Directiva de aguas residuales	-	Con arreglo a la Directiva de aguas residuales	Nematodos intestinales
C	≤ 1000		-		Salmonella: ausente
D	≤ 10000		-		

Tabla 34. Requisitos mínimos de calidad propuestos por la CE. Elaboración propia.

En lo que respecta al uso agrícola en España se contemplan 3 categorías de calidad teniendo en cuenta si existe contacto del agua regenerada con las partes comestibles o no:

- Productos de consumo humano en fresco
- Productos de consumo humano no fresco, consumo animales productores, acuicultura
- Cultivos leñosos, ornamentales, no alimentarios

Categoría de calidad	Categoría de cultivo
2.1	<ul style="list-style-type: none"> - Riego de cultivos con sistema de aplicación del agua que permita el <u>contacto directo</u> del agua regenerada con las partes comestibles para alimentación humana <u>en fresco</u>.
2.2	<ul style="list-style-type: none"> - Riego de productos para consumo humano con sistema de aplicación que <u>no evita el contacto directo</u> del agua regenerada con las partes comestibles, pero el <u>consumo no es fresco</u> sino con un tratamiento industrial posterior. - Riego de pastos para consumo de animales productores de leche o carne - Acuicultura
2.3	<ul style="list-style-type: none"> - Riegos localizados de cultivos leñosos <u>que impida el contacto del agua regenerada</u> con los frutos consumidos en la alimentación humana - Riego de cultivo de flores ornamentales, viveros, invernaderos sin contacto directo del agua regenerada con las producciones. - Riego de cultivos industriales no alimentarios, viveros, forrajes ensilados, cereales y semillas oleaginosas.

Tabla 35. Categorías de calidad asociadas al tipo de cultivo España. Elaboración propia.

Categoría de calidad	E. Coli (UFC/100ml)	SS mg/l	Turbidez (NTU)	Nematodos intestinales	Otros
2.1	100	20	10	1 huevo/10 L	Legionella spp. 1000 UFC/l Presencia/ausencia de patógenos
2.2	1000	35	No se fija	1 huevo/10 L	Taenia saginata y Taenia solium: 1 huevo/l (pastos consumo animales productores de carne)
2.3	10000	35	No se fija	1 huevo/10 L	Legionella spp. 100 UFC/l

Tabla 36. Criterios de calidad asociada a los usos España. Elaboración propia.

6. DISCUSIÓN

Teniendo en cuenta lo expuesto anteriormente se pueden destacar los siguientes beneficios de la práctica de la reutilización de aguas:

- Nueva fuente de suministro de agua, capaz de aportar recursos hídricos adicionales, bien sea como recursos netos, o bien como recursos alternativos que permiten liberar recursos de agua de mejor calidad para destinarlos a usos más exigentes, como el abastecimiento público.
- Reducción del aporte de contaminantes biodegradables a los cursos naturales de agua, en particular cuando la reutilización se efectúa mediante riego agrícola, de jardinería o forestal. La reutilización del agua mediante el riego permite que las sustancias orgánicas puedan ser degradadas biológicamente en el suelo.
- Reducción o incluso supresión de instalaciones adicionales de tratamiento de agua de abastecimiento, con la siguiente reducción que ello representa tanto de los efectos desfavorables sobre los cursos naturales de agua como de los costes de abastecimiento de agua.
- Ahorro energético, al evitar la necesidad de aportes adicionales de

agua desde zonas más alejadas a la de la planta de regeneración de agua.

- Reducción de las aportaciones de dióxido de carbono a la atmósfera, en razón de los menores consumos energéticos.
- Aprovechamiento de los elementos nutritivos contenidos en el agua, especialmente cuando el agua regenerada se utiliza para riego agrícola y de jardinería.
- Mayor fiabilidad y regularidad del caudal de agua disponible. Los flujos de agua depurada tienen una garantía mucho mayor que la mayoría de fuentes naturales de agua, especialmente en zonas semi-áridas como las mediterráneas españolas. La estacionalidad de la población en las zonas costeras españolas hace que los mayores caudales de agua disponibles se registren precisamente durante la temporada estival, cuando se producen las mayores demandas de agua para riego.

Una de las cuestiones a tener en cuenta para el desarrollo de la reutilización es la rentabilidad de los proyectos que se planteen. Es característico de la reutilización que la fuente del recurso sea de tipo puntual, no como en la explotación de aguas superficiales o subterráneas en las que, respectivamente, es lineal (cauce de los ríos) o superficial (acuíferos), lo que hace que en este sistema las inversiones en obras de transporte y conducción del agua sean

habitualmente mayores que en los anteriores. La posible cantidad de recurso explotable mediante este sistema es, obviamente, menor que con los convencionales de aguas superficiales y/o subterráneas. No obstante, como se ha desarrollado anteriormente los mayores costes corresponden a la regulación y distribución del recurso.

Respecto a la economía de inversiones, suele pensarse que la reutilización del agua es una fuente alternativa de agua barata. En general, esta hipótesis es cierta solamente cuando las instalaciones de regeneración están situadas en las proximidades de las zonas donde se piensa utilizar el agua y no es necesario realizar ningún tratamiento adicional del efluente disponible. En caso contrario, el coste del sistema de distribución del agua regenerada suele constituir la partida principal del presupuesto de un proyecto de reutilización.

La valoración económica de un proyecto de reutilización de agua consta de dos elementos básicos:

1. El coste de producir el agua regenerada que depende de la capacidad de la ERA y la calidad tanto de la materia prima (efluente depurado) utilizada como de la calidad requerida para el agua regenerada.
2. El coste de la regulación y la distribución del agua regenerada (proceso de reutilización) para

ponerla a disposición de los usuarios.

Como suele ser aplicable al sector de la provisión de agua para consumo público, el mayor coste de esos dos elementos corresponde a la regulación y la distribución del recurso (Mujeriego, 2016).

Los inconvenientes que plantea la reutilización están relacionados con el origen de las aguas que son tratadas ya que las actividades humanas aportan contaminantes microbiológicos y químicos a dichas aguas. Por ello una de las mayores preocupaciones son los riesgos para la salud y la consecuente aceptación por el público.

Es cierto que las aguas residuales brutas contienen numerosos compuestos y microorganismos. El proceso de depuración y el posterior de regeneración hacen que las aguas resultantes sean incluso mejores que las de muchos cauces convencionales, en los que suele ocurrir la reutilización incidental de vertidos aguas arriba (Mujeriego, 2016).

No obstante, una de las barreras más importantes que se enfrentan los gestores cuando quieren introducir las aguas regeneradas, además del reto tecnológico, de la minimización de riesgos para garantizar la calidad, de los costes de inversión, los costes de gestión, especialmente energéticos, los problemas de la distribución diferenciada, etc., es la percepción de dicha agua por la sociedad, donde cualquier incidencia puede generar problemas, además de un coste a la

reputación, a la administración pública o la empresa que lo desarrolla.

7. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS DE FUTURO

En un mundo donde la demanda de agua dulce aumenta de forma permanente y los escasos recursos hídricos se ven cada vez más exigidos por la captación excesiva, la contaminación y el cambio climático, sería sencillamente impensable no aprovechar las oportunidades derivadas de una mejor gestión de las aguas residuales.

El aumento de población experimentado por numerosas zonas urbanas ha hecho que las fuentes de abastecimiento tradicionales sean insuficientes para atender las demandas actuales. Las distancias crecientes entre las nuevas fuentes de abastecimiento y los núcleos urbanos, las limitaciones ambientales para construir nuevos embalses y las sequías plurianuales han llevado a numerosas poblaciones a plantearse la utilización de aguas residuales tratadas como fuente adicional de agua para aprovechamientos que no requieran una calidad de agua potable.

Por otra parte, las cada vez mayores exigencias sanitarias y ambientales sobre la calidad de las aguas continentales y marinas, junto con los requisitos de ubicación y los niveles de tratamiento cada vez más estrictos impuestos a los vertidos de aguas residuales, han hecho que el agua residual regenerada se convierta en una fuente alternativa de abastecimiento, económica y segura desde el punto de vista sanitario y ambiental.

La elección de utilizar una u otra tecnología para el tratamiento del agua se planea desde el punto de vista de la mejor tecnología disponible, si bien este concepto engloba muchos aspectos y muy distintos en relación con la tecnología a implantar; desde los socio-económicos hasta los tecnológicos, pasando por los análisis de ciclo de vida.

Es necesario impulsar la I+D+i para mejorar los rendimientos y la fiabilidad de las tecnologías de regeneración (mejorar parámetros de diseño, combinación de tecnologías, etc.)

En el mundo urbano, a causa principalmente del crecimiento económico, el consumo de productos es cada vez más elevado, y una gran cantidad de productos nuevos, como los fármacos o los productos de uso personal, está aumentando de una forma muy importante. En este sentido, también es necesaria una investigación relacionada con la transformación de contaminantes prioritarios y emergentes en el medio ambiente y en los procesos de tratamiento.

La constatación de que la distribución del agua regenerada, mediante una nueva red de distribución, ha llegado en muchos casos a su límite práctico, debido a la inversión requerida, está llevando a intensificar la aplicación de técnicas de regeneración capaces de producir un agua de calidad igual o superior a la del agua de consumo humano obtenida desde fuentes convencionales. Esto está significando un cambio sustancial de estrategia: obtener un agua de tal calidad

como para poderla introducir en los conductos convencionales de aprovisionamiento de agua de consumo humano, bien sea de forma indirecta (mediante mezcla previa en embalses o acuíferos) como se está haciendo en el sur de California y en Singapur, o de forma directa en la red de distribución de agua de consumo humano, como se está realizando en la ciudad de Windhoek, capital de Namibia.

El gran reto que la reutilización potable plantea consiste fundamentalmente en la necesidad de conseguir la aceptación pública de esta nueva forma de gestionar los recursos, más allá del cumplimiento de las normas de calidad establecida o el coste de producir un agua de esa calidad. Ahí es donde entidades pioneras, como el Orange County Water District en California o el Public Utility Board de Singapur, están dedicando gran parte de sus esfuerzos a demostrar, documentar y divulgar ante los usuarios la bondad y la inocuidad de sus propuestas.

Las evidencias técnicas y científicas no consiguen mitigar el rechazo social asentado durante siglos de no consumir aguas residuales que se asentó en la consciencia social como necesaria medida sanitaria. Asimismo, se esgrimen argumentos relacionados con el riesgo de no poder eliminar determinados contaminantes que los análisis tradicionales no identifican. El debate está en cualquier caso servido, pero en ningún caso acabado y debe abordarse.

BIBLIOGRAFÍA

- Amec Foster Wheeler Environment & Infraestructure UK Ltd, IEPP, ACTeon IMDEA and NTUA Informe "EU-level instruments on water reuse", Amec FW et al., 2016
- Arturo Trapote Jaume, 2016. Segunda edición. Depuración y regeneración de aguas residuales urbanas, 589-605.
- Ayuntamiento de Madrid. Agua regenerada, 2019
<https://www.madrid.es/portales/munimadrid/es/Inicio/Buscador-Simple/Reutilizacion-planificada?vgnextfmt=default&vgnextoid=a3651a824d4ae210VgnVCM2000000c205a0aRCRD&vgnnextchannel=8db7566813946010VgnVCM100000dc0ca8c0RCRD>
- BIO Report "Optimising water reuse in the EU", 2015
- Cátedra AQUAE Economía del Agua
<http://blogs.uned.es/catedra-aquae/>
- Centro Común de Investigación (JRC, siglas en inglés) Minimum quality requirements for water reuse in agricultural irrigation and aquifer recharge, 2017
- Centro Común de Investigación (JRC) Report "Water Reuse in Europe" , 2014
- Comisión Europea, Afrontar el desafío de la escasez de agua y la sequía en la Unión Europea, 2007
- Comisión Europea, Plan para salvaguardar los recursos hídricos de Europa, 2012
- Comisión Europea, Propuesta de Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo relativo a los requisitos mínimos para la reutilización del agua.
- Confederación Hidrográfica del Segura. Plan hidrológico de la demarcación del Segura, 2015-2021
- Directiva de Tratamiento de Aguas Residuales <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=LEGISSUM%3A128008> (último acceso 2019)
- Directiva Marco del Agua <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=LEGISSUM%3A128002b> (último acceso 2019)
- Eurostat database 2017 WEI-
<http://ec.europa.eu/eurostat/data/database>
- Informe Mundial sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas 2017: Aguas residuales: el recurso desaprovechado (<https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000247647>)
- Informe Mundial sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas del 2019 No dejar a nadie atrás (<https://es.unesco.org/water-security/wwap/wwdr/2019>)

José Sáez Mercader, 2010 Primera edición, 2010. Reutilización de aguas regeneradas. Aspectos tecnológicos y jurídicos. Fundación Instituto Mediterráneo del Agua. Capítulo VI.

Ministerio para la Transición Ecológica, Directrices, programa de trabajos, calendario y fórmulas de participación" del Plan Nacional de Depuración, Saneamiento, Eficiencia, Ahorro y Reutilización <https://www.miteco.gob.es/es/agua/participacion-publica/PP-Plan-DSEAR.aspx> 2019

Ministerio para la Transición Ecológica, Guía para la aplicación del RD 1620/2007 por el que se establece el Régimen Jurídico de la Reutilización de las aguas depuradas, 2010

Organización Mundial de la Alimentación y Agricultura FAO, Informe sobre temas hídricos 35. Reutilización del agua en la agricultura: ¿Beneficios para todos? 2013

Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos (WWAP) (último acceso 2019)

Rafael Mujeriego, 2016. Entrevista para la revista RETEMA (Revista Técnica de Medio Ambiente)

Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas

<https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2007-21092>

Texto Refundo de la Ley de Aguas <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2001-14276>

Universidad Técnica de Múnich "Characterization of unplanned water reuse", TUM, 2017

"Wastewater reuse in the European Union", TYPESA, April 2012 and update of April 2013

Water Reuse Europe Report Water Reuse Europe Review 2018- https://www.water-reuse-europe.org/wp-content/uploads/2018/08/wre_review2018_final.pdf

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ
Y
UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS



**MASTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS**

PROYECTO DE FIN DE MASTER

**CONTAMINANTES EMERGENTES: ORIGEN Y
DESTINO**

**AUTOR:
MARÍA TERESA CUENCA ROMPINELLI**

**DIRECTOR:
Eloy García Calvo (Universidad de Alcalá)**

Alcalá de Henares, 17 de septiembre de 2019

ÍNDICE

RESUMEN	462	4.2.5.5. Compuestos “estilo de vida”	485
1. METODOLOGÍA	462	5. RIESGOS QUE ENTRAÑAN LOS CECS	485
2. INTRODUCCIÓN	463	6. MÉTODOS DE DETECCIÓN Y ELIMINACIÓN DE CECS DE LAS AGUAS	488
2.1. El ciclo hidrológico	463	6.1. Avances en detección y análisis: determinación de CECS en las aguas	488
2.2. La contaminación de las aguas	464	6.2. Técnicas de eliminación de CECS	489
3. LOS CONTAMINANTES EMERGENTES	465	6.2.1. Tratamientos físico-químicos	490
3.1. Definición y clasificación	466	6.2.1.1. Coagulación–floculación	490
3.2. Marco Legislativo	468	6.2.1.2. Adsorción	490
3.2.1. Nivel Europeo	468	6.2.1.3. Membranas	491
3.2.2. Nivel Estatal	470	6.2.2. Procesos de Oxidación Avanzada (POAs)	493
4. ORIGEN Y DESTINO DE LOS CECS	471	6.2.3. Tratamientos biológicos	495
4.1. La llegada de los CECS al medio acuático	471	6.2.4. Tecnologías híbridas	495
4.2. Principales contaminantes de interés emergente en el agua	473	6.3. Prevención de CECS en las aguas	498
4.2.1. Productos farmacéuticos	475	6.3.1. Reformulación de productos	498
4.2.1.1. Presencia de productos farmacéuticos en las aguas	475	6.3.2. Alternativas en la dosificación	498
4.2.1.2. Estudio de productos farmacéuticos en las aguas	476	6.3.3. Alternativas de comercialización	499
4.2.2. Drogas de abuso	477	6.3.4. Alternativas de dispensación	499
4.2.2.1. Presencia de drogas de abuso en las aguas	477	6.3.5. Alternativas de eliminación y reciclaje	499
4.2.2.2. Estudio de las drogas de abuso	478	6.3.6. Mejora de las legislaciones y sensibilización del consumidor	500
4.2.3. Pesticidas y biocidas	479	7. DISCUSIÓN	500
4.2.3.1. Presencia de pesticidas y biocidas en las aguas	480	8. CONCLUSIONES	502
4.2.3.2. Estudio de pesticidas y biocidas en las aguas	481	BIBLIOGRAFÍA Y WEBGRAFÍA	503
4.2.4. Productos de cuidado personal	481	ANEXOS	506
4.2.5. Otros contaminantes de interés emergente	483	ANEXO I	506
4.2.5.1. Surfactantes o tensoactivos	483	ANEXO II	508
4.2.5.2. Productos de tratamientos de aguas	483	ANEXO III	513
4.2.5.3. Aditivos industriales y alimentarios	484	Apartado A. Normas de Calidad Ambiental (NCA).	513
4.2.5.4. Retardantes de llama/fuego	484	Apartado B. Aplicación de las normas de calidad ambiental de las sustancias preferentes	514

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Contaminantes de interés emergente más representativos. Modificado de Arbeláez, 2015.	474
Tabla 2. Concentraciones medias y máximas expresadas en ng/L de productos farmacéuticos presentes en aguas de diferentes países europeos. Modificado de WHO, 2011.	476
Tabla 3. Concentración y frecuencia de detección de drogas de abuso en aguas residuales de entrada y salida de EDARs y aguas de ríos. Modificada de Arbeláez, 2015.	479
Tabla 4. Concentraciones medias y rangos de concentración de principales PCPs a la entrada y salida de la EDAR. Modificado de De la Cruz, 2013.	483
Tabla 5. Riesgos ecotoxicológicos que provocan algunos CECs. Modificado de De la Cruz, 2013.	488
Tabla 6. Eficacia de eliminación de CECs mediante adsorción. Modificado de Patiño et al., 2014.	491
Tabla 7. Tecnologías basadas en POAs para el tratamiento de contaminantes en las aguas. Modificada de Patiño, et al., 2014.	493
Tabla 8. Tratamientos convencionales vs avanzados en la eliminación de productos farmacéuticos de las aguas. Modificado de WHO, 2011.	497

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. El ciclo hidrológico. Tomado de www.usgs.gov .	463
Figura 2. Esquema de transposiciones realizadas desde la aprobación de la DMA de las directivas europeas en materia de aguas al marco normativo español.	471
Figura 3. Fuentes y caminos de los contaminantes de interés emergente hasta las aguas. Tomado de (Gavrilescu, et al., 2014).	473
Figura 4. Destino y transporte de productos farmacéuticos en el medio ambiente y su llegada a las aguas de consumo humano. Tomado de WHO, 2011.	475
Figura 5. Posibles vías que toman los pesticidas/biocidas hasta llegar al medio acuático y consumidores. Tomado de De la Cruz, 2013.	480
Figura 6. Comparativa de métodos físico-químicos para la eliminación de estrógenos en el agua llevada a cabo por Bodzek y Dudziak en 2006. Tomada de Patiño et al., 2014.	492

TABLA DE ABREVIATURAS

C: Centígrado

CAD: Computer Aided Design

CEDEX: Centro de Estudios y
Experimentación de Obras Públicas

EDAR: Estación Depuradora de Aguas
Residuales

IGME: Instituto Geológico y Minero de
España

IP: Ingress Protection

KM: Kilómetro(s)

M: Metro(s)

MAGRAMA: Ministerio de Agricultura,
Alimentación y Medio Ambiente

MM: Milímetro

SUDS: Sistemas Urbanos de Drenaje
Sostenible

SWMM: Storm Water Management Model

UTM: Universal Transverse Mercator

RESUMEN

El crecimiento demográfico ha traído de la mano el auge del progreso industrial y tecnológico, y con ellos el desarrollo de multitud de compuestos químicos que han llegado a contaminar las aguas (superficiales, subterráneas y/o potables), causando una disminución de su calidad. Hace 30 años, no era posible detectar en el agua la presencia de contaminantes en concentraciones muy bajas (ng/L o µg/L), pero gracias al desarrollo de métodos de detección y análisis de gran sensibilidad (espectrometría de masas, cromatografía de gases o líquidos); es posible conocer cualitativamente y cuantitativamente los contaminantes en el medio acuático. Dichos contaminantes de nueva aparición o contaminantes que no son nuevos pero que no se podían cuantificar se denominan contaminantes de interés emergente (CECs). Su regulación es escasa y la mayoría no se encuentran contemplados dentro del listado de contaminantes prioritarios ni a nivel europeo ni estatal. Los CECs, se encuentran en productos de distinta naturaleza, como: productos farmacéuticos, productos de higiene personal, pesticidas/biocidas, aditivos industriales y alimentarios, surfactantes, etc.

