



UNIVERSIDAD
DE GRANADA

FACTORES TÉCNICOS Y AMBIENTALES EN LA IMPLANTACIÓN DE TECNOLOGÍA DE DEPURACIÓN EN EL NORTE DE ÁFRICA.

TESIS DOCTORAL

para la obtención del

GRADO DE DOCTOR POR LA UNIVERSIDAD DE GRANADA

José Luis Ortega Pozo

Directores: José Manuel Poyatos Capilla y Jaime Martín Pascual

Área de Tecnologías del Medio Ambiente (Departamento de Ingeniería Civil)

Programa de Doctorado en Ingeniería Civil (B23/56/1)

Universidad de Granada

Octubre 2024

Los directores de la tesis, Dr. José Manuel Poyatos Capilla y Dr. Jaime Martín Pascual, garantizamos, al firmar esta tesis doctoral, que la presente memoria titulada "FACTORES TÉCNICOS Y AMBIENTALES EN LA IMPLANTACIÓN DE LA TECNOLOGÍA DE DEPURACIÓN EN EL NORTE DE ÁFRICA", presentada por José Luis Ortega Pozo para optar al Grado de Doctor por la Universidad de Granada, ha sido realizada bajo nuestra dirección en el Departamento de Ingeniería Civil y, por ello, autorizamos la presentación de la misma.

Granada, a 24 de octubre de 2024

Fdo. José Manuel Poyatos Capilla

Fdo. Jaime Martín Pascual

Memoria presentada por D. José Luis Ortega Pozo para optar al Grado de Doctor
por la Universidad de Granada.

Fdo. José Luis Ortega Pozo

FINANCIACIÓN

Este trabajo no ha contado con financiación pública. Los datos de pago han sido obtenidos con fondos propios del doctorando.

AGRADECIMIENTOS

A mis directores de tesis, Jaime y José Manuel, que me animaron a seguir, y me dieron ejemplo.

A mis profesores, que me enseñaron la profesión de ingeniero.

A Ernesto, que me "metió en este lío".

A Francisco, que me aportó ideas y enfoque.

A mi familia, que siempre estuvo ahí, aun sufriendo mis ausencias.

A mi hijo que, sin saberlo él, o quizás justamente sabiéndolo muy bien, me da esperanza en un futuro mejor.

A Verónica, que no me dejó rendirme.

GRACIAS



UNIVERSIDAD
DE GRANADA

FACTORES TÉCNICOS Y AMBIENTALES EN LA IMPLANTACIÓN DE TECNOLOGÍA DE DEPURACIÓN EN EL NORTE DE ÁFRICA

TESIS DOCTORAL

para la obtención del

GRADO DE DOCTOR POR LA UNIVERSIDAD DE GRANADA

José Luis Ortega Pozo

Directores: José Manuel Poyatos Capilla y Jaime Martín Pascual

Área de Tecnologías del Medio Ambiente (Departamento de Ingeniería Civil)

Programa de Doctorado en Ingeniería Civil (B23/56/1)

Universidad de Granada

Octubre 2024

Editor: Universidad de Granada. Tesis Doctorales
Autor: José Luis Ortega Pozo
ISBN: 978-84-1195-745-8
URI: <https://hdl.handle.net/10481/103187>

ÍNDICE

ÍNDICE	I
ÍNDICE DE TABLAS	V
ÍNDICE DE FIGURAS	IX
RESUMEN	XIII
ABSTRACT	XV
INTRODUCCIÓN GENERAL.....	XVII
OBJETIVOS	XXVII
ESTRUCTURA DE LA TESIS	XXIX
CAPÍTULO I.- INFLUENCIA DE LA REGLAMENTACIÓN PARA UNA APLICACIÓN VIABLE DE REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES PARA LA AGRICULTURA DE REGADÍO EN MARRUECOS.....	1
CAPÍTULO I.- INTRODUCCIÓN	1
1 CAPÍTULO I. EL ENTORNO-MARCO MARROQUÍ.....	5
1.1 Geografía, clima, agricultura de riego y demanda de agua	5
1.2 Tratamiento de aguas y regulación de la reutilización.....	8
1.3 Experiencias en reutilización de aguas residuales.....	8
2 CAPÍTULO I.- BASES PARA COMPARAR REGULACIONES	11
3 CAPÍTULO I.- RESULTADOS.....	15
3.1 Normativa marroquí y de la ue para el tratamiento de aguas residuales..	15
3.2 Normativa marroquí, española y de la ue para la reutilización de aguas residuales tratadas para riego agrícola.....	16
3.3 Regulaciones marroquíes y otras regulaciones internacionales para la reutilización de aguas residuales tratada para la agricultura de riego.....	18

3.4	Viabilidad financiera de las instalaciones de tratamiento terciario	21
4	CAPÍTULO I.- DISCUSIÓN.....	23
4.1	Viabilidad y nuevas tecnologías de tratamiento	23
4.2	Tendencias normativas en la regulación marroquí.....	25
CAPÍTULO II.- CUMPLIMIENTO DE LAS NORMAS DE CALIDAD DEL AGUA EN CAUCES DE AGUA MARROQUÍES APTOS PARA USO AGRÍCOLA.....		
1	CAPÍTULO II.- INTRODUCCIÓN.....	29
2	CAPÍTULO II. MATERIALES Y MÉTODOS	35
2.1	Metodología.....	35
2.2	Zona de estudio.....	36
2.2.1	Localización y Clima	36
2.2.2	Entorno geológico e hidrogeológico.....	40
2.2.3	Uso del suelo y agricultura.....	41
2.2.4	Población y uso urbano del agua	41
2.2.5	Estaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas.....	42
2.3	Métodos	45
2.3.1	Datos compilados	46
2.3.1.1.	Estaciones de aforo y otros parámetros hidrológicos.....	46
2.3.1.2.	Población	52
2.3.1.3.	Dotación de agua urbana y tarifas de aguas residuales	52
2.3.1.4.	Concentración inicial de las aguas de cauce	52
2.3.1.5.	Parámetros de contaminación de agua	53
2.3.2.	Análisis ANOVA.....	53
2.3.3.	Balances mensuales de flujo de agua y masas	54

3	CAPÍTULO II.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN	57
3.1.	Calidad del agua. Comparación de los datos de calidad con las normas de los reglamentos marroquí y europeo sobre aguas residuales	57
3.2.-	Efecto de las variables en la calidad del agua	60
3.3.	Influencia de la depuración en la calidad del agua. Predicción del flujo másico de las aguas residuales de las sustancias vertidas.....	65
3.4.	Diferencias en caso de aplicación de otros valores de C_w (concentración de aguas residuales).....	67
3.5.	Calidad global de los cursos de agua. Implicaciones para la mejora de la normativa marroquí	69
3.5.	Previsión de la T_c , en condiciones naturales y escenarios climáticos, de uso del suelo y de población	70
	CAPÍTULO III.- ESTUDIO DE VIABILIDAD ECONÓMICA DE DIFERENTES TECNOLOGÍAS DE DEPURACIÓN USANDO EL MÉTODO DE SIMULACIÓN DE MONTE CARLO.....	73
1	CAPÍTULO III. INTRODUCCIÓN	73
2	CAPÍTULO III. MATERIALES Y MÉTODOS.....	77
2.1	Descripción de escenarios	77
2.2	Planteamiento de las variables.....	77
2.3	Evaluación de costes	78
2.4	Gastos y valor actualizado neto (van). coste de tratamiento ("fee")	78
2.5	Simulación de Monte Carlo.....	81
2.6	Valores mínimos y máximos para cada escenario	82
3	CAPÍTULO III.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	83
3.1.	Análisis económico. establecimiento de costes	83