Hasta el momento existe un conocimiento limitado sobre los efectos a largo plazo de estos contaminantes en los ecosistemas y la salud humana, aunque numerosos estudios han mostrado que pueden ser altamente tóxicos, incluso sus subproductos pueden serlo aún más, otros pueden ser disruptores endocrinos, la mayoría bioacumulables y

pueden afectar a toda la cadena trófica generando más o menos trastornos ecológicos.

Se ha comprobado que el mayor aporte de CECs proviene de efluentes procedentes de las Estaciones Depuradoras de Agua (EDAR), ya que, los tratamientos convencionales no son capaces de eliminar estos contaminantes. Por tanto, es necesaria la mejora en las técnicas de tratamiento de aguas existentes y el desarrollo de nuevas que consigan la remoción de los mismos. Entre los métodos de eliminación de CECs de las aguas, los métodos avanzados (ozonización, fotólisis, ósmosis inversa, Fenton, biomembrana, etc.) son los que mejores resultados de remoción están mostrando, algunos incluso llegando a eficacias del 100%. Por último, no solo los métodos de tratamiento de agua son la solución para eliminar los CECs, es importante conocer medidas de prevención de los mismos en el medio acuático, como: una correcta eliminación, reutilización y reciclaje, la reformulación de productos, dosificación individualizada de medicamentos, concienciación y educación social sobre los riesgos que entrañan estos contaminantes en las aguas.

1. METODOLOGÍA

Al tratarse de un trabajo puramente bibliográfico la metodología llevada a cabo ha sido la búsqueda y selección de información vía Internet tanto en inglés como en español enfocada en el área de contaminación de los cuerpos de agua. Empleando palabras clave como contaminante emergente, productos farmacéuticos o de higiene personal,

pesticidas, métodos de eliminación de contaminantes, etc. Las principales fuentes de información empleadas son los estudios científicos recogidos en artículos o revistas científicas, seguido de tesis doctorales, Directivas y Reales Decretos, así como información proveniente de organismos gubernamentales. Los principales motores de búsqueda han sido: Dialnet, ResearchGate, Science Direct, World Wide Science, Scielo y Google Académico para la búsqueda de artículos científicos, donde puedes registrarte de manera gratuita y acceder a los artículos en formato PDF. Otro apoyo fundamental es Google para la búsqueda de tesis doctorales, páginas web gubernamentales de Estados Unidos, Europa y España, Boletines Oficiales del Estado y otras páginas webs relacionadas con el ámbito de la hidrología de interés para este trabajo.

2. INTRODUCCIÓN

2.1. El ciclo hidrológico

El agua se encuentra cubriendo aproximadamente el 70% de la superficie terrestre, aunque también existe en forma de vapor en la atmósfera y de manera subterránea en los acuíferos. Del total de agua terrestre ($1,39 \cdot 10^9 \text{ km}^3$) un 2,5% corresponde a agua dulce ($3,48 \cdot 10^7 \text{ km}^3$); pero no toda se encuentra al alcance, tan solo un 30% queda en el suelo ($1,04 \cdot 10^7 \text{ km}^3$). Siendo superficial, tan solo el 1% ($1,04 \cdot 10^5 \text{ km}^3$) de las misma; es decir, agua que discurre por cuencas hidrográficas en forma de ríos y arroyos que se deposita formando lagos o lagunas y en acuíferos y que se extrae para consumo humano. Además, su distribución en la Tierra es muy variable, existiendo regiones donde es muy abundante, mientras que en otras es un bien escaso. (www.jumapan.gob.mx).



Figura 107. El ciclo hidrológico. Tomado de www.usgs.gov.

Es ese pequeño porcentaje de agua superficial el que se encuentra en continuo movimiento y se repone regularmente a través del ciclo hidrológico (ver Figura 1), en el cual el agua se evapora llegando a las capas superiores de la atmósfera, donde condensa y se produce la formación de nubes. Las corrientes de aire trasladan esas nubes a lo largo de la superficie terrestre donde colisionan, crecen y caen en forma de precipitación (lluvia o nieve). La mayor parte de la precipitación cae en océanos/mares o sobre la tierra, donde debido a la gravedad fluye por ella formando la escorrentía superficial. Parte de esa escorrentía alcanza los ríos y es devuelta a los océanos. El agua de escorrentía y el agua subterránea que brota hacia la superficie se almacena formando lagos o lagunas de agua dulce. La precipitación que no ha fluido hacia los ríos, se infiltra en los suelos, parte de la misma permanece en las capas superiores y vuelve a los cuerpos de agua y a los océanos como descarga de agua subterránea. Otra parte del agua subterránea encuentra aperturas en la superficie terrestre y emerge como manantiales de agua dulce. El agua subterránea que se encuentra a poca profundidad, es tomada por las plantas a través de sus raíces y transpirada por la superficie de sus hojas, regresando de nuevo a la atmósfera. La parte de agua que ha continuado infiltrándose hacia capas inferiores del suelo produce la recarga de acuíferos; con el tiempo, esta agua continuará moviéndose alcanzando los océanos creando así un ciclo continuo. Los humanos causan cambios sobre la superficie terrestre que repercuten en el ciclo del agua tanto

cualitativa como cuantitativamente (De la Cruz, 2013).

2.2. La contaminación de las aguas

Uno de los principales problemas a los que enfrentarse es lograr una buena calidad del agua para el consumo humano, pues es crucial para la supervivencia, desarrollo y para el medio ambiente. Cada vez son más los residuos que llegan al medio acuático produciendo su contaminación y alterando su calidad pues durante décadas, toneladas de sustancias biológicamente activas, sintetizadas para su uso en la agricultura, la industria, la medicina, etc. se han vertido al medio ambiente sin pensar en las consecuencias que podrían derivar. El problema de la contaminación comenzó a hacerse evidente a mediados del siglo XIX. (Barceló y López de Alda, 2008).

En algún punto del ciclo hidrológico se produce la contaminación de las aguas alterando su calidad. De acuerdo con este ciclo, las principales vías de entrada de contaminantes en el medio acuático son las aguas residuales (urbanas, industriales, origen agrícola o ganadero). La prevalencia de una u otra depende en gran medida del tipo de contaminación y del nivel de depuración o atenuación natural (si existe) que experimenten las aguas. (Barceló y López de Alda, 2008).

Entre los principales contaminantes se encuentran los microorganismos, especies no endémicas, cambios en la temperatura, acidez, salinidad o compuestos químicos tóxicos.

Entre 1930 y 2000, la producción global de químicos se incrementó de 1 millón a 400 millones de toneladas anuales. Estadísticas publicadas por el EUROSTAT en 2013 revelaron que entre 2002 y 2011, más del 50% del total de productos químicos producidos eran dañinos para el medio ambiente y dentro de ese 50%, el 70% representaban un impacto significativo para el medio ambiente. (Gavrilescu, et al., 2014). Aun teniendo en conocimiento estos datos, no se sabe con exactitud cuál es el alcance del deterioro sufrido en la calidad de las aguas a nivel mundial, ya que, según la UNEP (*United Nations Environmental Programme*), nunca se ha llevado a cabo un análisis a escala global. (De la Cruz, 2013).

La preocupación sobre la contaminación de las aguas en el mundo está aumentando en los últimos años, siendo su control una materia prioritaria en los países desarrollados y muchos en vías de desarrollo. Los elementos clave para la prevención, control y reducción de la descarga de sustancias peligrosas, nutrientes y otros contaminantes en los ecosistemas acuáticos, radica en el control de la fuente o foco de producción de esa contaminación, además es necesaria una regulación eficaz sobre las emisiones de aguas residuales por parte de las autoridades competentes. (De la Cruz, 2013). Las medidas legislativas se han ido adoptando de manera progresiva y han contribuido a paliar

parcialmente la situación; sin embargo, el descubrimiento de nuevos contaminantes potencialmente peligrosos pone en evidencia que es necesaria la investigación continua para proteger la salud humana y del medio ambiente, conseguir un uso sostenible del agua y atenuar los efectos del cambio climático y las sequías (Barceló y López de Alda, 2008). Resulta, por experiencia, que es más económico tomar medidas de prevención de contaminación que la descontaminación de medios acuáticos. (De la Cruz, 2013).

3. LOS CONTAMINANTES EMERGENTES

La expresión "contaminante emergente" probablemente hay que atribuírsela a Rachel Carson⁵ que en su libro *Primavera Silenciosa*, de 1962, demostró que el uso generalizado del DDT para eliminar los mosquitos y otras plagas había llevado a la muerte y desaparición a muchas especies vegetales. Información publicada después de muchos años de su masiva utilización y algunos antes de su definitiva prohibición (Castillo, 2016).

A partir de 1965, comenzó a aumentar la preocupación por la posible presencia de productos farmacéuticos y de higiene personal en los suministros de agua. Por primera vez, investigadores de la Universidad de Harvard determinaron la existencia de estrógenos de origen natural y sintético en el agua efluente

⁵ Rachel Carson (1907-1964): bióloga marina, escritora, científica y ecologista estadounidense. Contribuyó a la puesta en marcha de la conciencia ambiental moderna a través de sus escritos. (www.rachelcarson.org)

de plantas de tratamiento de aguas residuales. Haciendo así que en la década de 1970 este tema se estudiara tanto en los Estados Unidos como en Europa. A principios de la década de 1990, investigadores de Alemania y Suiza habían conseguido identificar múltiples nuevos contaminantes en aguas residuales y aguas superficiales donde habían sido descargadas aguas residuales. Fue a raíz del crecimiento del número de estudios en los cuales se ha identificado la presencia de estos contaminantes en el agua potable que ha aumentado la preocupación por los mismos. (Eckstein y William, 2011).

3.1. Definición y clasificación

Los contaminantes emergentes (CEs, del inglés *Emerging Contaminants*) se definen como materiales, elementos, compuestos, especies químicas, e incluso fenómenos físicos desconocidos o no reconocidos cuya presencia en el medio ambiente, en alimentos o agua, en cualquier producto natural o artificial, o en cualquier ser vivo, no es necesariamente nueva, pero sí lo es el conocimiento de las posibles consecuencias perjudiciales de su existencia. Además, su control no está regulado por las administraciones públicas y la disponibilidad de técnicas y métodos para su análisis es nula o muy limitada (Castillo, 2016). La Agencia de Protección de Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) comenzó a incluir en 2008 el término: “Contaminante de Interés Emergente” (*Contaminant of Emerging Concern, CECs*) que pretende reemplazar el término contaminante emergente (USEPA

Workgroup, 2008). La EPA define los CECs como sustancias químicas u otras sustancias que no están incluidas actualmente en los sistemas de control rutinarios, que han sido descubiertas recientemente en los diferentes compartimentos ambientales y pueden causar efectos potencialmente nocivos para la salud humana y el medio ambiente. Los CECs no tienen que ser necesariamente nuevos productos químicos y generalmente incluyen contaminantes que a menudo han estado presentes en el medio ambiente, pero cuya presencia, importancia y efectos no habían sido evaluados hasta ahora (USEPA Workgroup, 2008).

No hace mucho tiempo, la preocupación y el interés en materia de contaminación se basaban en estudiar aquellos compuestos que se encontraban en gran cantidad en el medio ambiente y de toxicidad conocida. Gracias al avance tecnológico y científico ha sido posible la identificación de otros contaminantes que en principio no resultaría una amenaza, pero que deben ser estudiados con la misma dedicación que los anteriores. A pesar de los esfuerzos realizados hasta el momento que han conseguido aumentar drásticamente tanto la calidad del agua superficial como de consumo humano, siguen existiendo graves problemas; ya que, el actual incremento en el uso de productos químicos provoca que aunque existan algunos compuestos químicos regulados a nivel legislativo, continúe una amplia variedad de los mismos sin regular que siguen llegando a las aguas pudiendo constituir una amenaza para el medio ambiente y/o la salud humana.

(USEPA Workgroup, 2008).

Se distinguen diferentes tipos de CECs (USEPA Workgroup, 2008):

- **Contaminantes orgánicos persistentes (COPs):** tales como difenil éteres polidibromados, empleados en retardantes de llama, espuma para muebles, plásticos, etc. Además de otros contaminantes orgánicos globales como los ácidos orgánicos perfluorados, los plaguicidas, insecticidas (DDT),
- **Contaminantes de origen farmacéutico:** provienen de productos farmacéuticos (p. ej., antidepresivos, antibióticos, ibuprofeno, paracetamol), en medicamentos veterinarios (p. ej., anti fúngicos, bactericidas, hormonas), drogas de abuso, agentes de diagnóstico, entre otros.
- **Contaminantes procedentes de productos de cuidado personal:** son productos de uso cotidiano como cremas, lociones, fragancias, cosméticos, suplementos nutricionales, etc.

- **Nanomateriales,** como nanotubos de carbono o dióxido de titanio en partículas de escala nanométrica.

Dentro de los CECs también se incluyen los subproductos derivados de las sustancias anteriores y los disruptores endocrinos⁶ (p.ej., estrógenos sintéticos y naturales, andrógenos).

En los últimos años, compuestos químicos de una amplia variedad de productos farmacéuticos y de higiene personal (PPCPs, del inglés *Pharmaceutical and Personal Care Products*), sus subproductos y compuestos disruptores endocrinos (EDCs, del inglés *Endocrine Disrupting Compounds*), están recibiendo cada vez más atención por parte de la comunidad de tratamiento de aguas y tratamiento de aguas residuales debido a la capacidad de los PPCPs de degradarse parcialmente o persistir en las aguas incluso cuando las mismas han recibido tratamiento (Eckstein y William, 2011).

Dependiendo de la matriz, un contaminante se considera persistente si su vida media es superior a 2 meses (para aguas) o 6 meses (suelos y sedimentos). Sin embargo, no es una característica necesaria: los CECs, que son susceptibles a biodegradación, son introducidos constantemente al medio ambiente debido a una producción masiva y

⁶Los disruptores endocrinos son componentes capaces de influir en la producción, liberación, transporte, metabolismo, unión, acción o eliminación de las hormonas en el cuerpo de manera natural. Pequeños cambios en las

funciones endocrinas, especialmente durante ciertas etapas del ciclo de vida, pueden conducir a efectos profundos y duraderos. (Eckstein y William, 2011).

un consumo elevado. Es más, en algunos casos, los CECs pueden biodegradarse en intermedios que pueden ser más tóxicos para el medio ambiente que sus precursores. Por consiguiente, el problema se agudiza. (González, 2016). Muchos pueden encontrarse durante décadas en el medio acuático o terrestre a niveles que suponen un riesgo significativo, aun cuando se hayan tomado medidas para reducir o eliminar las emisiones de dichas sustancias, ya que algunos pueden también transportarse a largas distancias y presentan una gran ubicuidad en el medioambiente (Arbeláez, 2015). Por todo ello (omnipresencia, persistencia, riesgos de exposición y/o bioacumulación), es preciso continuar destinando medios y esfuerzo en su estudio; siendo necesaria la implicación de los gobiernos y la industria en el desarrollo de programas medioambientales que incluyan la gestión de los CECs. Además, hay que tener en cuenta que los CECs representan un grupo en constante crecimiento, es decir, aparecen nuevas sustancias u otras que, ya siendo conocidas, suponen un riesgo o sólo han podido ser detectadas con métodos recientes. Por lo tanto, no se trata de un término restrictivo: cualquier contaminante podría ser considerado como emergente dependiendo de las circunstancias. (González, 2016).

3.2. Marco Legislativo

La gran mayoría de los CECs no se encuentran regulados a nivel europeo, tampoco lo están en España y sólo algunos de ellos se han incluido en la lista de contaminantes prioritarios de la Directiva Marco del Agua a

nivel europeo y en el Real Decreto. Sin embargo, es pertinente discutir la legislación vigente en torno a los contaminantes de manera general en materia de aguas.

3.2.1. Nivel Europeo

Para la política europea acotando el tema a contaminación de aguas, la cronología de directivas comienza en el año 1975, año a partir del cual, el desarrollo de legislación en materia de aguas ha seguido en continuo crecimiento (González, 2016), a continuación, se recoge de manera resumida la legislación más relevante hasta la fecha sobre contaminación de las aguas:

- **2000.** Este año marca un hito importante en cuanto a legislación sobre aguas con la aprobación de la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre por la que se estableció un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas para que la lucha contra la contaminación fuese más efectiva (www.miteco.gob.es). Por ello, se le denominó Directiva Marco del Agua (DMA) y entró en vigor el 22 de diciembre del 2000. (González, 2016).

En la DMA, se detallan las medidas a tomar para proteger integradamente el agua, considerada como patrimonio y no como bien comercial, así como garantizar su calidad química y ecológica. Toma medidas de protección de las aguas tanto en términos cuantitativos como cualitativos y pretende garantizar su sostenibilidad. Para conseguir esto, se estipuló reducir progresivamente la

contaminación existente generada por los vertidos de sustancias tóxicas en el agua. (www.miteco.gob.es).

En consecuencia, se clasificaron los contaminantes de acuerdo a su peligrosidad (González, 2016): sustancias contaminantes: elementos que pueden causar disfunciones y por tanto deterioro del estado ecológico y/o químico; sustancias prioritarias: elementos que por su elevada toxicidad, relevancia o cantidad pueden proporcionar un riesgo significativo para la vida del medio acuático y sustancias prioritarias peligrosas: elementos que son tóxicos, persistentes y bioacumulables.

- **2001.** Se realizó por primera vez un listado de sustancias que normalmente producían la mayor parte de la contaminación de las aguas. Se trata de la Decisión 2455/2001/CE; en ella se estableció una lista dinámica (revisada cada cuatro años) de 33 sustancias prioritarias, dentro de las cuales 14 se clasificaron como sustancias prioritarias peligrosas. Por su parte, en la DMA se estipuló que las emisiones y vertidos de sustancias tanto contaminantes como prioritarias deberían ser limitadas en lo progresivo, mientras que para las sustancias prioritarias peligrosas se fijó un plazo máximo de 20 años para su completa supresión. (González, 2016).
- **2006.** Como complemento a la DMA se adoptó la Directiva 2006/118/CE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de diciembre, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro. (González, 2016).

- **2008.** Se aprobó la Directiva 2008/105/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 16 de diciembre, relativa a las Normas de Calidad Ambiental (NCA) en el ámbito de la política de aguas, de las 33 sustancias prioritarias recogidas en la Decisión 2455/2001/CE además de la necesidad de crear una lista de observación de los CECs, también denominados candidatos prioritarios (www.igua.es).

La directiva, definió las NCA como: “la concentración de un determinado contaminante o grupo de contaminantes en agua, sedimentos o biota, que no debe superarse en aras de la protección de la salud humana y el medio ambiente”. Este límite se estableció para sustancias prioritarias y otros contaminantes (8 adicionales) en aguas (y en biota en algunos casos). (González, 2016).

- **2013.** Se aprobó la Directiva 2013/39/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de agosto, en ella se modifican las Directivas 2000/60/CE y 2008/105/CE en cuanto a las sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas. La lista de sustancias prioritarias aumentó hasta 45. (González, 2016, www.igua.es).
- **2015.** Se aprueba la Decisión de Ejecución 2015/495/CE, en la cual se recogen por primera vez una lista de 10 sustancias de observación o candidatas a prioritarias. Estos compuestos serían los que más se aproximan a la definición de contaminantes emergentes. Este listado debe ser actualizado por la Comisión cada 2 años siguiendo la estrategia de profundizar durante 4-5 años en el conocimiento, presencia y efectos de dichas

sustancias, y tras ese periodo se decide si se incluyen o no en la lista de contaminantes prioritarios. (www.igua.es). Ver el listado de sustancias prioritarias en el Anexo I.

- **2018.** Se publica la nueva Decisión de Ejecución 2018/840/CE en el ámbito de la política de aguas, derogando la anterior Decisión de Ejecución 2015/495/CE sobre la lista de sustancias prioritarias, añadiéndose una nueva lista de 8 sustancias de observación más. (www.igua.es, www.madridmas.org).

3.2.2. Nivel Estatal

En España comienza en el siglo XIX una etapa de “liberalismo hídrico”; produciéndose el primer hito de esta regeneración hídrica en 1879 con la aprobación de la “Ley de Aguas”, donde se asentaban los principios básicos de la utilización racional del agua. Establecía que: “el agua es un recurso natural escaso, indispensable para la vida y para el ejercicio de la inmensa mayoría de las actividades económicas; es irremplazable, no ampliable por la mera voluntad del hombre, irregular en su forma de presentarse en el tiempo y en el espacio, fácilmente vulnerable y susceptible de usos sucesivos”. Surge la denominada planificación hidrológica. (González, 2016, www.igua.es).

A continuación, se recogen las legislaciones más relevantes a nivel estatal:

- **2001.** Aprobación del Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, en donde se incorporó al derecho español la DMA (González, 2016).

- **2003.** La transposición de la DMA se completó con la Ley 62/2003, de 30 de diciembre de 2003, donde se trata principalmente cuestiones relativas a planificación hidrológica. Como medida complementaria a la transposición de la DMA, se adoptó el Real Decreto Legislativo 140/2003, de 7 de febrero, incorporando al derecho español los criterios sanitarios de la calidad de agua de consumo humano (González, 2016).

- **2009.** En cuanto a protección de aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro, se aprobó el Real Decreto Legislativo 1514/2009, de 2 de octubre. Actualmente, se encuentra vigente el Real Decreto Legislativo 815/2013, de 18 de octubre, en donde se aprobó el reglamento de emisiones industriales establecido en la Ley 16/2002, de 1 de julio, relativo a la prevención y control integrados de la contaminación, cuya normativa regula el vertido de aguas residuales en las cuencas hidrográficas intercomunitarias (González, 2016).

- **2011.** Se realiza la transposición de la Directiva 2008/105/CE a la legislación española en el Real Decreto 60/2011 del 21 de enero donde se recogen las NCA de las sustancias prioritarias (ver Anexo II).

- **2015.** Se aprobó el Real Decreto Legislativo 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 NCA. Este Real Decreto derogó al Real Decreto Legislativo 60/2011 y traspone la Directiva

2013/39/UE en vigor, a su vez modificativa de las Directivas 2000/60/CE y 2008/105/CE. Además, este Real Decreto incluye un listado propio de 16 sustancias denominadas sustancias preferentes que suponen un riesgo significativo para las aguas superficiales españolas debido a su especial presencia, toxicidad, persistencia y bioacumulación. (González, 2016,

www.igua.es). Se recoge el listado de sustancias preferentes en el Anexo III.

A modo de resumen, se recogen las transposiciones más relevantes que se han realizado desde la aprobación de la DMA en el año 2000 hasta hoy:

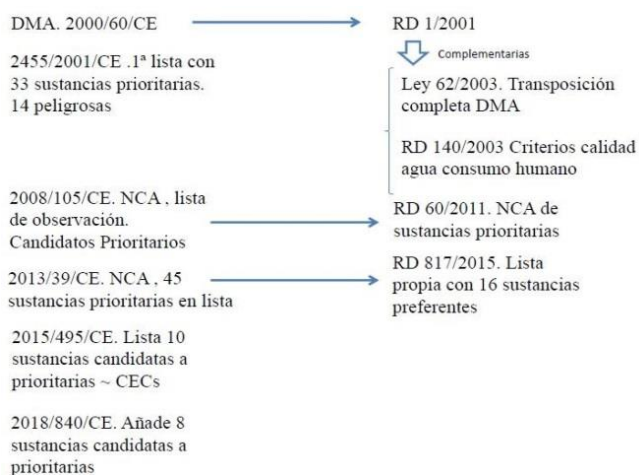


Figura 108. Esquema de transposiciones realizadas desde la aprobación de la DMA de las directivas europeas en materia de aguas al marco normativo español.

4. ORIGEN Y DESTINO DE LOS CECs

Conocer las fuentes de las que provienen los CECs es esencial por dos razones: la primera, para poder aplicar diferentes requisitos legales y reglamentos según la fuente; y la segunda, la aplicación de posibles alternativas de minimización o eliminación específica de los mismos para cada tipo de fuente. Existen CECs tanto de origen natural como artificial, pero los primeros no constituyen la principal fuente de generación de contaminantes en las aguas sino los de origen antropogénico. (Eckstein y William, 2011). La cantidad de fuentes de origen humano es muy amplia; siendo las fuentes de contaminación más comunes los tipos de CECs recogidos en el

apartado 3.1 (productos farmacéuticos y de higiene personal, drogas ilícitas, retardantes de llama, pesticidas, biocidas, nanomateriales, entre otros).

4.1, La llegada de los CECs al medio acuático

Los CECs pueden terminar en las aguas superficiales, subterráneas y de consumo humano a través de diferentes procesos. A continuación, se recogen las principales vías de contaminación de aguas por CECs:

- El principal proceso a partir del cual se produce la contaminación del medio acuático es la descarga en aguas

- superficiales del agua tratada procedente de las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDARs), ya que estudios recientes han corroborado el aumento de la presencia de CECs en los efluentes procedentes de las mismas (Eckstein y William, 2011).
- Aguas residuales no tratadas en las EDARs, bien porque los sistemas de alcantarillado no llegan a algunas zonas, por pérdida de parte del agua en roturas/brechas en las tuberías del sistema o por episodios de lluvia intensa donde la cantidad de agua a tratar por las EDARs excede su capacidad de tratamiento, provocando así que aguas levemente tratadas o con ningún tratamiento portadoras de CECs lleguen al medio acuático contaminándolo (Eckstein y William, 2011).
 - Aguas residuales portadoras de CECs procedentes de diferentes procesos industriales, hospitales o centros de salud pueden llegar tratadas o sin tratar a fuentes de aguas superficiales produciendo su contaminación.
 - A través de los lodos generados en las EDARs. El uso principal de esos lodos es su aplicación en los terrenos como fuente de nutrientes; tras episodios de lluvia o derretimiento de nieve, esos CECs contenidos en los lodos pueden absorberse en los suelos y llegar a infiltrarse hasta alcanzar las aguas subterráneas (Eckstein y William, 2011).
 - Las aguas tratadas empleadas en el riego de jardines y terrenos para la agricultura son también una fuente de CECs. (Eckstein y William, 2011).
 - La presencia de CECs en aguas subterráneas también se ha detectado en áreas donde los desechos de origen humano han sido tratados en sistemas de tanques sépticos. Los desechos de los animales de la ganadería pueden recogerse en lagunas o estanques; estos serán un buen medio mediante el cual los CECs contenidos en los líquidos de desecho pasen a las aguas subterráneas. (Eckstein y William, 2011).
 - Los CECs de origen farmacéutico o de cuidado personal están presentes en las heces y en la orina de los animales; el estiércol utilizado en las tierras también los contendrá, siguiendo el mismo proceso que para el caso de los lodos provenientes de las EDARs, esos CECs podrán llegar a alcanzar las aguas subterráneas. (Eckstein y William, 2011).
- En la Figura 3 pueden verse esquematizados los procesos explicados sobre las principales fuentes generadoras de CECs de origen antropogénico y los mecanismos que siguen los mismos para llegar a las aguas tanto superficiales, como subterráneas y de consumo.

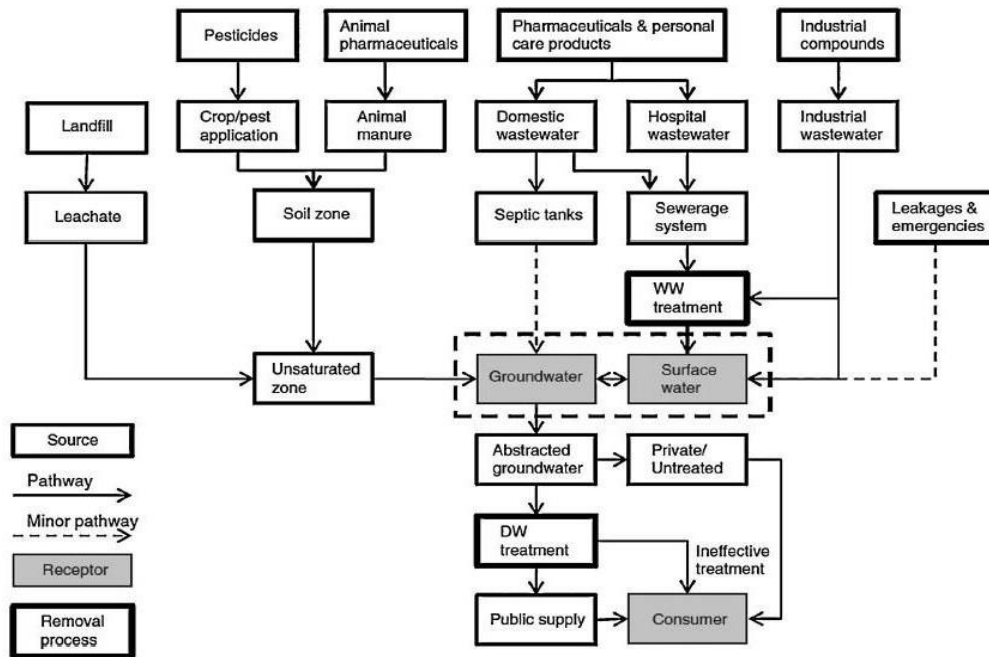


Figura 109. Fuentes y caminos de los contaminantes de interés emergente hasta las aguas. Tomado de (Gavrilescu, et al., 2014).

4.2. Principales contaminantes de interés emergente en el agua

La lista de CECs incluye una amplia variedad de compuestos de diferentes estructuras y usos como también metabolitos (cualquier sustancia producida durante el metabolismo ya sea digestión u otros procesos químicos corporales o producto que queda después de la descomposición de un fármaco por parte del cuerpo (<https://medlineplus.gov/spanish/>)) y productos de transformación. En la Tabla 1 se muestran los CECs más representativos. Muchos de éstos son tóxicos o son clasificados como disruptores endocrinos. (Arbeláez, 2015)

Grupo de Contaminantes	Subgrupo	Compuestos de Interés Emergente
Productos Farmacéuticos	Antibióticos	Lincosamidas, macrólidos, sulfamidas, tetraciclinas, quinolonas
	Analgésicos y antiinflamatorios	Paracetamol, ácido acetil salicílico, ibuprofeno, diclofenaco
	Psiquiátricos	Benzodiazepinas, barbitúricos
	B-bloqueantes	Metoprolol, propranolol, timolol
	Medios de contraste de rayos X	Iopromide, iopamidol, diatrizoato
Productos Farmacéuticos	Esteroides y hormonas	Estradiol, estrona, estriol, dietilestilbestrol
	Citostáticos	Vincristina, etopósido, cisplatino
Productos de higiene personal	Parabenos	Metilparabeno, etilparabeno, propilparabeno
	Filtros solares	Benzofenonas, cinamato, bencilidenos, derivados del alcanfor
	Perfumes	Fragancias nitro, policíclicas y macrocíclicas
Tensoactivos	Sulfonatos	α -olefin sulfonato de sodio
	Alcanolamidas	Lauril monoetanolamida
	Alquilfenoles	Nonilfenol, octilfenol
Aditivos y agentes industriales	Benzotriazoles	Benzotriazol, tolitriazol
	Agentes quelantes	EDTA
Edulcorantes	-	Sacarina, sucralosa, aspartamo, ciclamato, stevia, NHDC
Drogas de abuso	Cocaínicos	Cocaína, benzoilecgonina
	Opiáceos	Morfina, codeína
	Opiodes	Heroína, metadona

Tabla 37. Contaminantes de interés emergente más representativos. Modificado de Arbeláez, 2015.

A continuación, se realiza una descripción detallada de cada uno de los contaminantes de interés emergente cuya presencia en el medio acuático ha sido demostrada y cuantificada con numerosos estudios llevados a cabo a lo largo de los años.

4.2.1. Productos farmacéuticos

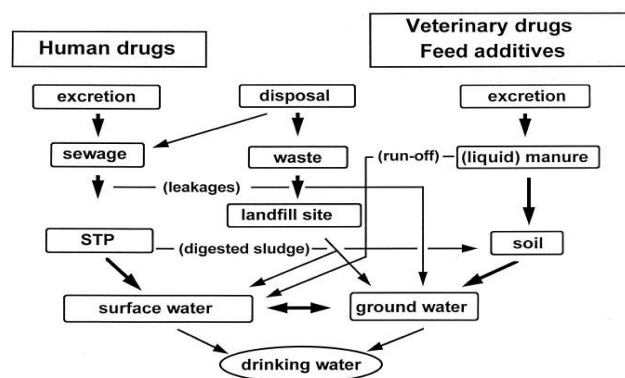
Los productos farmacéuticos, son medicamentos de origen natural o sintético que pueden ser adquiridos con o sin prescripción médica, también se incluyen en este grupo los fármacos de uso veterinario. Debido a los principios activos que los conforman son sustancias que generan a nivel social grandes beneficios pues ayudan en la prevención y cura de enfermedades. Entre los fármacos más comunes de prescripción humana se encuentran los analgésicos/antiinflamatorios como el ibuprofeno, paracetamol o el diclofenaco. Destacan también el consumo de antihipertensivos, como el metopropol (□ - bloqueante), los antiepilépticos como la carbamacepina y los antibióticos como la amoxicilina y el sulfametoxazol. A estos se le añaden los fármacos usados en veterinaria, acuicultura, ganadería y la avicultura. (Barceló y López de Alda, 2008).

El consumo de fármacos en la Unión Europea es de toneladas anuales. De todos los contaminantes de interés emergente, los

productos farmacéuticos son los que suscitan una mayor preocupación y en particular los antibióticos, debido a la producción y consumo en constante crecimiento que se realiza de los mismos, produciéndose así grandes descargas sobre los cuerpos de agua. (Barceló y López de Alda, 2008).

4.2.1.1. Presencia de productos farmacéuticos en las aguas

Los productos farmacéuticos pueden llegar al medio ambiente por diferentes rutas (ver Figura 4), incluyendo las excreciones tanto humanas como animales, los efluentes de las depuradoras, lodos de tratamiento generados en las mismas, desechos médicos, veterinarios o industriales, lixiviados de vertederos y biosólidos.



Nota: STP (Sewage Treatment Plant), planta de tratamiento de aguas residuales.

Figura 110. Destino y transporte de productos farmacéuticos en el medio ambiente y su llegada a las aguas de consumo humano. Tomado de WHO, 2011.

4.2.1.2. Estudio de productos farmacéuticos en las aguas

Los científicos demostraron la presencia de fármacos en el medio ambiente hace más de 30 años en estudios realizados en Estados Unidos en la década de los 70, que reportaron la presencia de medicamentos para el corazón, analgésicos y medicamentos para el control de la natalidad en aguas residuales (WHO, 2011). Sin embargo, no ha sido hasta principios de la década de los 90 que el tema de los fármacos en el medio ambiente ha surgido con fuerza, como demuestran la gran cantidad de estudios y artículos publicados desde entonces, creando así un gran interés a nivel científico y social. (Barceló y López de Alda, 2008). La referencia más citada es el estudio realizado por la Encuesta Geológica de los Estados Unidos, donde se investigaron 95 fármacos y otros contaminantes orgánicos en 139 fuentes de agua a lo largo de Estados Unidos durante

1999 y 2000 (Kolpin et al., 2002). Estudios posteriores llevados a cabo en Reino Unido mostraron que diversos fármacos estaban presentes en los efluentes tratados y en los cuerpos de agua de recepción en Inglaterra (WHO, 2011). Otros muchos estudios publicados y revisados mostraron que la fuente principal de entrada de fármacos al agua superficial proviene de las aguas residuales urbanas descargadas en fuentes receptoras, además de la eliminación incorrecta de medicamentos, la excesiva medicación y el uso de productos veterinarios desechados directamente por desagües y alcantarillas (Kolpin et al., 2002).

En la siguiente tabla se recogen algunos ejemplos de productos farmacéuticos encontrados en las aguas de diferentes países europeos:

Compuesto	Concentraciones medias (máximas) (ng/L)				
	Austria	Finlandia	Francia	Alemania	Suecia
Bezafibrato	20 (160)	5 (25)	102 (430)	350 (3100)	-
Carbamazepina	75 (294)	70 (370)	78 (800)	25 (110)	30-150
Diclofenaco	20 (64)	15 (40)	18 (41)	150 (1200)	20-150
Ibuprofeno	nd	10 (65)	23 (120)	70 (530)	nd (150)
Iopromuro	91 (211)	-	7 (17)	100 (910)	-
Roxitromicina	nd	-	9 (37)	<LDC (560)	-
Sulfametoxazol ^a	nd	-	25 (133)	30 (480)	-

LDC = Límite De Cuantificación; nd = no detectado (por debajo del límite de detección)
^a Incluye el metabolito humano N⁴-acetil-sulfametoxazol

Tabla 38. Concentraciones medias y máximas expresadas en ng/L de productos farmacéuticos presentes en aguas de diferentes países europeos. Modificado de WHO, 2011.

La mayoría de los países no poseen programas de monitoreo rutinario para la detección de CECs en el agua potable debido al alto coste que puede suponer, la falta de infraestructura y/o tecnología adecuada en los laboratorios; por lo tanto, la mayoría de datos de los que se dispone provienen de proyectos de investigación específicos y estudios que fueron diseñados (en su mayoría) para desarrollar, probar y ajustar la detección y los métodos analíticos. Aun así, sirvieron para mostrar inicialmente la presencia de productos farmacéuticos en el medio ambiente. (Barceló y López de Alda, 2008).

Existe evidencia de la presencia de residuos de antibióticos en el ambiente y su implicación en los mecanismos de defensa propios de los organismos vivos, presentando las áreas de estudio resistencia microbiana. Por otro lado, fármacos como disruptores endocrinos no se remueven con facilidad en las plantas de tratamiento de agua residuales, y terminan en aguas superficiales y aguas para el consumo humano, exponiendo de forma crónica la especie humana a sus efectos tóxicos. (Gil et al., 2012).

La literatura publicada y diferentes estudios han mostrado que las concentraciones de productos farmacéuticos (de manera generalizada) tanto en aguas superficiales como en fuentes de agua subterráneas que han sufrido impacto por las descargas de las plantas de tratamiento de aguas se encuentran en el rango de ng/L o µg/L, tomando valores inferiores a 100 ng/l; las concentraciones típicas en aguas potables tratadas son en

general inferiores a 50 ng/l; siendo el caso de la presencia de fármacos en el agua potable lo que genera una mayor alarma. (WHO, 2011).

4.2.2. Drogas de abuso

El término droga suele estar referido de manera coloquial a sustancias psicoactivas o a las drogas ilegales; la diferencia entre una droga y un fármaco radica en la forma de obtención y el objetivo de consumo de las primeras: las drogas de abuso son aquellas sustancias susceptibles de ser administradas sin prescripción médica capaces de producir una alteración de la percepción, estado de ánimo, consciencia y comportamiento donde la finalidad su consumo no es la curación o prevención de enfermedades. Se encuentran diversas clasificaciones de las drogas de abuso atendiendo a diferentes características, siendo la clasificación según los efectos que provoca su consumo la más aceptada hoy en día (depresoras, estimulantes, alucinógenas, opiodes). (OMS, 1994).