3.1.1	Evaluación de costes para la tecnología de Lagunaje.....	83
3.1.2	Evaluación de costes para la tecnología de lechos bacterianos	84
3.1.3	Evaluación de costes para la tecnología de contactores biológicos rotativos (CBR)	85
3.1.4	Valores mínimos y máximos para vida útil y tasa de interés.....	86
3.2.-	“Fee” o tasa virtual	87
	CONCLUSIONES.....	91
	CONCLUSIONS	97
	LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN.....	103
	NOMENCLATURA	105
	REFERENCIAS.....	107

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Algunas normas de calidad de la normativa de tratamiento de aguas residuales de Marruecos y de la Unión Europea (UE).	15
Tabla 2. Algunas normas de calidad de la normativa marroquí, española y nueva UE para la reutilización de aguas residuales tratadas para la agricultura de riego.	16
Tabla 3: Algunos estándares de calidad de las regulaciones marroquíes y de otros países seleccionados para la reutilización de aguas residuales tratadas para la agricultura de riego.....	18
Tabla 4: Datos sobre la cuenca del Bouregreg. Datos fisiográficos e hidrológicos básicos de las cuencas del río Bouregreg (BRW).	37
Tabla 5: Población en los principales distritos aguas arriba (Haut Commissariat au Plan, Recensement 2014).	42
Tabla 6a: Localización de puntos de estudio de análisis	43
Tabla 6b: Localización de puntos de estudio de aforo y datos.	44
Tabla 6c: Localización de plantas de tratamiento de aguas residuales y datos.	44
Tabla 7: Datos de contaminantes, físicos, químicos, biológicos y metadatos de cada estación, obtenidos de estaciones de análisis para cada parámetro: Coordenadas Lambert y geográficas, temperatura del aire, temperatura del agua, pH, conductividad, turbidez, DBO ₅ , DQO, SS, O ₂ , Nitrógeno Kjeldahl Total,	

Fósforo Total NH_4^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , HCO_3^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , TH, TA, TAC, TC, FC, FS, fecha de análisis. 51

Tabla 8: Resultados del valor p según el análisis ANOVA para series de contaminantes, físicos, químicos, según diferentes categorizaciones. 63

Tabla 9: Valores medios con valores Cw estándar (Conductividad: 12000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, DBO_5 125 mg/l, DQO 250 mg/l, SS 150 mg/l) y predicciones tras el modelo para valores Cw más restrictivos (Conductividad: 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, DBO_5 25 mg/l, DQO 125 mg/l, SS 35 mg/l). 68

Tabla 10: Rango de costes por habitante equivalente para la tecnología de depuración por lagunaje. 84

Tabla 11: Rango de costes por habitante equivalente para la tecnología de lechos bacterianos. 85

Tabla 12: Rango de costes por habitante equivalente para la tecnología de contactores biológicos rotativos (CBR). 86

Tabla 13: Rangos de costes por habitante equivalente tomados para las diferentes tecnologías estudiadas. 86

Tabla 14: “Fee” total (en euros por habitante equivalente y año) de la alternativa de lagunaje, para distintos periodos de vida útil y de tasa de interés. 87

Tabla 15: “Fee” total anual (en euros por habitante equivalente) de la alternativa de lechos bacterianos, para distintos periodos de vida útil y de tasa de interés. 87

Tabla 16: “Fee” total anual (en euros por habitante equivalente) de la alternativa de contactores biológicos rotativos-CBR, para distintos periodos de vida útil y de tasa de interés..... 88

Tabla 17: “Fee” total anual (en euros por habitante equivalente). Valores estadísticos de las simulaciones con todos valores aleatorios..... 90

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. a) Elevación, (b) precipitación, (c) uso del suelo y (d) plantas de tratamiento de aguas residuales en Marruecos. Los tres primeros mapas se modificaron a partir de Gourfi et al. [42], mientras que el último se creó a partir de la base de datos PWNOW (consultada en enero de 2017). 6