4.2.2.1. Presencia de drogas de abuso en las aguas

Una parte de estas drogas tras ser metabolizadas, son excretadas (también sus metabolitos) por medio de la orina y las heces (un 64% vía orina y un 35% vía heces (Tejada et al., 2014), llegando así al medio ambiente acuático, siendo la principal vía de entrada los efluentes y fangos de las EDARs, suponiendo un problema de contaminación ya que se consigue la eliminación parcial de las mismas. También pueden llegar a la EDAR por eliminación directa al sistema de

alcantarillado. Como ya se ha expuesto en puntos anteriores, tras llegar al medio ambiente estas sustancias experimentarán diversos procesos como la degradación, absorción, lixiviación, interacción con los sedimentos presentes en el suelo hasta llegar hasta las aguas subterráneas, etc. La problemática de las drogas de abuso no solo es a nivel social generando daños a quienes las consumen de manera directa, sino que podrían generar efectos en personas consumidoras de agua contaminadas con ellas o sus metabolitos y por supuesto en el medio ambiente.

4.2.2.2. Estudio de las drogas de abuso

El estudio de la presencia de las drogas de abuso y sus metabolitos en las EDARs brinda información sobre la capacidad de eliminación de la carga contaminante que posee la EDAR, permite estimar el índice de consumo que se realiza de esas drogas por una población y cuál es el riesgo potencial que pueden generar aquellas trazas de drogas que no hayan sido eliminadas en la instalación, saliendo en el efluente y descargadas en una fuente de agua. Estas sustancias han sido foco de estudio en aguas residuales y en ríos de diferentes partes del mundo, principalmente en Estados Unidos, Europa y Australia. Agencias gubernamentales como la OMS, la EPA o la Unión Europea han aceptado la presencia de drogas de abuso en bajas concentraciones (trazas) en las aguas superficiales que posteriormente pueden ser captadas para el consumo humano. Por otro lado, las drogas de abuso presentes en las aguas subterráneas, incluso en bajas

concentraciones pueden interactuar de manera inesperada con otros CECs u otros contaminantes que también se encuentren en las mismas en diferentes concentraciones; esto podría producir efectos nocivos, por ejemplo, en los organismos acuáticos que las habitan. (Arbeláez, 2015).

En la siguiente tabla se recogen las concentraciones de algunas drogas de abuso y sus metabolitos encontradas en las aguas de ríos, aguas residuales de entrada y salida de diferentes EDARs estudiadas durante 5 años en diferentes partes del mundo (Arbeláez, 2015).

Compuesto	País	Concentración (ng/L) y % detección		
		Entrada	Efluente	Río
Morfina	España	69-194 (100%)	< LOD-140 (80%)	< LOD-89 (33%)
	RU	65-985 (99%)	13-266 (69%)	0.5-32 (80%)
	USA	62-363 (100%)	< LOQ-59 (15%)	-
Codeína	España	< LOD-536 (80%)	< LOD-426 (60%)	< LOD-149 (33%)
	RU	236-3972 (100%)	10-1502 (100%)	3-342 (97%)
	USA	14-981 (100%)	-	-
Metadona	España	19-127 (93%)	15-80 (86%)	2-14 (50%)
	RU	3-171 (100%)	1-91 (100%)	0.2-24 (97%)
	USA	< LOQ-55(80%)	< LOQ-37(95%)	-
Cocaína	España	195-961 (100%)	2-31 (93%)	0.4-59 (100%)
	RU	5-209 (100%)	0.6-70 (95%)	0.1-17 (97%)
	USA	< LOQ-156 (95%)	< LOQ-2 (50%)	-
Nicotina	España	7683-23325 (100%)	295-17385 (80%)	175-215 (50%)
	RU	87-9086 (100%)	15-1769 (91%)	4-182 (98%)
	USA	555-64410 (88%)	23-47 (70%)	-

RU = Reino Unido; LOD = límite de detección; LOQ = límite de cuantificación; = no estudiada

Tabla 39. Concentración y frecuencia de detección de drogas de abuso en aguas residuales de entrada y salida de EDARs y aguas de ríos. Modificada de Arbeláez, 2015.

4.2.3. Pesticidas y biocidas

Los pesticidas y biocidas son sustancias diseñadas para controlar la aparición de plagas, malas hierbas u otros organismos no deseados en zonas rurales o urbanas. Pertenecen a la misma clase de compuestos químicos, incluso con moléculas idénticas. Los pesticidas son compuestos designados para la protección de las plantas (especialmente en agricultura) mientras que los biocidas pueden ser sustancias o mezclas compuestas por, o generan, una o más sustancias activas, entre ellas se incluyen sustancias químicas de origen natural, sintético o microorganismos cuya finalidad es neutralizar, destruir, contrarrestar, impedir la acción o ejercer control de otro tipo sobre cualquier organismo que sea considerado nocivo para el hombre por cualquier medio que no sea una mera acción física o mecánica. (De la Cruz, 2013, www.miteco.gob.es). Los biocidas están divididos en 22 tipos de

productos basados en su uso clasificados en cuatro grandes grupos: desinfectantes; conservantes; plaguicidas y otros biocidas (www.miteco.gob.es).

En agricultura sus aplicaciones son específicas para cada cultivo, pero en zonas urbanas sus usos son diversos. Los biocidas se emplean como conservantes en cosmética, agentes de protección de materiales, fachadas y techos, y los pesticidas en jardines o zonas de césped (Bartual y Bereguer, 1984). Entre los pesticidas y biocidas más empleados se encuentran, dentro de los primeros: nicotina (insecticida natural), glifosato (herbicida), diazinón y malatión (insecticidas). Dentro de los segundos: biocidas oxidantes como el hipoclorito de sodio, bromuro de sodio activado y el ozono, no oxidantes como amonios cuaternarios, aldehídos o iones metálicos (www.higieneambiental.com).

4.2.3.1. Presencia de pesticidas y biocidas en las aguas

Los pesticidas y biocidas utilizados en agricultura acaban en las aguas superficiales a través de dos vías principales: por pérdidas difusas desde los suelos agrícolas o por derrames en granjas, carreteras y su posterior lavado hasta el alcantarillado. Los empleados en zonas urbanas, llegan a las aguas superficiales a través de las aguas residuales de EDARs, o de alcantarillados en redes separativas con las aguas de lluvia. También es posible que algunas granjas se encuentren conectadas a alcantarillados urbanos y, por lo tanto, pasarán por las EDARs. Si el tratamiento de las aguas no se realiza de la manera correcta, existe la posibilidad de que puedan llegar a las aguas de consumo humano. (De la Cruz, 2013). A esto hay que adicionarle los vertimientos accidentales o no autorizados en medios acuáticos que provocan concentraciones locales grandes de pesticidas/biocidas.

Como consecuencia, se originan una serie de

trastornos en el sistema acuático. Los plaguicidas se acumulan y se transfieren a los niveles más altos de la cadena alimenticia, ocurre la disfunción del sistema ecológico en las aguas superficiales por pérdida de los depredadores superiores debido a la inhibición del crecimiento y a los problemas reproductivos. Se estima que de cuatro a seis millones de peces anuales son eliminados por plaguicidas. Un ejemplo son los compuestos organofosforados, muy tóxicos aún en muy bajas concentraciones para animales invertebrados y vertebrados que componen la fauna marina. Esto trae consecuencias negativas en la salud humana debido al consumo de pescado contaminado. Sumado el hecho de que algunos plaguicidas pueden lixiviar y llegar a las aguas subterráneas, contaminando pozos de agua de consumo humano. (Orta, 2002).

En la siguiente figura se muestran posibles caminos que pueden seguir los pesticidas hasta llegar al medio ambiente acuático:

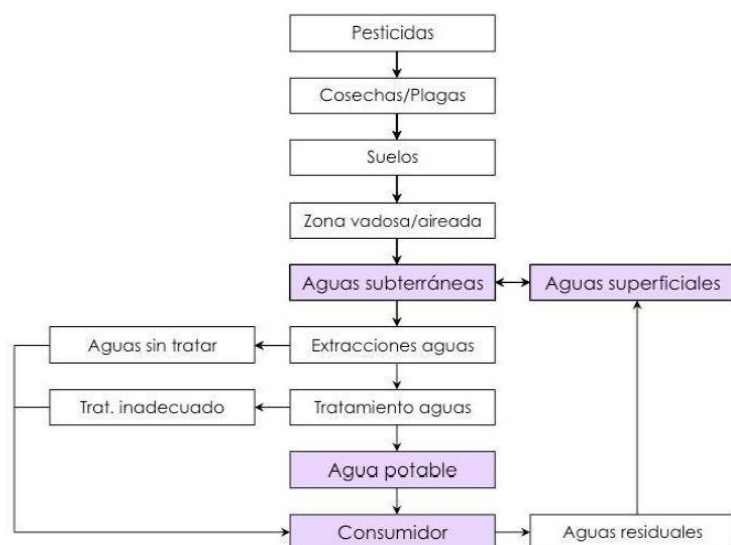


Figura 111. Posibles vías que toman los pesticidas/biocidas hasta llegar al medio acuático y consumidores. Tomado de De la Cruz, 2013.

4.2.3.2. Estudio de pesticidas y biocidas en las aguas

En la actualidad no puede concebirse una agricultura productiva, de altos rendimientos, sin el concurso de los pesticidas y biocidas. Pero como cualquier otro tóxico, su utilización está asociada a un riesgo. La falta de especificidad de algunos pesticidas y el uso irresponsable de los agroquímicos en ciertas regiones han originado diversos daños. Además de los efectos ecológicos en la zona de aplicación, es preciso tener en cuenta las consecuencias que se producen en lugares alejados de ella. (Orta, 2002).

Expertos han estimado que solamente una pequeña fracción del plaguicida aplicado alcanza el sustrato de interés. El exceso de plaguicidas se mueve a través del ambiente contaminando los suelos, el aire, el agua y la biota. Trazas de plaguicidas han sido medidas en la atmósfera, en aguas de lluvias, en aguas superficiales y subterráneas, aguas de consumo humano, en suelos y alimentos (Orta, 2002).

El número de estudios y publicaciones sobre pesticidas y biocidas presentes en aguas residuales, subterráneas, superficiales y de consumo, ha sufrido un crecimiento exponencial desde el año 2000 (De la Cruz, 2013). Los pesticidas debido a la regulación a la que han estado sometidos, se han estudiado durante décadas y; por lo tanto, el conocimiento sobre su presencia y destino en el medio ambiente acuático es amplio. Sin embargo, la preocupación en los últimos años

en torno a estos compuestos se centra en sus productos de degradación, que en su mayoría habían sido ignorados, pero se ha visto que pueden estar más propagados y ser más tóxicos que sus compuestos de origen. (Barceló y López de Alda, 2008).

Los daños ecológicos causados por pesticidas/biocidas en algunas regiones son notables. Por ejemplo, en la bahía de Ohuira (laguna costera dentro del golfo de California), la cual recibe afluentes industriales y agrícolas, se tomaron muestras de agua, sedimentos y camarones que fueron analizadas para evaluar los niveles de contaminación por plaguicidas. El estudio arrojó que sustancias de usos restringidos y prohibidos tales como el aldrín, endrín, DDT y lindano, estaban presentes en las aguas. Se observaron daños fisiológicos y bioquímicos, un lento crecimiento y diversas patologías en los camarones. Algunos plaguicidas prohibidos desde hace tiempo como el DDT o el toxafeno, se encuentran frecuentemente en regiones tan remotas como la zona ártica; por lo que, son capaces de contaminar sistemas acuáticos que pueden encontrarse a miles de kilómetros de distancia. (Orta, 2002).

4.2.4. Productos de cuidado personal

Los productos de cuidado personal o PCPs, se tratan de una gran variedad de miles de sustancias químicas de uso habitual, por parte de las personas y algunos casos de animales por razones de salud o cosméticas. Normalmente están dirigidos a alterar el aspecto, el olor, textura, y no deben mostrar actividad bioquímica significativa (Gil et al.,

2012). Son contaminantes muy extendidos, usados en muchas ocasiones en cantidades mayores a las recomendadas, llegando al medio ambiente a nivel mundial. Entre ellas se encuentran las fragancias, protectores solares, jabones, repelentes de insectos o suplementos alimenticios. Gracias a informes o noticias recientes en medios de comunicación sobre los mismos, se está aumentando la concienciación pública y la preocupación por el problema. (Eckstein y William, 2011, Gil et al., 2012, De la Cruz, 2013).

Los PCPs se diferencian de los farmacéuticos ya que pueden ser directamente introducidos en grandes cantidades al ambiente; por ejemplo estos productos pueden ser liberados dentro de las aguas recreacionales o volatilizadas en el aire, afectando a los organismos acuáticos y a los humanos en ciertas concentraciones (Gil et al., 2012). Pueden encontrarse en las heces y en la orina tanto humana como animal. Son también contenidos en desechos hospitalarios o médicos, residuos industriales o agrícolas. Otra fuente serían aquellos productos de higiene personal que son eliminados de

manera inapropiada, es decir, aquellos desechados por el inodoro, sumideros o basura llegando a las aguas. PCPs procedentes de lixiviados en vertederos donde hayan sido acumulados, presentes en la escorrentía urbana, tras el baño, etc. La forma más directa de exposición sería mediante el consumo de agua, pero también se estaría expuesto al ducharse, al nadar, etc. Otros caminos serían el consumo de pescados o mariscos que hayan vivido en aguas contaminadas por ellos o vegetales y frutas regados con aguas que los contengan. (Eckstein y William, 2011).

Su presencia ha sido identificada y cuantificada en efluentes de EDARs, aguas superficiales, aguas subterráneas, aguas potables, biosólidos, estiércol para agricultura, y en la biota (De la Cruz, 2013). En la siguiente tabla se recoge un ejemplo de las concentraciones encontradas de PCPs en aguas residuales antes y después de recibir tratamiento en la EDAR.

Compuesto	Concentración influente EDAR (ng/L)	Concentración efluente EDAR (ng/L)
Galaxolida	2510 (790-4443) 9710 (+5090) 16600 (+10700)	642 (451-1080) 32-3750 -
Tonalida	990 (210-1690) 583 5970 (+3880)	162 (144-200) 212 24-2670
Benzofenona - 1	258 (51-700)	12 (< 2-38)
Benzofenona - 4	4152 (2218-6084)	3370 (<10-6325)
Metilparabeno	11601 (4550-30688)	(<3-36)
Etilparabeno	2002 (715-3312)	4 (<0,6-43)
Propilparabeno	3090 (820-8286)	26 (500-600)
Pentoxifilina	-	533 (500-600)

La galaxolida y tonalida son compuestos aromáticos empleados en perfumería

Las benzofenonas se emplean tanto en fragancias como en cremas solares y jabones

Los parabenos se emplean como conservantes en cosmética, higiene personal, alimentos y fármacos

La pentoxifilina se utiliza en cosmética y fármacos.

Tabla 40. Concentraciones medias y rangos de concentración de principales PCPs a la entrada y salida de la EDAR. Modificado de De la Cuz, 2013.

4.2.5. Otros contaminantes de interés emergente

4.2.5.1. Surfactantes o tensoactivos

Son sustancias consideradas como emergentes, comprende residuos de agentes tensoactivos (aniónicos y no aniónicos). Estos se usan como detergentes, agentes adherentes, dispersantes, emulsificantes, solubilizantes y agentes espumantes. Asimismo, son importantes en aplicaciones industriales, como: papel y celulosa, textiles, recubrimientos, pesticidas agrícolas, aceites combustibles y lubricantes, metales y plásticos. (Gil et al., 2012, De la Cruz, 2013).

Debido a su uso extendido se han llevado a cabo muchos estudios para evaluar la concentración de estos en ríos, lagos y aguas costeras. Estos contaminantes pasan al ambiente directamente de las plantas de tratamiento de aguas residuales, donde son

parcialmente degradados aeróbicamente y parcialmente absorbidos por los lodos residuales. Se ha demostrado que sus productos de degradación presentan mayor toxicidad que los propios agentes tensoactivos de origen; ya que algunos tienen la capacidad de adsorber fácilmente los sólidos suspendidos, adquiriendo la propiedad de imitar hormonas naturales. (Gil et al., 2012).

4.2.5.2. Productos de tratamientos de aguas

Los procesos químicos de desinfección en el tratamiento para agua potable conducen a la formación de subproductos de desinfección indeseables. Por lo que, existe un debate sobre la importancia de la desinfección por productos en comparación con el riesgo de enfermedades transmitidas después del tratamiento, ya que, aunque la desinfección reduce el riesgo de infección patógena, puede representar una amenaza para la salud humana, debido a los residuos de

desinfectantes y sus subproductos que puedan quedar presentes en el agua. Muchas metodologías, combinan desinfectantes de uso común (cloro, ozono, dióxido de cloro y cloraminas) en las plantas de tratamiento, cada combinación puede interactuar con la materia orgánica disuelta para producir sus propios subproductos en el agua. Más de 250 subproductos han sido identificados, pero solo se conoce adecuadamente el comportamiento de 20 de los mismos. Entre ellos, el cloro, el cual es ampliamente usado para la desinfección de agua, porque es relativamente barato y eficaz en la eliminación de microorganismos patógenos, y proporciona protección residual en los sistemas de distribución de agua. (Gil et al., 2012).

Algunos estudios epidemiológicos (con resultados no concluyentes) sugieren que puede existir una asociación entre la exposición a los subproductos y un mayor riesgo de resultados adversos en el desarrollo (bajo peso al nacer, retraso del crecimiento intrauterino, defectos congénitos y aborto espontáneo). Por lo que, es necesario realizar estudios de toxicidad de cada subproducto en forma individual para poder determinar la forma de desinfección del conjunto total. (Gil et al., 2012).

4.2.5.3. Aditivos industriales y alimentarios

Hay una amplia gama de compuestos industriales que pueden ser liberados al medio ambiente. Muchos de estos causan problemas en la salud, tales como los disolventes clorados, hidrocarburos de petróleo,

plastificantes (bisfenoles), resinas, adipatos y ftalatos. La mayoría de estos compuestos industriales se clasifican como contaminantes prioritarios, pues están bien identificados y tienen límites establecidos en las aguas de consumo, por otro lado, algunos productos de degradación no son tan bien conocidos y son considerados como CECs debido a su resistencia a la biodegradabilidad natural y su fácil lixiviación, pues no quedan retenidos en los suelos llegando a encontrarse en el medio acuoso.

Por otro lado, los productos químicos son también empleados en la industria alimentaria con la finalidad de mejorar la calidad del producto final, aumentando la duración del alimento retrasando la maduración del mismo, evitando la aparición de microorganismos o agentes patógenos, como agentes de conservación, etc. De nuevo, los tratamientos actuales no consiguen su eliminación completa, pudiendo llegar al agua de consumo y son considerados CECs. Algunos de ellos son el citrato de trietilo empleado como estabilizante, el hidroxianisolbutilado (BHA), usado en la prevención del deterioro de la grasa en alimentos), el alcanfor, citral, heliotropina, ácido hexanoico, mentol, triacetina, etc. Algunos de ellos pueden estar implicados como agentes oxidantes o disruptores endocrinos (Gil et al., 2012, De la Cruz, 2013).

4.2.5.4. Retardantes de llama/fuego

Los retardantes de llama también se consideran CECs, pues no son eliminados

totalmente de las aguas en las plantas de tratamiento. Se emplean para reducir la posibilidad de combustión en plásticos, espumas para muebles y textiles. Entre los retardantes de llama encontrados con mayor frecuencia y concentración en las aguas, se encuentran los compuestos basados en organofosfatos, y compuestos bromados. (Gil et al., 2012, De la Cruz, 2013). Los retardantes bromados representan el 38% de demanda mundial de bromo. Se han encontrado niveles de compuestos bromados en la fauna silvestre, incluyendo invertebrados acuáticos, peces, aves y algunos mamíferos de especies marinas. Estos compuestos se asocian con ciertos efectos en la salud, tales como la toxicidad sobre el comportamiento neurológico, disrupción endocrina y, posiblemente cáncer. (Gil et al., 2012).

4.2.5.5. Compuestos “estilo de vida”

Se trata de compuestos de consumo diario, el estilo de vida ha ido evolucionando con el tiempo y con ello la forma de consumo. El tabaco sigue formando parte de la sociedad con millones de consumidores a nivel mundial al igual que el café. Tanto es así, que, por ejemplo, la cafeína, la nicotina y su metabolito, han sido ampliamente detectados en el agua subterránea impactada por aguas residuales (Gil et al., 2012). Además, otras investigaciones encontraron altas concentraciones de edulcorantes artificiales como el acesulfamo, sacarina, ciclamato y sucralosa en las aguas subterráneas afectadas por estanques de infiltración de aguas residuales, debido a su uso, la movilidad y la

persistencia (Gil et al., 2012).

En algunos estudios realizados en España, concretamente en las Islas Canarias, se encontró que la cafeína y la nicotina son frecuentemente detectadas en los acuíferos y también en el delta del río Llobregat (77,4% y 71,7%, respectivamente). Otros compuestos detectados, en porcentajes menores, fueron teobromina (presente en el cacao) y la teofilina (presente en los tés) (50% cada uno en las Islas Canarias) y paraxantina (metabolito de la cafeína) (6% en el área de Llobregat). (Gil et al., 2012).

5. RIESGOS QUE ENTRAÑAN LOS CECS

La vulnerabilidad de un ambiente acuático a un compuesto químico depende de varios factores (Orta, 2002):

- Propiedades físico-químicas del compuesto y de sus productos de degradación.
- La concentración del compuesto en el medio acuático.
- Duración y tipo de entrada (aguda o crónica, descarga intermitente o continua).
- Propiedades del ecosistema. La repercusión ecológica de estos contaminantes puede ir desde pequeños trastornos hasta grandes daños ecológicos, con repercusiones en los peces, las aves y mamíferos, y sobre la salud humana.

Es importante remarcar que algunas sustancias pueden sufrir transformaciones en el medio ambiente dando lugar a subproductos que pueden llegar a ser incluso más peligrosos para la salud y el medio ambiente que sus precursores. La repercusión ecológica de los CECs puede ir desde pequeños trastornos hasta grandes daños ecológicos, con daños en los peces, aves, mamíferos, y sobre la salud humana (Orta, 2002). Además de poder ser tóxicos para la salud por exposición directa, pueden provocar en animales y humanos por reactividad bioquímica efectos tales como: inmunotoxicidad, neurotoxicidad, carcinogenicidad y disrupción endocrina. (González, 2016). Estos efectos biológicos negativos que pueden ocasionar son el motivo de la preocupación sobre los mismos (De la Cruz, 2013).

Las sustancias capaces de generar disrupción endocrina están siendo objeto de intensa investigación científica en el presente, promoviendo el interés por estudiar los CECs. Entre los EDCs se encuentran algunos pesticidas, plastificantes y retardantes de llama. Se ha comprobado la similitud estructural entre ellos y las hormonas endógenas humanas. Por ejemplo, un retardante de llama de la familia de los éteres de difenilo polibromados, (PBDE-100), se asemeja a la hormona triyodotironina (T_3) y; por lo tanto, el PBDE-100 competiría por los sitios de unión en los receptores de esta hormona. Sin embargo, el parecido estructural no es requisito excluyente para que se produzca la disrupción endocrina. (González, 2016).

Los CECs suelen tener una elevada afinidad por los tejidos grasos que pueden dar lugar a bioacumulación, bioconcentración y biomagnificación en los organismos debido a la persistencia de los mismos. La bioacumulación hace referencia al consumo, almacenamiento y acumulación de contaminantes tanto orgánicos como inorgánicos del medio ambiente por parte de los organismos. La bioconcentración y la biomagnificación pueden ser entendidas como casos específicos de bioacumulación. Por ejemplo, los peces pueden bioacumular contaminantes de dos formas: incorporando sustancias presentes en el agua a través de las branquias luego de exposición directa (bioconcentración) o por ingesta de alimentos contaminados que luego se absorben a través de las mucosas intestinales (biomagnificación). Por consiguiente, los CECs pueden generar un impacto potencial en los distintos eslabones de la cadena trófica. (González, 2016).

Los estudios realizados hasta la fecha comprenden distintos organismos como peces, invertebrados de agua dulce, algas, mejillones e incluso células embrionarias (De la Cruz, 2013). En muchos casos, las consecuencias de su presencia en el medio ambiente no están aún claras, pero en otros existen evidencias del riesgo. Así, por ejemplo, el diclofenaco, aparte de afectar a los riñones en los mamíferos, se ha asociado (como consecuencia de su uso en veterinaria) con la desaparición de los buitres blancos en la India y Pakistán. Otro ejemplo es el

propranolol, que se ha detectado en múltiples ocasiones en España y posee efectos sobre el zooplancton y los organismos bentónicos. (González, 2016).

En la siguiente tabla se muestran algunos estudios llevados a cabo sobre la concentración a la que distintos CECs causan riesgos ecotoxicológicos:

Compuestos estudiados	Compuesto que causa daño. Rango de dosis de riesgo	Tipo de Riesgo
1	Diclofenaco: 0,5–50 µg/L	Afección a tejidos de branquias y riñones en peces de agua dulce
27	Ibuprofeno, diclofenaco, E2 y EE2: ~ 0,01 µg/L	Riesgo para el medio acuático, efectos tóxicos crónicos (como la inhibición de la regeneración en pólipos y reducción en la reproducción)
13	Mezcla de atenolol, benzafibrato, carbamacepina, ciclofosfamida, ciprofloxacina, furosemida, hidroclorotiazida, ibuprofeno, lincomicina, ofloxacina, ranitidina, salbutamol y sulfametoxazol: 100–1000 ng/L	Inhibición del crecimiento de células embrionarias humanas de riñón HEK293, con un efecto máximo observado de un 30% en la proliferación de células respecto al control
10	Diltiazem, acetaminofeno y sulfametoxazol: 8,2–271,3 µg/L	Cociente de peligro N1. El diltiazem resultó el más tóxico (concentración letal a 8,2 mg/L para <i>Daphnia magna</i> , crustáceo invertebrado de agua dulce)
4	Etinilestradiol, zearalenol, 17β-estradiol, acetato de melengestrol: < 1–68 ng/L	<i>Pimephales promelas</i> (carpa, pez de agua dulce), experimentó diferentes niveles de expresión sobre genes hepáticos
1	17α-etinilestradiol (EE2): 5–50 ng/L	Salmón juvenil: regulación de la concentración y el tiempo de efecto sobre componentes del cerebro y los riñones
3	Cloramfenicol, florfenicol, tiamfenicol (veterinaria y acuicultura): 1,3–158 mg/L	Inhibición del crecimiento de <i>Chlorella pyrenoidosa</i> de agua dulce, <i>Isochrysis galbana</i> y <i>Tetraselmis chuii</i> de agua marina. (Algas y microalgas).

Tabla 41. Riesgos ecotoxicológicos que provocan algunos CECs. Modificado de De la Cruz, 2013.

6. MÉTODOS DE DETECCIÓN Y ELIMINACIÓN DE CECs DE LAS AGUAS

6.1. Avances en detección y análisis: determinación de CECs en las aguas

Una de las mayores limitaciones en el análisis de CECs radica de la falta de métodos de cuantificación a bajas o muy bajas concentraciones (del orden de ng/L o inferior). Sin embargo, el hecho de que estos tipos de contaminantes no se encuentren en las listas reguladoras como prioritarios, se debe a la falta de atención sobre los mismos. (Petrovic et al., 2003).

El incremento en el número de publicaciones científicas sobre diferentes CECs a lo largo de los últimos años ha sido significativo y esto, es debido al aumento de la preocupación sobre los mismos y los avances conseguidos en sensibilidad y precisión de las técnicas de detección y análisis de sustancias a concentraciones muy bajas procedentes de distintas matrices ambientales, incluyendo el ciclo del agua. Por lo tanto, este avance ha permitido conocer más acerca del destino de los contaminantes en el medio ambiente incluyendo el medio acuático. Además, actualmente no existen métodos, prácticas o protocolos estandarizados en el muestreo y en

el estudio analítico de CECs tanto en las aguas como en otras matrices ambientales que garanticen una comparabilidad y calidad de los resultados generados. (WHO, 2011). Por lo tanto, el análisis de este grupo de contaminantes requiere continuos avances y mejoras en términos de sensibilidad y selectividad, sobre todo, para el estudio de matrices complejas como las aguas residuales.

Actualmente, entre los métodos más empleados para su detección se encuentran la cromatografía de gases junto con la espectrometría de masas (GC – MS) o en tándem con la espectrometría de masas (GC-MS/MS), y la cromatografía de líquidos con la espectrometría de masas (LC-MS), individual o en tándem con las espectrometrías de masas (LC-MS/MS). Se trata de métodos avanzados capaces de detectar compuestos con una concentración del nivel de nanogramos por litro y se aplican generalmente para la detección de compuestos farmacéuticos en aguas y aguas residuales. La selección de un método u otro dependerá de las características físicas y químicas del compuesto de interés. Por ejemplo, la combinación LC-MS/MS es adecuada para medir compuestos más polares y de alta solubilidad en agua, por otro lado, el análisis GC-MS/MS sería mejor opción para compuestos más volátiles. (WHO, 2011).

6.2. Técnicas de eliminación de CECs

Las plantas convencionales de tratamiento de aguas residuales se componen de un sistema de pretratamiento donde se eliminan aquellos componentes del agua residual de mayor

tamaño que puedan entorpecer el funcionamiento del resto de procesos. A continuación, se dispone de un tratamiento primario que incluye tratamientos físico-químicos, donde se elimina la materia en suspensión no retenida en el pretratamiento. El siguiente componente, sería el tratamiento secundario o biológico, cuya misión es la eliminación de la materia orgánica en suspensión y sustancias coloidales empleando un reactor biológico y un sedimentador. Existen algunas plantas de tratamiento que incorporan un tratamiento terciario si se les exige una concentración de una determinada sustancia en el agua efluente, que cumplirían aplicando métodos avanzados de tratamiento como la ósmosis inversa, ozonización, desinfección, etc.

Se ha constatado que aplicando métodos convencionales de tratamiento a las aguas residuales muchos CECs persisten incluso sin sufrir ninguna alteración tras la aplicación de tratamientos terciarios (Gil et al., 2012). Las plantas han sido diseñadas para la eliminación de parámetros contaminantes convencionales (DBO₅, DQO, sólidos suspendidos totales o nutrientes), teniendo una capacidad limitada en cuanto a la eliminación de CECs presentes en las aguas residuales urbanas. Eliminan materia orgánica y nutrientes en concentraciones de g/L; es decir, concentraciones muy elevadas en comparación con las habituales en los contaminantes emergentes (ng/L o µg/L) (Patiño et al., 2014). Por lo tanto, es necesario identificar y evaluar la eficiencia de otras tecnologías para el tratamiento de aguas, con

el fin de proponer alternativas que permitan minimizar la presencia de CECs a un bajo costo económico, energético y ambiental. (Gil et al., 2012).

La eficacia del tratamiento dependerá totalmente de las características físico-químicas de los CECs, la reactividad de los compuestos en los diferentes procesos de tratamiento y control, así como el tiempo de retención o la temperatura. (WHO, 2011).

Los métodos de eliminación de CECs, se clasifican en tres categorías: métodos físico-químicos, tratamientos biológicos y procesos híbridos. Los procesos avanzados de oxidación (POAs), aunque se encuentran dentro de los tratamientos físico-químicos, serán tratados por separado debido a su eficacia e importancia. (Patiño et al., 2014).

6.2.1. Tratamientos físico-químicos

6.2.1.1. Coagulación–floculación

Se han realizado estudios de eliminación de CECs mediante coagulación/floculación. Se adicionan a las aguas agentes químicos que actúan como coagulantes o floculantes con el fin de causar la desestabilización de las partículas coloidales permitiendo su agregación, seguida de la sedimentación. Los agentes químicos más empleados son aluminio, sales de hierro y polímeros. Resultados de estudios, como el de Huerta-Fontela et al., (2011) quienes analizaron la eliminación de 35 productos farmacéuticos y hormonas, empleando un proceso de coagulación/floculación seguido de un filtro

de arena, en el cual obtuvieron tan sólo que 8 de los compuestos estudiados tenían un porcentaje de eliminación superior al 50%, siendo para la mitad de los contaminantes estudiados una eficacia del 30% de eliminación. Concluyen que los métodos de coagulación/floculación son incapaces de eliminar o la remoción es poco significativa por sí solos. (Patiño et al., 2014).

6.2.1.2. Adsorción

los procesos de adsorción son una de las técnicas más estudiadas para el tratamiento de aguas la eliminación de CECs, aunque se necesita consumir grandes cantidades de adsorbente para conseguir la remoción (Gil et al., 2012). Los adsorbentes más empleados son los carbones activos: carbón activo granular (GAC) o carbón activo en polvo (PAC); su principal ventaja es que no generan productos tóxicos y poseen una elevada capacidad de adsorción. Existen además otros estudios empleando otro tipo de adsorbentes, como zeolitas o nanotubos de carbono. La eficacia de la adsorción dependerá de las propiedades del adsorbente empleado (morfología, área superficial, etc.). Los estudios han mostrado eficacias de eliminación elevadas (ver Tabla 6). (Patiño et al., 2014).

Compuesto	Adsorbente	Eficacia de remoción (%)
Imidazoles	Carbón activo	90
Sulfonamidas	Carbón activo	90
Amoxicilina	Carbón activo	95
	Bentonita	88
Ofloxacino	Nanotubos de carbono	>80
Estrona	Carbón activo	~100
Etinilestradiol mestranol	Carbón activo	~100
Triclosán	Carbón activo (GAC)	60
	Caolinita	32,3
	Montmorillonita	10,5
Triton X-series	Nanotubos de carbono	80-95

Tabla 42. Eficacia de eliminación de CECs mediante adsorción. Modificado de Patiño et al., 2014.

6.2.1.3. Membranas

Se trata de tecnologías cuyo uso está en crecimiento en el campo de los tratamientos de agua y de aguas residuales. También se han empleado para la eliminación de CECs tecnologías de membrana, tales como la nanofiltración, ultrafiltración (NF, UF) y la ósmosis inversa (RO), resultando eficaces para algunos de los microcontaminantes que se resisten a los métodos convencionales, ya que presentan buenas retenciones para compuestos orgánicos. (Gil et al., 2012, Patiño et al., 2014). Sin embargo, la UF individual, algunas veces es inefectiva para la remoción de la mayoría de los CECs, debido a la capacidad de retención limitada que poseen las membranas y el proceso *fouling* (ensuciamiento) que sufren con el uso (Gil et al., 2012).

Por ejemplo, Kimura et al. (2004), estudiaron la eliminación de once compuestos correspondientes a disruptores endocrinos y compuestos farmacéuticos mediante RO, empleando dos membranas, una membrana de poliamida (XLE) y otra de acetato de celulosa

(SC-300). Para la membrana SC-300, tan sólo el 36% de los compuestos presentan una retención superior al 50%, y ninguno de ellos superior al 85%; mientras que para la membrana XLE, seis de los once compuestos presentan retenciones superiores al 75%, pero sólo uno de ellos superior al 90%. La membrana de poliamida presenta mejores resultados que la membrana de celulosa, pero sin embargo, no presenta retención completa para los compuestos seleccionados. (Kimura et al., 2004).

En cuanto a la NF y UF, Yoon et al. (2006), estudiaron la eliminación de una gran variedad de disruptores endocrinos, productos farmacéuticos y productos de higiene personal presentes en el río Colorado (Nevada) mediante estos procesos. Para los compuestos más polares y menos volátiles mediante UF las retenciones obtenidas fueron inferiores al 40% casi para toda la totalidad de los contaminantes y retenciones inferiores al 70% mediante NF. Para los compuestos más volátiles las retenciones obtenidas fueron mayores con el empleo de ambas técnicas, donde la mayoría de los compuestos

presentaron retenciones superiores al 75%. (Patiño et al., 2014).

Por lo tanto, para conseguir una mayor eficacia de remoción de CECs, los procesos de filtración con membranas deben combinarse con pretratamientos o postratamientos para producir un permeado que pueda reutilizarse, tales como etapas de coagulación o adsorción, que permitan remociones adicionales de compuestos orgánicos que juegan un papel importante en el fenómeno de *fouling*. Específicamente el PAC y el GAC en combinación con la UF son tecnologías prometedoras para el tratamiento. Los beneficios de la combinación PAC/UF se deben a la capacidad de adsorción del PAC y a la habilidad de la membrana de UF para retener compuestos y partículas de alto peso

molecular que la UF por sí sola no podría. (Gil et al., 2012).

Comparando la eficacia de eliminación de CECs de las tres tecnologías anteriores presentadas, destaca un estudio llevado a cabo por Bodzek y Dudziak en 2006 donde investigaron la eliminación de estrógenos en agua comparando la coagulación/floculación, la adsorción con carbón activo y la nanofiltración. Para ello, seleccionaron seis tipos de estrógenos (E1-E6), como agentes químicos de coagulación/floculación (C/F) emplearon sulfato de hierro (III) y cloruro de aluminio, GAC y PAC para la adsorción, y llevaron a cabo la NF con una membrana de poliamida. (Patiño et al., 2014). Los resultados se recogen en la siguiente figura:

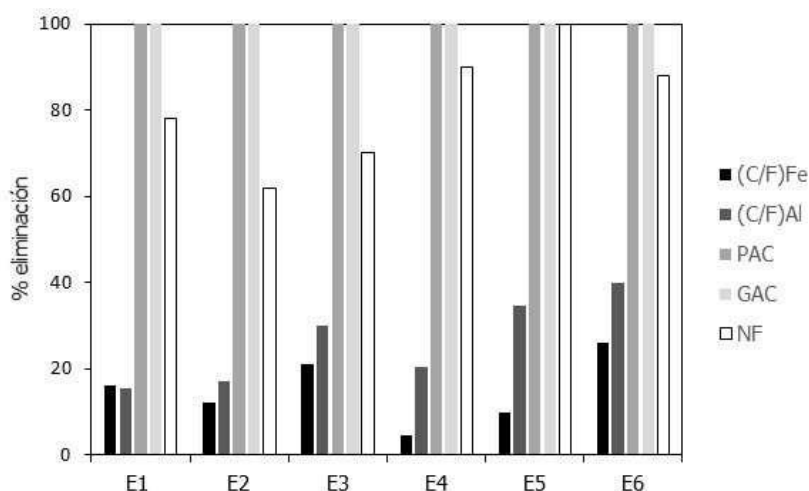


Figura 112. Comparativa de métodos físico-químicos para la eliminación de estrógenos en el agua llevada a cabo por Bodzek y Dudziak en 2006. Tomada de Patiño et al., 2014.

6.2.2. Procesos de Oxidación Avanzada (POAs)

Los procesos de oxidación son técnicas que consiguen eliminar de manera total o parcial los compuestos resistentes a los tratamientos convencionales, reducen la toxicidad y/o destruyen microorganismos patógenos (De la Cruz, 2013). Los POAs se basan en procesos fisicoquímicos capaces de producir cambios profundos en la estructura química de los contaminantes, involucran la generación y uso de especies transitorias poderosas, principalmente el radical hidroxilo ($\text{HO}\bullet$); se trata de un radical generado por medios fotoquímicos (incluida luz solar) u otras formas de energía, poseyendo alta efectividad para la oxidación de la materia orgánica.

Algunos POAs, como la fotocatalisis heterogénea o radiólisis, recurren además a reductores químicos que permiten realizar transformaciones de contaminantes tóxicos poco susceptibles a la oxidación, como iones metálicos y compuestos halogenados. Además del radical hidroxilo, se pueden generar otras especies oxidantes como el peróxido de hidrogeno (H_2O_2), $\text{O}_2\bullet^-$ y $\text{HO}_2\bullet$, todas ellas contribuyen a la eliminación de contaminantes persistentes. (De la Cruz, 2013).

En la siguiente tabla se muestran los procesos de oxidación avanzadas más empleados tanto fotoquímicos como no fotoquímicos.