Figura 2. Cuatro equivalencias climáticas y orográficas entre zonas urbanas pobladas del norte de Marruecos (M) y del sur de España (S) para: verano bajo, caluroso y seco, subhúmedo atlántico en Sidi Yahya del Gharb (M) y Sevilla (S); altitud media, verano caluroso y seco, semiárido continental húmedo en Fez (M) y Granada (S); verano seco y caluroso de baja elevación, semiárido seco mediterráneo en Nador (M) y Almería (S); y verano semiárido húmedo, caluroso y seco en altitudes bajas en Tetuán (M) y Estepona (S). Precipitación media mensual (MMP) en mm y temperatura media diaria mensual (MMT) en °C según datos recopilados del sitio web Climate-Data.Org [<https://es.climate-data.org/>], consultado en enero de 2021. Urbano las áreas 01 a 08 se colocan sobre el mapa de clasificación climática de Köppen [43]. Elev = elevación, m sobre el nivel del mar (m s.n.m.); MAP = precipitación media anual en mm; MAT = temperatura media diaria anual en °C.12

Figura 3. Comparación de la normativa marroquí (polígonos rojos) y otras internacionales (polígonos azules) para la reutilización de aguas residuales tratadas para la agricultura de riego. La comparación utilizó cinco estándares básicos de calidad como criterios de evaluación (a—coliformes totales, calidad del agua A; b—coliformes totales, calidad del agua B; c—coliformes totales, calidad del agua C; d—DBO₅; y e—SS) y un ordinal puntuación que va del 1 al 4 (1—la regulación incluye el criterio, 2—la regulación incluye el criterio con un umbral relativamente permisivo o sin fuerza legal, 3—la regulación incluye el

criterio como umbral promedio, y 4—la regulación incluye el criterio con un umbral muy nivel restrictivo).....20

Figura 4. Esquema operativo básico de la planta de tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Sidi Slimane, que muestra (a) la unidad completa (en funcionamiento) para tratamiento secundario mediante lagunaje para cumplir con los estándares de la regulación marroquí y (b) una unidad adicional para tratamiento terciario para cumplir con las normas más restrictivas. estándares de los mercados de destino internacionales. Los gastos están expresados en miles de dólares.....22

Figura 5. Plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas en Marruecos según la base de datos PWNOW (consultada en enero de 2017). (a) Plantas de tratamiento terminadas (en operación) y en progreso, como en la Figura 1d. b) Clasificación de las depuradoras que atienden a los habitantes informada por el Alto Comisionado de Planificación de Marruecos [72]. c) Clasificación de las plantas de tratamiento atendiendo a la tecnología de tratamiento implementada, identificando también aquellas plantas con tratamiento terciario operativo. (d) Fotografías que muestran tipología de algunas plantas de tratamiento.....24

Figura 6. Datos geográficos, climáticos e hidrogeológicos de la zona de estudio. Localización de la cuenca del río Bouregreg (BRW) en el este de Marruecos, mostrando los mapas regionales (a) de elevación y (b) de precipitación modificados a partir de Gourfi et al. (2020), y (c) las plantas de tratamiento de aguas residuales actualizadas a partir de Ortega-Pozo et al. (2023) según la base de datos de la Oficina Nacional de Agua y Electricidad - Subdivisión de Agua (PWNOW) del Gobierno de Marruecos (consultada en enero de 2017). (d) Discretización espacial del BRW utilizando el Modelo Digital de Elevación (DEM) de 250 m de resolución de la NASA Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM) (<https://data.humdata.org/dataset/morocco-elevation-model>). (e) Comportamiento hidrogeológico de las formaciones geológicas (potencialidad acuífera) de la BRW, según el Proyecto de Atlas de Aguas Subterráneas de

África (escala 1:5.000.000) (<https://www2.bgs.ac.uk/africaGroundwaterAtlas/downloadGIS.html>). (f) Cubierta terrestre del BRW según el Global Land Cover-SHARE (GLC-SHARE) de 30 segundos de arco de resolución (<https://data.apps.fao.org/catalog/iso/fad3f475-8973-463f-b56a-e6b6535c1db5>). En (d) a (f), se indica la cuenca que contribuye a cada estación de aforo según el cuadro 6, la estación meteorológica de Rabat-Salé y otras características y lugares citados en el texto. 38