Procesos NO Fotoquímicos	Procesos Fotoquímicos
Oxidación en agua sub/supercrítica	UV de vacío (UVV)
Reactivo Fenton ($\text{Fe}_2^+/\text{H}_2\text{O}_2$)	UV/ H_2O_2
Oxidación Electroquímica	Foto – Fenton (UV/ $\text{Fe}_2^+/\text{H}_2\text{O}_2$)
Radiólisis	UV/ O_3
Plasma no térmico	Fotocatalisis Heterogénea
Ultrasonidos	
Ozonización	

Tabla 43. Tecnologías basadas en POAs para el tratamiento de contaminantes en las aguas. Modificada de Patiño, et al., 2014.

Algunas de las ventajas que presentan frente a otros métodos de eliminación de contaminantes en las aguas, son las siguientes (De la Cruz, 2013):

- No solo cambian de fase al contaminante sino que lo transforman químicamente, generalmente consiguen la destrucción completa del contaminante al emplear especies tan oxidantes y no generan fangos (no requieren un proceso posterior de tratamiento y disposición).
- Son muy útiles para contaminantes que resisten al tratamiento biológico y a muy bajas concentraciones (ppb) como los CECs y en muchos casos, el consumo energético es menor que en otras tecnologías.
- Disminuyen la concentración de compuestos formados en pretratamiento alternativos, como la desinfección.
- Permiten transformar contaminantes refractarios en productos tratables por otras tecnologías más económicas como el tratamiento biológico.
- Normalmente, mejoran las propiedades

organolépticas de las aguas tratadas y eliminan efectos sobre la salud que pueden generar desinfectantes y oxidantes residuales como el cloro.

Dentro de los POAs, la **ozonización** es la más estudiada para la eliminación de CECs. La molécula de ozono debido a su alto poder oxidante, se emplea en la desinfección de agua potable, consiguiendo así una reducción en la formación de productos de desinfección y mayor biodegradabilidad. Es un método ventajoso donde, por lo general, se obtienen eliminaciones superiores al 90%. Por el contrario, el alto costo del equipo y mantenimiento del mismo, así como la energía necesaria en el proceso, constituyen sus principales desventajas. (Patiño et al., 2014).

En cuanto a los métodos de **radiación ultravioleta (UV) – fotólisis**, constituyen una buena opción de eliminación de contaminantes de las aguas pues no necesitan adición de reactivos químicos para llevar a cabo la remoción, tan solo la radiación UV posee la suficiente energía para producir rupturas homolíticas y heterolíticas entre moléculas. Las limitaciones de estos procesos suelen ser: la baja eficiencia, aplicables solo a compuestos que absorben radiación en longitudes de onda entre 200 y 300 nm (ya que la luz UV trabaja en los 254 nm) y dan buenos resultados si se centra en un único objetivo. Por lo que, normalmente se combinan con otros métodos convencionales para obtener mejores resultados. Una de las combinaciones más empleadas con éxito es el uso de radiación UV con peróxido de hidrógeno,

siendo capaz de degradar compuestos organoclorados alifáticos, aromáticos, fenoles y plaguicidas, entre otros. Ofrece grandes ventajas: el oxidante es muy accesible, térmicamente estable, puede almacenarse in situ y posee solubilidad infinita en el agua. La inversión de capital es mínima y de fácil operación. La desventaja sería las altas concentraciones necesarias del oxidante. (De la Cruz, 2013).

Los **ultrasonidos o sinósolis (US)** son cualquier frecuencia que sea mayor que el límite superior de audición del ser humano (>16 kHz), son capaces de generar radicales hidroxilos (gran poder oxidante) a través de la cavitación acústica. Es un mecanismo también en estudio para la eliminación de CECs de las aguas, ya que presentan ciertas ventajas: seguridad, limpieza, alta penetrabilidad en el medio acuático, alta eficacia de degradación y la no generación de contaminantes secundarios. Por otro lado, no es atractivo para su uso a gran escala debido al consumo energético elevado y los altos costes de los equipos. Se ha demostrado su capacidad de eliminación de pesticidas, tintes, herbicidas, fármacos, hidrocarburos, etc. Para mejorar la eficiencia de este método, se ha combinado con catalizadores (dióxido de titanio, dióxido de silicio o cenizas de carbón), con aditivos químicos o con procesos Fenton. (De la Cruz, 2013).

También se emplean **procesos Fenton** de oxidación para la eliminación de CECs. Se trata de reacciones de peróxidos (normalmente H₂O₂) con iones de hierro para

formar especies activas del oxígeno, capaces de oxidar compuestos orgánicos e inorgánicos. Este proceso resulta atractivo porque el H₂O₂ es un reactivo barato, seguro, de fácil manipulación y de descomposición rápida en agua y oxígeno. El hierro por su parte es comparativamente barato, seguro y respetuoso con el medio ambiente. Puede combinarse además con luz UV constituyendo así el proceso foto-Fenton. (De la Cruz, 2013). En general, los resultados obtenidos mediante foto-Fenton son mejores, no es así para el caso de aguas con un alto contenido en materia orgánica, debido a que la turbidez evita la penetración de la radiación UV. La degradación Fenton consigue resultados notables, con una media de degradación superior al 53%, mientras que en el caso de degradación foto-Fenton la eficacia de degradación es por lo general >74%. (Patiño et al., 2014).

Por último, dentro de los POAs, destacar el proceso de **fotólisis heterogénea**, uno de los procesos más novedosos empleados para la descontaminación o desinfección de aguas. Esta técnica se basa en el uso de radiación UV para foto excitar un catalizador; generando especies reactivas que atacarán a los posibles contaminantes presentes, dando lugar a la ruptura de moléculas, hasta llegar a la mineralización total. El catalizador puede dar lugar a reacciones tanto de oxidación como de reducción. El más empleado hasta el momento es el dióxido de titanio (TiO₂). (De la Cruz, 2013).

6.2.3. Tratamientos biológicos

Las plantas de tratamiento de aguas convencionales disponen en el tratamiento secundario de un reactor biológico. Los sistemas biológicos consisten en la degradación de la materia orgánica mediante sistemas aerobios y anaerobios. Sería de gran interés conseguir la eliminación de CECs mediante estos procesos y así evitar la necesidad de nuevas etapas de tratamiento. Pero, pese a ser uno de los principales métodos de tratamiento, disponen de una capacidad limitada para la eliminación de CECs, descartando sólo una parte de éstos, en su mayoría, compuestos polares. (Petrovic et al., 2003).

Investigaciones como las llevadas a cabo por Urase y Kikuta en 2005, los cuales estudiaron la eliminación de CECs (estrógenos, disruptores endocrinos y sustancias farmacéuticas) en lodos activos procedentes de una EDAR en Tokio, muestran que la eliminación de los CECs de los lodos activos fue en porcentajes inferiores al 30% en el 75% de los casos. (Patiño et al., 2014).

6.2.4. Tecnologías híbridas

Otras opciones de eliminación de CECs son el empleo de tecnologías híbridas como los biorreactores de membrana (MBR), y la combinación de estos con otros métodos de eliminación. (Patiño et al., 2014). Se considera como el desarrollo más prometedor en el tratamiento microbiológico de aguas residuales. (Gil et al., 2012). Los MBR presentan una serie de ventajas frente al

tratamiento biológico, como por ejemplo la posibilidad de operación a elevadas concentraciones de biomasa, reducida producción de lodos, menor concentración de sólidos disueltos y una mayor calidad del efluente. (Patiño et al., 2014). Esta tecnología combina un proceso de degradación biológico usando un lodo activado, con una separación sólido-líquido a través de un proceso de UF. (Gil et al., 2012). Sipma et al. (2010), compararon la eliminación de 30 compuestos farmacéuticos mediante tratamiento con lodos activos y MBR, las eliminaciones mediante lodos activos fueron inferiores a las obtenidas mediante el empleo de MBR. Incluso algunos compuestos se duplicó la eficacia de eliminación con el empleo de MBR. Mediante el tratamiento con lodos activos, más de la mitad de los compuestos presentaron retenciones inferiores al 40%, en contraposición con la eliminación aplicando MBR, donde para la mitad de los compuestos se obtuvieron retenciones superiores al 70%. No obstante, también ha de tenerse en cuenta que el empleo de MBR resulta más costoso debido al ensuciamiento de las membranas que requiere una parada en la producción para su limpieza física y química. (Patiño et al., 2014).

Sería posible la mejora de la calidad del efluente de salida de un **MBR** si se instala un sistema en serie de tratamiento **con membranas como la UF o la RO**. Cartagena et al. 2013, evaluaron la eliminación de un grupo de diez CECs a la salida del MBR y a la salida de un proceso de membranas cuya alimentación era el permeado anteriormente

obtenido. En el análisis a la salida del MBR se obtuvieron elevadas eficacias para estimulantes, (nicotina y cafeína) con eliminaciones superiores al 80%. El empleo de un post-tratamiento mediante NF u RO, provoca en la mayoría de los casos una mejora de la eliminación entre un 20-40% empleando los métodos combinados. (Cartagena et al. 2013).

Otra opción, puede ser la **combinación del MBR con UV**. Estudios llevados a cabo como el de Nguyen et al en 2012, muestran que añadiendo el empleo de UV al sistema, casi el 85% de los CECs fueron eliminados de manera completa, demostrando que la aplicación de UV puede completar el tratamiento MBR satisfactoriamente. (Patiño et al., 2014).

Por último, también es posible completar el tratamiento de **un MBR con adsorción en carbón activo (MBR/GAC)** mejorando así la eliminación de los compuestos hidrofílicos y persistentes. El potencial del carbón activo ha sido demostrado para la eliminación de CECs, no obstante, la adsorción de trazas de estos contaminantes disminuye debido a la competición con los gruesos de materia orgánica; por ello es adecuado su empleo como post-tratamiento, alimentando la columna de GAC con el permeado obtenido tras el tratamiento en un MBR. De nuevo, Nguyen et al en 2012, estudiaron la aplicación de esta técnica en la eliminación de 22 CECs, obteniendo que aquellos compuestos que habían sido eliminados mediante MBR con eficacias inferiores al 40%, presentaban

eficacias superiores al 98% tras el tratamiento con GAC. (Patiño et al., 2014).

muestra las eficacias de remoción de productos farmacéuticos en las aguas de tecnologías convencionales y avanzadas:

La siguiente tabla, a modo de resumen

Tratamiento	Rango de eliminación (%)	Fuente de agua	Área de estudio	Referencia
Tratamientos convencionales de aguas residuales				
Lodos activos	11-99	Aguas negras	Australia	Watkinson, Murby y Costanzo (2007)
	7-100	Alcantarillado	Europa, Japón	DWI (2007)
	<20-80	Alcantarillado	Francia	Gabet-Giraud et al. (2010)
	8-98	Sin especificar	Brasil, Europa, Japón	Ziylan e Ince (2011)
Filtro biológico	6-71	Alcantarillado	Europa	DWI (2007)
Sedimentación primaria	3-45	Sin especificar	Brasil, Europa, Japón	Ziylan e Ince (2011)
Coagulación, filtración y sedimentación	5-36	Sin especificar		
Filtro de arena	0-99	Efluente de lodos activos		
Tratamientos avanzados de aguas residuales				
Ozonización	1-99	Efluente de lodos activos	Brasil, Europa, Japón	Ziylan e Ince (2011)
	86-100	Efluente 2°	Francia	Gabet-Giraud et al. (2010)
Ozonización/ultrasonido y sonocatálisis	23-45	Sin especificar	Europa, Japón, India, Turquía, EEUU	Ziylan e Ince (2011)
Ozonización y ozonización catalítica	>9-100	Sin especificar		
Radiación UV	29	Sin especificar	Brasil, Europa, Japón	Ziylan e Ince (2011)
Fotólisis (UV/H ₂ O ₂)	52-100	Sin especificar	Europa, Japón, India, Turquía, EEUU	Ziylan e Ince (2011)
Fenton	80-100			
UV/TiO ₂	>95			
Biomembrana	23-99	Efluente tratado	Brasil, Europa, Japón	Ziylan e Ince (2011)
Microfiltración y ósmosis inversa	91-100	Efluente 2° tratado	Australia	Watkinson, Murby y Costanzo (2007)
Ósmosis inversa	62-97	Efluente 2° tratado	Francia	Gabet-Giraud et al. (2010)
Ultrasonidos	24-100	Sin especificar	Europa, Japón, India, Turquía, EEUU	Ziylan e Ince (2011)

Tabla 44. Tratamientos convencionales vs avanzados en la eliminación de productos farmacéuticos de las aguas. Modificado de WHO, 2011.

6.3. Prevención de CECs en las aguas

De manera simultánea a los métodos de eliminación de CECs y a la legislación que está comenzando a incluirlos dentro de la lista de contaminantes prioritarios, existe un amplio rango de posibilidades que pueden emplearse para disminuir su presencia en las aguas a través del control de las emisiones en origen. A continuación, se recogen algunas de estas posibilidades. Aunque afectan principalmente a los productos farmacéuticos, son aplicables tanto a los productos de higiene personal como al amplio rango de CECs (Eckstein y William, 2011) recogidos en el apartado 3.1. Los siguientes apartados ponen de ejemplo los grupos de fármacos y productos de cuidado personal debido a que son los CECs más encontrados en las aguas residuales y potables y mayor preocupación suscitan.

6.3.1. Reformulación de productos

Debido al alto impacto ambiental generado por el uso de fármacos y productos de cuidado personal, así como la excreción de los mismos en los desechos humanos y de animales, se plantea la necesidad de un nuevo diseño o reformulación de muchos de ellos, siempre y cuando mantengan su eficacia terapéutica o se vea mejorada, podría modificarse su estructura química, propiedades y formulación para crear productos finales “inocuos”. Se está persiguiendo el hecho de diseñar fármacos cuyas características de absorción en el organismo sean mejoradas reduciendo así la cantidad de los mismos y sus subproductos en los desechos excretados y,

por lo tanto, su presencia en las aguas residuales y de consumo. Otra posibilidad de diseño incluye el desarrollo de fármacos que mantengan su efectividad a nivel terapéutico a pesar de la disminución de los niveles de dosificación. Así como el desarrollo de fármacos “inteligentes” que emulen la química de los productos naturales. (Eckstein y William, 2011).

6.3.2. Alternativas en la dosificación

Tantos los médicos como los pacientes o en el caso de otro tipo de contaminantes, los proveedores, tiendas y consumidores finales, necesitan estar bien informados sobre las consecuencias del uso de algunos productos específicos y en el caso de los medicamentos, conocer los problemas derivados de la sobreprescripción de los mismos.

Muchos estudios han mostrado que la dosis terapéutica efectiva de multitud de medicamentos es mucho menor que la recomendada por el fabricante; por lo que, disminuir la ingesta de fármacos hasta conseguir esa dosis efectiva ahorrará un consumo excesivo de los mismos produciendo la disminución de la cantidad de CECs en las aguas. Para ello, los médicos deben prescribir la cantidad de medicamento necesaria según el paciente (terapia individualizada). (Eckstein y William, 2011).

Otra solución para disminuir la presencia de CECs en las aguas, es el consumo de otros productos que no los contengan obteniendo los mismos resultados o similares empleando alternativas que no generen problemas al

eliminarlos o excretarlos. (Eckstein y William, 2011).

La educación del paciente o consumidor juega también un papel esencial. Desechar de manera correcta medicación acumulada e incluso caducada, así como cumplir con los ciclos de medicación prescritos, ayudará a reducir la presencia de contaminantes en las aguas. (Eckstein y William, 2011).

6.3.3. Alternativas de comercialización

En la mayoría de los medicamentos tanto de compra libre como prescrita, así como en muchos otros productos, no se dispone de un etiquetado o una guía de cómo debe hacerse una correcta eliminación una vez utilizados o qué hacer con los excedentes. Además, el contenido de algunos productos es muy superior al necesario. Cambios en el embalaje ajustando las cantidades que contienen puede resultar en una reducción de la cantidad descartada de los productos, disminuyendo así en las aguas. (Eckstein y William, 2011).

Por otro lado, los anuncios deberían ser reconsiderados puesto que influyen en las decisiones de compra del consumidor. Anuncios bien planteados donde se explique la eliminación apropiada de los mismos y el impacto que producen sobre el medio ambiente, ayudaría a reducir su presencia en el medio acuático. (Eckstein y William, 2011).

6.3.4. Alternativas de dispensación

Existen numerosas formas de dispensación de productos que contienen CECs. Actualmente vía Internet el acceso a los mismos es sencillo

y rápido. Disminuyendo la cantidad de fármacos comprados en la web (sin control), se contribuye a la reducción de la cantidad de los mismos que terminan en el medio ambiente por excreción o eliminación directa. (Eckstein y William, 2011).

Otro problema, es la fecha de caducidad de los productos, tras la cual no pueden ser consumidos o la efectividad de los mismos se reduce o es nula. Por lo tanto, una venta de la cantidad adecuada sumada a una apropiada fecha de caducidad favorecerá tanto al consumidor como al medio ambiente. (Eckstein y William, 2011).

En el caso de los productos farmacéuticos, sería interesante crear una base de datos que recoja todas las compras de medicamentos ayudando así a predecir las actuales cantidades de los mismos que pueden llegar a parar al medio ambiente. (Eckstein y William, 2011).

6.3.5. Alternativas de eliminación y reciclaje

La necesidad de una eliminación o reciclaje apropiado de los productos es un hecho. Las empresas podrían implementar programas para incentivar la correcta eliminación y reciclaje de sus productos y más cuando pueden generar un impacto negativo en el medio ambiente y llegar a las aguas de consumo. Por ejemplo, proponer el retorno de productos caducados o de excedentes a los fabricantes (distribución inversa), disminuyendo así el flujo de desechos que pueden llegar al medio acuático. (Eckstein y William, 2011).

Otras medidas, son las mejoras en los sistemas de recogida del agua, la identificación y eliminación de aquellas tuberías que viertan de manera directa en las aguas superficiales, cambiar las fosas sépticas por sistemas municipales cuando sea posible, diseñar los WC de tal forma que hagan una separación de desechos líquidos de sólidos, para minimizar los flujos de desechos y reducir los requisitos de suministro de agua, entre otras. (Eckstein y William, 2011).

6.3.6. Mejora de las legislaciones y sensibilización del consumidor

Destacar la importancia de la educación a la población en temas relacionados con la eliminación y el reciclaje de residuos. Darles a conocer los problemas que pueden generar en el medio ambiente los CECs y por supuesto en las aguas, incrementando así el sentido de responsabilidad sobre el mismo, viendo como sus acciones individuales contribuyen de manera colectiva a la carga de contaminantes en el medio ambiente. Así como las ventajas económicas y en salud que pueden generar con una eliminación consciente y correcta de los desechos.

7. DISCUSIÓN

Observando los datos recogidos en la Tabla 2 sobre productos farmacéuticos que se encuentran en las aguas de distintos países europeos, se puede concluir que entre ellos el mayor consumo de medicamentos lo realiza Alemania, siendo la media de sus concentraciones la más elevada (120 ng/L), una de las razones es que se trata del país con mayor población entre los 5 en estudio (83 millones de habitantes), Francia con 67 millones de habitantes presenta una media de 37 ng/L en sus aguas; por lo que, aunque hay una amplia diferencia de población con respecto Alemania, el consumo de fármacos es muy inferior, esto puede deberse a que la población se encuentre más concienciada con el consumo, quizás haya menos automedicación o se realice una eliminación apropiada de los mismos. De forma contraria, destaca el caso de Austria con casi 9 millones de habitantes y una concentración media de fármacos en sus aguas de 52 ng/L, el consumo por parte de su población es mucho mayor, la manera de eliminarlos no es la adecuada o los tratamientos en las EDARs no tienen la misma eficacia de remoción.

En cuanto a valores recogidos en la Tabla 3 sobre drogas de abuso, la nicotina representa el compuesto con las concentraciones más altas reportadas tanto en las aguas residuales como en las aguas de ríos con frecuencias de detección entre 50% y 100%. Encontrando nicotina en las aguas residuales de entrada a la EDAR con concentraciones de hasta 64410 ng/L en el caso de Estados Unidos y 23325

ng/L en España. Tras el tratamiento en la EDAR, la concentración máxima en EEUU de nicotina es de 47 ng/L y en España de 17385 ng/L; esto puede ser un indicador de que en España apenas se estén implementando tratamientos no convencionales en las EDARs para la eliminación de CECs, mostrando así que la preocupación sobre este tema no está interiorizada y que falta mucho camino por avanzar en los sistemas de tratamiento de aguas. En el caso de los productos de higiene personal (ver Tabla 4), destacan los parabenos, que presentan elevadas concentraciones en el agua influente de la EDAR, el uso de estos PCPs está ampliamente extendido, ya que suele emplearse como conservante en cosmética. Se observa que las eficacias de remoción en la EDAR dependen totalmente de las propiedades físico-químicas del PCP, de ahí la amplia variación de concentraciones en el efluente de la misma.

Los datos recogidos en la Tabla 5, muestran algunos de los riesgos identificados que pueden generar los CECs presentes en las aguas, siendo los peces, crustáceos y algas los más afectados por los mismos pues se trata de su hábitat y la exposición es continua. Los tejidos de los riñones son los más afectados pues actúan de filtro, las hormonas afectan a genes hepáticos, y de manera general los CECs inhiben el crecimiento (incluso en células embrionarias humanas) y afectan a la reproducción de las especies acuáticas.

Entrando ahora en las técnicas de eliminación de CECs de las aguas, se recogen en la Figura 6 los resultados de una comparativa entre tres

de los métodos físico-químicos más empleados (C/F empleando Fe y Al, NF y adsorción con carbones activos). El orden en cuanto a la eficacia de eliminación conseguida es el siguiente: Fe<Al<NF<GAC<PAC. Es decir, los métodos de C/F son los de menor eficacia de remoción, superando apenas el 40% en el caso del estrógeno E6, tal como apuntaban otros estudios, seguido de la técnica de NF, con porcentajes de eliminación de los contaminantes entre el 60 y el 90% en el caso del compuesto E4; que, aunque se obtienen valores de eliminación elevados, estos pueden ir disminuyendo a medida que se produce en ensuciamiento de la membrana filtrante. Por último, los procesos de adsorción con carbón activado son los que presentan una mayor tasa de remoción de todos los estrógenos en estudio, con valores de eficacia del 100% debido a la gran capacidad de adsorción que posee el carbón activo.

La Tabla 8, muestra de nuevo que la capacidad de eliminación de un método u otro se ve afectada por el tipo de agua que reciba (aguas negras, efluente de lodos activos, efluente tratado en la EDAR, etc.), además de las características de los contaminantes. De manera general, los resultados recogidos para los métodos avanzados de eliminación para el caso de productos farmacéuticos, muestran que son más eficaces que los métodos convencionales. Entre los métodos convencionales, destaca la capacidad de eliminación de contaminantes de los lodos activos (en algunos casos eficacias superiores al 90%) siendo superior a la de los filtros biológicos, aun así, la capacidad de remoción

varía y puede verse limitada por muchos factores como la edad del lodo, la temperatura del tanque de lodos activos y el tiempo de retención hidráulico. Dentro de los POAs, la ozonización muestra buenos resultados de remoción de fármacos cuando se realiza sobre aguas que ya han recibido algún tratamiento previo, en el caso de la ozonización catalítica la eliminación puede alcanzar el 100% de eficacia debido a la capacidad del catalizador de favorecer la reacción de oxidación. La radiación UV por sí sola no supera el 30% de eficacia de remoción, sin embargo, si lo hace combinada con oxidantes como el H₂O₂ o catalizadores como el TiO₂ puede alcanzar valores entre el 80 y 100% en algunos casos; al igual que el método Fenton, Los tratamientos con membranas como ala RO y NF alcanzan eficacias de eliminación de productos farmacéuticos entre el 90 y el 100%.

Las tecnologías híbridas mencionadas cuya base es el MBR alcanzan eficacias de eliminación elevadas pues se combinan, normalmente en serie, con procesos de tratamientos avanzados, sumando eficacia de remoción de los contaminantes. Las más destacadas se combinan con tratamientos de membranas como la RO, NF y UF, así como con carbones activos; ya que, por si solas, estas tecnologías eran capaces de alcanzar elevadas tasas de eliminación de CECs.

La necesidad de añadir métodos avanzados de eliminación de contaminantes a las actuales EDARs es clara, la elección de uno u otro método vendrá marcada por las

concentraciones de contaminantes permitidas a nivel legislativo, del tipo de contaminantes presentes en las aguas a tratar, de los costes económicos que conlleve la adición de las nuevas instalaciones, el consumo energético de las mismas, el espacio disponible para su instalación, la necesidad de nuevos reactivos, etc.

8. CONCLUSIONES

La llegada de nuevos productos químicos al medio acuático es continua y en constante crecimiento, llegando incluso a las aguas de consumo humano. En algunos casos los riesgos que pueden ocasionar van más allá de los actuales métodos de monitorización y evaluación de riesgos, las tecnologías preventivas y de eliminación disponibles. La principal entrada de CECs (µg/L y ng/L) a los cuerpos de agua son los efluentes de las EDARs, pues a pesar de los tratamientos, muchos de ellos superan todas las fases llegando a las aguas o incluso forman subproductos que pueden ser más tóxicos que sus precursores.

Asegurar la eliminación de CECs del medio ambiente requiere el trabajo continuo de investigación, con el fin de desarrollar procesos de eliminación eficientes sobre la base de la sostenibilidad. Siendo el primer paso el desarrollo de métodos analíticos capaces de detectarlos (GC, MS, LC) en diferentes matrices ambientales. El resultado de estos esfuerzos conducirá a futuras regulaciones donde estos contaminantes se encuentren recogidos en su propia lista, en la que se tengan en cuenta su ocurrencia,

toxicidad, posibles riesgos ambientales y de salud; así como los métodos de prevención y remediación de los mismos. La regulación de los CECs ayudará a la disminución de su presencia en el medio ambiente, pero se necesitan mejoras en las formas de recogida de las aguas, la concienciación y educación social, eliminación correcta de desechos que puedan contenerlos, incentivar el reciclaje y la reutilización, sistemas de retorno de fármacos, así como el uso de métodos de tratamientos avanzados en depuración de aguas.

Los estudios consideran que una de las opciones más prometedoras para implantar en las plantas de tratamiento de aguas sería la tecnología híbrida conformada por un reactor biológico de membrana (MBR) combinado con tecnologías tales como la NF, la RO, la adsorción con carbón activo (GAC) o la luz UV. De esta forma se podrían conseguir eficacias de eliminación en muchos casos del 100% de los CECs.

Por lo tanto, sabiendo los riesgos que suponen para el medio ambiente los estos contaminantes, las medidas de prevención que pueden ponerse en marcha, así como el desarrollo de tecnologías capaces de detectarlos y eliminarlos, es el momento de que los Gobiernos tomen en consideración todos estos datos y comiencen a desarrollar legislación restrictiva en cuanto a su presencia y enfocada en el cuidado y respeto al medio ambiente; la participación ciudadana será clave para alcanzar dicho objetivo con éxito, necesitando un cambio de mentalidad en las generaciones futuras para implementar todas

estas ideas de manera exitosa.

BIBLIOGRAFÍA Y WEBGRAFÍA

- Adams, C., ASCE, M., Wang, Y., Loftin, K., Meyer, M. (2002). Removal of antibiotics from surface and distilled water in conventional water treatment processes. *Journal of Environmental Engineering*. 128, 253-259.
- Arbeláez, P.A. (2015). Contaminantes emergentes en aguas residuales y de río y de fangos de depuradora. *Tesis Doctoral*. Universitat Rovira i Virgili. Tarragona, España.
- Barceló, L.D., López de Alda, M.J. (2008). Contaminación y calidad química del agua: el problema de los contaminantes emergentes. Panel Científico-Técnico de seguimiento de la política de aguas. Fundación Nueva Cultura del Agua. Universidad de Sevilla – Ministerio del Medio Ambiente.
- Bartual, J., Bereguer, M.J. (1984). NTP 143: Guía de Buenas Prácticas. Pesticidas: clasificación y riesgos principales. Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo. Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales. España.
- BOE (2015). 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* núm. 219 de 12 de Septiembre de 2015.
- Cartagena, P., El Kaddouri, M., Cases, V., Trapote, A., Prats, D. (2013). Reduction of emerging micropollutants, organic matter, nutrients and salinity from real wastewater by combined MBR-NF/RO treatment. *Separation and Purification Technology*. Elsevier. 110, 132-143.

- De la Cruz, N. (2013). Estudio de la eliminación de contaminantes emergentes en aguas mediante Procesos de Oxidación Avanzados. *Tesis Doctoral*. Universidad de Barcelona, Barcelona, España.
- DOCE (2013). Directiva 2013/39/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 12 de agosto de 2013 por la que se modifican las Directivas 2000/60/CE y 2008/105/CE en cuanto a las sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de la Unión Europea.
- Eckstein, G., William, G. (2011). Alternative Strategies for Managing Pharmaceutical and Personal Care Products in Water Resources. (pp. 8 y 9). Texas Tech University Center for Water Law & Policy.
- Gavrilesco, M., Demnerová, K., Aamand, J., Agathos, S., Fava, F. (2014). Emerging pollutants in the environment: present and future challenges in biomonitoring, ecological risks and bioremediation. New Biotechnology. Elsevier.
- Gil, M.J., Soto, A.M., Usma, J.I., Gutiérrez, O.D. (2012). Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos. *Producción + limpia*, 7, 52-73.
- González, R.A. (2016). Caracterización y seguimiento de contaminantes emergentes. *Tesis Doctoral*. Universidad de Valencia, Valencia, España.
- Huerta-Fontela, M., Galceran, M.T., Ventura, F. (2011). Occurrence and removal of pharmaceuticals and hormones through drinking water treatment. *Water Research*. 45, 1432-1442.
- Kimura, K., Toshima, S., Amy, G., Watanabe, Y. (2004). Rejection of neutral endocrine disrupting compounds (EDCs) and pharmaceutical active compounds (PhACs) by RO membranes. *Journal of Membrane Science*. Elsevier. 245 (1-2), 71-78.
- Kolpin, D., Furlong, E., Meyer, M., Zaugg, S. (2002). Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, 1999–2000: a national reconnaissance. *Environmental Science & Technology*, 36, 1202–1211.
- Organización Mundial de la Salud, OMS. (1994). Glosario de términos de alcohol y drogas.
- Orta, L. (2002). Contaminación de las aguas por plaguicidas químicos. Instituto de Investigaciones de Sanidad Vegetal. *Fitosanidad*. 6, 55-62. La Habana, Cuba.
- OW/ORD Emerging Contaminants Workgroup. (2008). White paper. Aquatic Life Criteria for Contaminants of Emerging Concern. Part I. General Challenges and Recommendations. United States Environmental Protection Agency.
- Patiño, Y., Díaz, E., Ordóñez, S. (2014). Microcontaminantes Emergentes en Aguas: Tipos y Sistemas de Tratamiento. *Avances en Ciencia e Ingeniería*. 5(2), 1-20.
- Petrovic, M., Gonzalez, S., Barceló, D. (2003). Analysis and removal of emerging contaminants in wastewater and drinking water. Department of Environmental Chemistry, IIQAB – CSIC. Barcelona, Spain.
- Tejada, C., Quiñonez, E., Peña, M. (2014). Contaminantes emergentes en aguas: metabolitos de fármacos. Una revisión. Universidad Militar Nueva Granada. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*. 10, 80-101.
- World Health Organization. (2011). Pharmaceuticals in drinking-water. *Public Health and Environment Water*,

- Sanitation, Hygiene and Health. World Health Organization.
- www.higieneambiental.com. Tipos de biocidas químicos utilizados para el tratamiento de aguas en instalaciones. [https://higieneambiental.com/productos-biocidas-y-equipos/tipos-de-biocidas-quimicos-utilizados-para-el-tratamiento-del-agua-en- instalaciones](https://higieneambiental.com/productos-biocidas-y-equipos/tipos-de-biocidas-quimicos-utilizados-para-el-tratamiento-del-agua-en-instalaciones). Accedido el 20 de agosto de 2019.
 - www.igua.es. Contaminantes emergentes (sustancias preferentes, prioritarias, en observación, candidatas...) <https://www.iagua.es/blogs/javier-arrieta-morales/contaminantes-emergentes-preferentes-prioritarias-sustancias>. Accedido el 23 de agosto de 2019.
 - www.igua.es. La gestión del agua en España: Un repaso a la historia. <https://www.iagua.es/blogs/laura-f-zarza/gestion-agua-espana-repaso-historia>. Accedido el 23 de agosto de 2019.
 - www.jumapam.gob.mx. Distribución del agua en el planeta. <http://jumapam.gob.mx/cultura-del-agua/distribucion-de-agua-en-el-planeta/>. Accedido el 1 de agosto de 2019.
 - www.madridmas.org. Publicada la nueva Directiva 2018/840/UE sobre la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas. <https://www.madrимasd.org/blogs/rem-tavares/2018/11/23/133737>. Accedido el 23 de agosto de 2019.
 - www.miteco.gob.es. Ministerio para la Transición Ecológica. Gobierno de España. <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/productos-quimicos/biocidas/>. Accedido el 20 de agosto de 2019.
 - www.miteco.gob.es. Ministerio para la Transición Ecológica. Gobierno de España. Directiva Marco del Agua. <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/planificacion-hidrologica/marco-del-agua/default.aspx>. Accedido el 21 de agosto de 2019.
 - www.rachelcarson.org. Rachel Carson, The Life and Legacy. www.rachelcarson.org/Bio.aspx. Accedido el 9 de septiembre de 2019.
 - www.usgs.gov. U.S. Geological Survey. El ciclo del Agua. <https://water.usgs.gov/edu/watercyclespanish.html>. Accedido el 1 de agosto de 2019.

ANEXOS

ANEXO I

Listado de Sustancias Prioritarias, tomado de la Directiva 2013/39/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 12 de agosto de

2013 por la que se modifican las Directivas 2000/60/CE y 2008/105/CE en cuanto a las sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas.

Número	Nº CAS ⁽¹⁾	Nº UE ⁽²⁾	Nombre de la sustancia prioritaria ⁽³⁾	Identificada como sustancia peligrosa prioritaria
(1)	15972-60-8	240-110-8	Alacloro	
(2)	120-12-7	204-371-1	Antraceno	X
(3)	1912-24-9	217-617-8	Atrazina	
(4)	71-43-2	200-753-7	Benceno	
(5)	No aplicable	No aplicable	Difeniléteres bromados	X ⁽⁴⁾
(6)	7440-43-9	231-152-8	Cadmio y sus compuestos	X
(7)	85535-84-8	287-476-5	Cloroalcanos, C ₁₀₋₁₃	X
(8)	470-90-6	207-432-0	Clorfenvinfós	
(9)	2921-88-2	220-864-4	Clorpirifós (Clorpirifós-etilo)	
(10)	107-06-2	203-458-1	1,2-Dicloroetano	
(11)	75-09-2	200-838-9	Diclorometano	
(12)	117-81-7	204-211-0	Ftalato de di(2-etilhexilo) (DEHP)	X
(13)	330-54-1	206-354-4	Diurón	
(14)	115-29-7	204-079-4	Endosulfán	X
(15)	206-44-0	205-912-4	Fluoranteno	
(16)	118-74-1	204-273-9	Hexaclorobenceno	X
(17)	87-68-3	201-765-5	Hexaclorobutadieno	X
(18)	608-73-1	210-168-9	Hexaclorociclohexano	X
(19)	34123-59-6	251-835-4	Isoproturón	
(20)	7439-92-1	231-100-4	Plomo y sus compuestos	
(21)	7439-97-6	231-106-7	Mercurio y sus compuestos	X
(22)	91-20-3	202-049-5	Naftaleno	
(23)	7440-02-0	231-111-4	Níquel y sus compuestos	
(24)	No aplicable	No aplicable	Nonilfenoles	X ⁽⁵⁾
(25)	No aplicable	No aplicable	Octilfenoles ⁽⁶⁾	

(26)	608-93-5	210-172-0	Pentaclorobenceno	X
(27)	87-86-5	201-778-6	Pentaclorofenol	
(28)	No aplicable	No aplicable	Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) ⁽⁷⁾	X
(29)	122-34-9	204-535-2	Simazina	
(30)	No aplicable	No aplicable	Compuestos de tributilestaño	X ⁽⁸⁾
(31)	12002-48-1	234-413-4	Triclorobencenos	
(32)	67-66-3	200-663-8	Triclorometano (cloroformo)	
(33)	1582-09-8	216-428-8	Trifluralina	X
(34)	115-32-2	204-082-0	Dicofol	X
(35)	1763-23-1	217-179-8	Ácido perfluoro-octano-sulfónico y sus derivados (PFOS)	X
(36)	124495-18-7	No aplicable	Quinoxifeno	X
(37)	No aplicable	No aplicable	Dioxinas y compuestos similares	X ⁽⁹⁾
(38)	74070-46-5	277-704-1	Aclonifeno	
(39)	42576-02-3	255-894-7	Bifenox	
(40)	28159-98-0	248-872-3	Cibutrina	
(41)	52315-07-8	257-842-9	Cipermetrina ⁽¹⁰⁾	
(42)	62-73-7	200-547-7	Diclorvós	
(43)	No aplicable	No aplicable	Hexabromociclododecanos (HBCDD)	X ⁽¹¹⁾
(44)	76-44-8/ 1024-57-3	200-962-3/ 213-831-0	Heptacloro y epóxido de heptacloro	X
(45)	886-50-0	212-950-5	Terbutrina	

(1) CAS: Servicio de resúmenes químicos (*Chemical Abstracts Service*).

(2) Número UE: Número de registro del Catálogo Europeo de Sustancias Químicas Comercializadas (EINECS) o de la Lista Europea de Sustancias Químicas Notificadas (ELINCS).

(3) Cuando se hayan seleccionado grupos de sustancias, a menos que estén explícitamente señalados, determinados representantes típicos se definen en el contexto de la fijación de normas de calidad ambiental.

(4) Solo los compuestos tetra, penta, hexa y heptabromodifeniléter (números CAS 40088-47-9, 32534-81-9, 36483-60-0, 68928-80-3, respectivamente).

(5) Nonilfenol (CAS 25154-52-3, UE 246-672-0), con inclusión de los isómeros 4-nonilfenol (CAS 104-40-5, UE 203-199-4) y 4- nonilfenol (ramificado) (CAS 84852-15-3, UE 284-325-5).

(6) Octilfenol (CAS 1806-26-4, UE 217-302-5), con inclusión del isómero 4-(1,1',3,3'-tetrametilbutil)fenol (CAS 140-66-9, UE 205-426-2).

(7) Con inclusión de benzo(a)pireno (CAS 50-32-8, UE 200-028-5), benzo(b)fluoranteno (CAS 205-99-2, UE 205-911-9), benzo(g,h,i)pe• rileno (CAS 191-24-2, UE 205-883-8), benzo(k)fluoranteno (CAS 207-08-9, UE 205-916-6), indeno(1,2,3-cd)pireno (CAS 193-39-5, UE 205-893-2) y con exclusión del antraceno, fluoranteno y naftaleno, que figuran por separado.

(8) Con inclusión del catión de tributilestaño (CAS 36643-28-4).

(9) Se refiere a los siguientes compuestos:

siete dibenzo-p-dioxinas policloradas (PCDD): 2,3,7,8-T4CDD (CAS 1746-01-6), 1,2,3,7,8-P5CDD (CAS 40321-76-4), 1,2,3,4,7,8- H6CDD (CAS

- 39227-28-6), 1,2,3,6,7,8-H6CDD (CAS 57653-85-7), 1,2,3,7,8,9-H6CDD (CAS 19408-74-3), 1,2,3,4,6,7,8-H7CDD (CAS 35822-46-9), 1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDD (CAS 3268-87-9), diez dibenzofuranos policlorados (PCDF): 2,3,7,8-T4CDF (CAS 51207-31-9), 1,2,3,7,8-P5CDF (CAS 57117-41-6), 2,3,4,7,8-P5CDF (CAS 57117-31-4), 1,2,3,4,7,8-H6CDF (CAS 70648-26-9), 1,2,3,6,7,8-H6CDF (CAS 57117-44-9), 1,2,3,7,8,9-H6CDF (CAS 72918-21-9), 2,3,4,6,7,8-H6CDF (CAS 60851-34-5), 1,2,3,4,6,7,8-H7CDF (CAS 67562-39-4), 1,2,3,4,7,8,9-H7CDF (CAS 55673-89-7), 1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDF (CAS 39001-02-0), doce policlorobifenilos similares a las dioxinas (PCB-DL): 3,3',4,4'-T4CB (PCB 77, CAS 32598-13-3), 3,3',4',5-T4CB (PCB 81, CAS 70362-50-4), 2,3,3',4,4'-P5CB (PCB 105, CAS 32598-14-4), 2,3,4,4',5-P5CB (PCB 114, CAS 74472-37-0), 2,3',4,4',5-P5CB (PCB 118, CAS 31508-00-6), 2,3',4,4',5'-P5CB (PCB 123, CAS 65510-44-3), 3,3',4,4',5-P5CB (PCB 126, CAS 57465-28-8), 2,3,3',4,4',5-H6CB (PCB 156, CAS 38380-08-4), 2,3,3',4,4',5'-H6CB (PCB 157, CAS 69782-90-7), 2,3',4,4',5,5'-H6CB (PCB 167, CAS 52663-72-6), 3,3',4,4',5,5'-H6CB (PCB 169, CAS 32774-16-6), 2,3,3',4,4',5,5'-H7CB (PCB 189, CAS 39635-31-9).
- (10) CAS 52315-07-8 se refiere a una mezcla isómera de cipermetrina, α -cipermetrina (CAS 67375-30-8), β -cipermetrina (CAS 65731-84-2), θ -cipermetrina (CAS 71697-59-1) y ζ -cipermetrina (52315-07-8).
- (11) Se refiere a las sustancias 1,3,5,7,9,11-hexabromociclododecano (CAS 25637-99-4), 1,2,5,6,9,10-hexabromociclododecano (CAS 3194-55-6), α -hexabromociclododecano (CAS 134237-50-6), β -hexabromociclododecano (CAS 134237-51-7) y γ -hexabromociclo•dodecano (CAS 134237-52-8).

ANEXO II

Normas de Calidad Ambiental (NCA) tomado de la Directiva 2013/39/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 12 de

agosto de 2013 por la que se modifican las Directivas 2000/60/CE y 2008/105/CE en cuanto a las sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas.

NORMAS DE CALIDAD AMBIENTAL PARA LAS SUSTANCIAS PRIORITARIAS Y ALGUNOS OTROS CONTAMINANTES

MA: media anual; CMA: concentración máxima admisible; Unidad: [$\mu\text{g}/\text{l}$] para las columnas (4) a (7); [$\mu\text{g}/\text{kg}$ de peso húmedo] para la columna (8)

(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
Nº	Nombre de la sustancia	Nº CAS ⁽¹⁾	NCA-MA ⁽²⁾ Aguas superficiales continentales ⁽³⁾	NCA-MA ⁽²⁾ Otras aguas superficiales	NCA-CMA ⁽⁴⁾ Aguas superficiales continentales ⁽³⁾	NCA-CMA ⁽⁴⁾ Otras aguas superficiales	NCA Biota ⁽¹²⁾
(1)	Alacloro	15972-60-8	0,3	0,3	0,7	0,7	
(2)	Antraceno	120-12-7	0,1	0,1	0,1	0,1	
(3)	Atrazina	1912-24-9	0,6	0,6	2,0	2,0	
(4)	Benceno	71-43-2	10	8	50	50	

(5)	Difeniléteres bromados ⁽⁵⁾	32534-81-9			0,14	0,014	0,0085
(6)	Cadmio y sus compuestos (en función de las clases de dureza del agua) ⁽⁶⁾	7440-43-9	≤ 0,08 (Clase 1) 0,08 (Clase 2) 0,09 (Clase 3) 0,15 (Clase 4) 0,25 (Clase 5)	0,2	≤ 0,45 (Clase 1) 0,45 (Clase 2) 0,6 (Clase 3) 0,9 (Clase 4) 1,5 (Clase 5)	≤ 0,45 (Clase 1) 0,45 (Clase 2) 0,6 (Clase 3) 0,9 (Clase 4) 1,5 (Clase 5)	
(6 bis)	Tetracloruro de carbono ⁽⁷⁾	56-23-5	12	12	No aplicable	No aplicable	
(7)	Cloroalcanos C ₁₀₋₁₃ ⁽⁸⁾	85535-84-8	0,4	0,4	1,4	1,4	
(8)	Clorfenvinfós	470-90-6	0,1	0,1	0,3	0,3	
(9)	Clorpirifós (Clorpirifós-etilo)	2921-88-2	0,03	0,03	0,1	0,1	
(9 bis)	Plaguicidas de tipo ciclodieno: Aldrina ⁽⁷⁾ Dieldrina ⁽⁷⁾ Endrina ⁽⁷⁾ Isodrina ⁽⁷⁾	309-00-2 60-57-1 72-20-8 465-73-6	Σ = 0,01	Σ = 0,005	No aplicable	No aplicable	
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
Nº	Nombre de la sustancia	Nº CAS ⁽¹⁾	NCA-MA ⁽²⁾ Aguas superficiales	NCA-MA ⁽²⁾ Otras aguas superficiales	NCA-CMA ⁽⁴⁾ Aguas superficiales	NCA-CMA ⁽⁴⁾ Otras aguas superficiales	NCA Biota ⁽¹²⁾
(9 ter)	DDT total ⁽⁷⁾ ⁽⁹⁾	No aplicable	0,025	0,025	No aplicable	No aplicable	
	p,p'-DDT ⁽⁷⁾	50-29-3	0,01	0,01	No aplicable	No aplicable	
(10)	1,2-Dicloroetano	107-06-2	10	10	No aplicable	No aplicable	
(11)	Diclorometano	75-09-2	20	20	No aplicable	No aplicable	
(12)	Ftalato de di(2-etilhexilo) (DEHP)	117-81-7	1,3	1,3	No aplicable	No aplicable	
(13)	Diurón	330-54-1	0,2	0,2	1,8	1,8	
(14)	Endosulfán	115-29-7	0,005	0,0005	0,01	0,004	
(15)	Fluoranteno	206-44-0	0,0063	0,0063	0,12	0,12	30

(16)	Hexacloroben• ceno	118-74-1			0,05	0,05	10
(17)	Hexaclorobuta• dieno	87-68-3			0,6	0,6	55
(18)	Hexaclorociclo• hexano	608-73-1	0,02	0,002	0,04	0,02	
(19)	Isoproturón	34123-59-6	0,3	0,3	1,0	1,0	
(20)	Plomo y sus compuestos	7439-92-1	1,2 ⁽¹³⁾	1,3	14	14	
(21)	Mercurio y sus compuestos	7439-97-6			0,07	0,07	20
(22)	Naftaleno	91-20-3	2	2	130	130	
(23)	Níquel y sus compuestos	7440-02-0	4 ⁽¹³⁾	8,6	34	34	
(24)	Nonilfenoles (4-Nonilfenol)	84852-15-3	0,3	0,3	2,0	2,0	
(25)	Octilfenoles (4-(1,1',3,3'-te• trametilbutil)- fenol))	140-66-9	0,1	0,01	No aplicable	No aplicable	
(26)	Pentacloroben• ceno	608-93-5	0,007	0,0007	No aplicable	No aplicable	
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
Nº	Nombre de la sustancia	Nº CAS ⁽¹⁾	NCA-MA ⁽²⁾ Aguas superficiales continentales ⁽³⁾	NCA-MA ⁽²⁾ Otras aguas superficiales	NCA-CMA ⁽⁴⁾ Aguas superficiales continentales ⁽³⁾	NCA-CMA ⁽⁴⁾ Otras aguas superficiales	NCA Biota ⁽¹²⁾
(27)	Pentaclorofenol	87-86-5	0,4	0,4	1	1	
(28)	Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) ⁽¹¹⁾	No aplicable	No aplicable	No aplica• ble	No aplicable	No aplicable	
	Benzo(a)pireno	50-32-8	$1,7 \times 10^{-4}$	$1,7 \times 10^{-4}$	0,27	0,027	5
	Benzo(b) fluoranteno	205-99-2	Véase la nota 11	Véase la nota 11	0,017	0,017	Véase la nota 11
	Benzo(k) fluoranteno	207-08-9	Véase la nota 11	Véase la nota 11	0,017	0,017	Véase l a nota 11
	Benzo(g,h,i)peri• leno	191-24-2	Véase la nota 11	Véase la nota 11	$8,2 \times 10^{-3}$	$8,2 \times 10^{-4}$	Véase la nota 11

	Indeno(1,2,3-cd)pireno	193-39-5	Véase la nota 11	Véase la nota 11	No aplicable	No aplicable	Véase la nota 11
(29)	Simazina	122-34-9	1	1	4	4	
(29 bis)	Tetracloroetileno ⁽⁷⁾	127-18-4	10	10	No aplicable	No aplicable	
(29 ter)	Tricloroetileno ⁽⁷⁾	79-01-6	10	10	No aplicable	No aplicable	
(30)	Compuestos de tributilestano (Cation de tributilestano)	36643-28-4	0,0002	0,0002	0,0015	0,0015	
(31)	Triclorobencenos	12002-48-1	0,4	0,4	No aplicable	No aplicable	
(32)	Triclorometano	67-66-3	2,5	2,5	No aplicable	No aplicable	
(33)	Trifluralina	1582-09-8	0,03	0,03	No aplicable	No aplicable	
(34)	Dicofol	115-32-2	$1,3 \times 10^{-3}$	$3,2 \times 10^{-5}$	No aplicable ⁽¹⁰⁾	No aplicable ⁽¹⁰⁾	33
(35)	Ácido perfluorooctanosulfónico y sus derivados (PFOS)	1763-23-1	$6,5 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-4}$	36	7,2	9,1
(36)	Quinoxifeno	124495-18-7	0,15	0,015	2,7	0,54	
Nº	Nombre de la sustancia	Nº CAS ⁽¹⁾	NCA-MA ⁽²⁾ Aguas superficiales	NCA-MA ⁽²⁾ Otras aguas superficiales	NCA-CMA ⁽⁴⁾ Aguas superficiales	NCA-CMA ⁽⁴⁾ Otras aguas superficiales	NCA Biota ⁽¹²⁾
(37)	Dioxinas y compuestos similares	Véase la nota 10, en el anexo X de la Directiva 2000/60/CE			No aplicable	No aplicable	Suma de PCDD + PCDF + PCB-DL $0,0065 \mu\text{g.kg}^{-1}$ TEQ ⁽¹⁴⁾
(38)	Aclonifeno	74070-46-5	0,12	0,012	0,12	0,012	
(39)	Bifenox	42576-02-3	0,012	0,0012	0,04	0,004	
(40)	Cibutrina	28159-98-0	0,0025	0,0025	0,016	0,016	
(41)	Cipermetrina	52315-07-8	8×10^{-5}	8×10^{-6}	6×10^{-4}	6×10^{-5}	
(42)	Diclorvos	62-73-7	6×10^{-4}	6×10^{-5}	7×10^{-4}	7×10^{-5}	

(43)	Hexabromociclododecano (HBCDD)	Véase la nota 12, en el anexo X de la Directiva 2000/60/CE	0,0016	0,0008	0,5	0,05	167
(44)	Heptacloro y epóxido de heptacloro	76-44-8/ 1024-57-3	2×10^{-7}	1×10^{-8}	3×10^{-4}	3×10^{-5}	$6,7 \times 10^{-3}$
(45)	Terbutrina	886-50-0	0,065	0,0065	0,34	0,034	

- (1) CAS: Servicio de resúmenes químicos (*Chemical Abstracts Service*).
- (2) Este parámetro es la NCA expresada como valor medio anual (NCA-MA). Salvo que se especifique otra cosa, se aplica a la concentración total de todos los isómeros.
- (3) Las aguas superficiales continentales incluyen los ríos y lagos y las masas de agua artificiales o muy modificadas conexas.
- (4) Este parámetro es la NCA expresada como concentración máxima admisible (NCA-CMA). Cuando en la columna NCA-CMA se indica "No aplicable", se considera que los valores NCA-MA protegen contra los picos de contaminación a corto plazo en el caso de los vertidos continuos, ya que son significativamente inferiores a los valores calculados sobre la base de la toxicidad aguda.
- (5) Por lo que respecta al grupo de sustancias prioritarias incluidas en los difeniléteres bromados (nº 5), las NCA se refieren a la suma de las concentraciones de los congéneres nº 28, 47, 99, 100, 153 y 154.
- (6) Por lo que respecta al cadmio y sus compuestos (nº 6), los valores de las NCA varían en función de la dureza del agua con arreglo a cinco categorías (clase 1: < 40 mg CaCO₃/l, clase 2: de 40 a < 50 mg CaCO₃/l, clase 3: de 50 a < 100 mg CaCO₃/l, clase 4: de 100 a < 200 mg CaCO₃/l, y clase 5: ≥ 200 mg CaCO₃/l).
- (7) Esta sustancia no es una sustancia prioritaria sino uno de los otros contaminantes para los cuales las NCA son idénticas a las establecidas en la legislación aplicable antes del 13 de enero de 2009.
- (8) No se señala para este grupo de sustancias ningún parámetro indicativo. El parámetro o parámetros indicativos deberán definirse mediante el método analítico.
- (9) El DDT total incluye la suma de los isómeros 1,1,1-tricloro-2,2-bis(p-clorofenil)-etano (nº CAS 50-29-3; nº UE 200-024-3); 1,1,1-tricloro-2-(o-clorofenil)-2-(p-clorofenil)-etano (nº CAS 789-02-6; nº UE 212-332-5); 1,1-dicloro-2,2-bis(p-clorofenil)-etileno (nº CAS 72-55-9; nº UE 200-784-6), y 1,1-dicloro-2,2-bis(p-clorofenil)-etano (nº CAS 72-54-8; nº UE 200-783-0).
- (10) No se dispone de suficiente información para establecer una NCA-CMA para estas sustancias.
- (11) Por lo que respecta al grupo de sustancias prioritarias de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) (nº 28), las NCA de la biota y las correspondientes NCA-MA en el agua se refieren a la concentración de benzo(a)pireno, en cuya toxicidad se basan. El benzo(a)pireno puede considerarse como un marcador de los otros HAP, ya que solo tal sustancia debe ser objeto de seguimiento a efectos de comparación con las NCA de la biota o las correspondientes NCA-MA en el agua.
- (12) Salvo que se indique de otro modo, las NCA de la biota se refieren a los peces. Sustitutivamente podrá hacerse el seguimiento de otro taxón de la biota u otra matriz, siempre que las NCA aplicadas ofrezcan un nivel equivalente de protección. Para las sustancias con los números 15 (fluoranteno) y 28 (HAP), la NCA de la biota se refiere a crustáceos y moluscos. A efectos de evaluar el estado químico, no resulta adecuado el seguimiento del fluoranteno y de los HAP en los peces. Para la sustancia con el número 37 (dioxinas y compuestos similares), la NCA de la biota se refiere a los peces, los crustáceos y los moluscos en consonancia con el punto 5.3 del anexo del Reglamento (UE) nº 1259/2011 de la Comisión, de 2 de diciembre de 2011,

por el que se modifica el Reglamento (CE) n^o 1881/2006 en lo relativo a los contenidos máximos de dioxinas, PCB similares a las dioxinas y PCB no similares a las dioxinas en los productos alimenticios (DO L 320 de 3.12.2011, p. 18).

(13) Estas NCA se refieren a las concentraciones biodisponibles de las sustancias.

(14) PCDD: dibenzo-p-dioxinas policloradas; PCDF: dibenzofuranos policlorados; PCB-DL: policlorobifenilos similares a las dioxinas; TEQ: equivalentes tóxicos con arreglo a los Factores de Equivalencia Tóxica de 2005 de la Organización Mundial de la Salud.»

ANEXO III

Listado de Sustancias Preferentes tomado del 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.

Apartado A. Normas de Calidad Ambiental (NCA).

MA = media anual, unidad = µg/L

N.º	N.º CAS(1)	Nombre de la sustancia	NCA-MA(2) Aguas superficiales continentales (3)		NCA-MA (2) Otras aguas superficiales
(1)	100-41-4	Etilbenceno.	30		30
(2)	108-88-3	Tolueno.	50		50
(3)	71-55-6	1, 1, 1 – Tricloroetano.	100		100
(4)	1330-20-7	Xileno (Σ isómeros orto, meta y para).	30		30
(5)	5915-41-3	Terbutilazina.	1		1
(6)	7440-38-2	Arsénico.	50		25
(7)	7440-50-8	Cobre (4).	Dureza del agua (mg/L CaCO ₃) CaCO ₃ ≤ 10 10 < CaCO ₃ ≤ 50 50 < CaCO ₃ ≤ 100 CaCO ₃ > 100	NCA- MA 5 22 40 120	25
(8)	18540-29-9	Cromo VI.	5		5
(9)	7440-47-3	Cromo.	50		no aplicable
(10)	7782-49-2	Selenio.	1		10

(11)	7440-66-6	Zinc ⁽⁴⁾ .	Dureza del agua (mg/L CaCO ₃) CaCO ₃ ≤ 10 10 < CaCO ₃ ≤ 50 50 < CaCO ₃ ≤ 100 CaCO ₃ > 100	NCA- MA 30 200 300 500	60
(12)	74-90-8	Cianuros totales.	40		no aplicable
(13)	16984-48-8	Fluoruros.	1700		no aplicable
(14)	108-90-7	Clorobenceno.	20		no aplicable
(15)	25321-22-6	Diclorobenceno (Σ isómeros orto, meta y para).	20		no aplicable
(16)	51218-45-2	Metolacoloro.	1		no aplicable

(1) CAS: Chemical Abstracts Service.

(2) Este parámetro es la NCA expresada como valor medio anual (NCA-MA).

(3) Las aguas superficiales continentales incluyen ríos y lagos y las masas de agua artificiales o muy modificadas conexas.

(4) Por lo que respecta a estas sustancias, los valores de la NCA en aguas superficiales continentales varían en función de la dureza del agua con arreglo a cuatro categorías.

Apartado B. Aplicación de las normas de calidad ambiental de las sustancias preferentes

1. Una masa de agua superficial cumple la NCA-MA cuando la media aritmética de las concentraciones medidas distintas veces durante el año, en cada punto de control representativo de la masa de agua, no excede de la norma.

2. Las NCA de las aguas establecidas en el presente anexo se expresan como concentraciones totales en toda la muestra de agua. Como excepción al párrafo primero, en el caso del arsénico, cobre, cromo, selenio y zinc

(en lo sucesivo «metales»), las NCA del agua se refieren a la concentración disuelta, es decir, la fase disuelta de una muestra de agua obtenida por filtración a través de membrana de 0,45 µm o cualquier otro pretratamiento equivalente, o bien, cuando se indique de modo específico, a la concentración biodisponible. Al cotejar los resultados de los controles con la correspondiente NCA, se podrán tener en cuenta:

- a) Las concentraciones de fondo natural de metales y sus

compuestos, cuando dichas concentraciones impidan cumplir el valor fijado por la correspondiente NCA.

b) La dureza, el pH, el carbono orgánico disuelto u otros parámetros de calidad del agua que inciden en la biodisponibilidad de los metales, para lo que se han de determinar las concentraciones biodisponibles por medio de modelos adecuados de biodisponibilidad.

3. El Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, en aras de la estandarización y comparabilidad de los resultados, podrá elaborar guías metodológicas en las que se especifiquen y desarrollen los procedimientos de aplicación de las NCAs establecidas en el apartado A.

Editores:
Universidad de Alcalá
Universidad Rey Juan Carlos

Diseño y maquetación:
IMDEA Agua

ISBN: 978-84-09-28608-9