Figura 7. Series de precipitación y caudal. 2000-2023 en la zona de estudio. Para los años naturales 2001-2023 en la zona de estudio, (a) índice normalizado de la Oscilación del Atlántico Norte (NAO) [sitio web de la NAO: <http://www.cpc.ncep.noaa.gov/>]; (b) series temporales de precipitaciones anuales (P) y desviación acumulada (DC) de la media anual de P en la estación meteorológica de Rabat-Salé (ubicación en la Figura 6e), mm año⁻¹; y (c) y (d) series temporales de caudales anuales (S) y DC de la media anual de S medida en las estaciones de aforo S20 (Ouljet Haboub) y S03 (Sidi Mohamed Cherif) (ubicación en la Figura 6 y descripción en la Tabla 6), m³.s⁻¹. Para (b) a (d), series temporales de caudales anuales y DC de la media anual de S medida en las estaciones de aforo S20 (Ouljet Haboub) y S03 (Sidi Mohamed Cherif) (ubicación en la Figura 6 y descripción en la Tabla 6), m³.s⁻¹. Para (b) a (d) se indican los percentiles 0,5 de las series de datos anuales. La línea vertical discontinua indica el año de estudio (2018)..... 47

Figura 8. Agrupación de datos químicos en las estaciones de aforo seleccionadas. Para el año natural 2018, agrupación de un conjunto representativo de parámetros bio-geo-químicos de muestras de agua tomadas en las estaciones de aforo seleccionadas, atendiendo a fuerzas cualitativas primarias, tales como (1) control estacional: datos de la estación húmeda (campaña de febrero-marzo 2018) como círculos azules y datos de la estación seca (campaña de julio-agosto 2018) como círculos rojos, y (2) existencia (cian para la estación húmeda y naranja para la estación seca) y ausencia (azul para la estación húmeda y rojo para la estación seca) de sistemas de tratamiento de

agua en la cuenca contribuyente. Los datos se agrupan en segundo lugar atendiendo a las fuerzas cuantitativas que actúan sobre las cuencas contribuyentes, como (1) superficie, (2) rango de elevación (elevación máxima menos mínima), (3) población (habitantes) y (4) caudal medio mensual. Se incluyen a título orientativo las normas de los reglamentos marroquí (MO) (Arrêté 1607-06-BO-5448-17/08/2006) y de la Unión Europea (UE) (Directiva CEE 91/271) sobre aguas residuales. DBO₅-Demanda biológica de oxígeno a 5 días; DQO-Demanda química de oxígeno; SS-Sólidos en suspensión; CE-Conductividad eléctrica; TKN-Nitrógeno total Kjeldahl; Na: Sodio; Cl: Cloruro; NO₃⁻Nitrato; SO₄⁻ Sulfato; log TC-Logaritmo de Coliformes Totales; log FC-Logaritmo de Unidades Formadoras de Colonias. 60

Figura 9. Caudal mensual observado (VT, m³·s⁻¹) y CT mensual modelizado durante el periodo 2001-2023 en las estaciones de aforo de Tsalat, Ain Loudah, Ouljet Haboub y SM Cherif; véase la ubicación en la Figura 6 y los detalles en la Tabla 6. C_T indica los siguientes parámetros biogeoquímicos: DBO₅-Demanda biológica de oxígeno a los 5 días; DQO-Demanda química de oxígeno; SS-Sólidos en suspensión; CE-Conductividad eléctrica; TKN-Nitrógeno total Kjeldahl; Na-Sodio; Cl-Cloruro; NO₃⁻Nitrato; log TC-Logaritmo de coliformes totales; log FC-Logaritmo de unidades formadoras de colonias. También se incluyen a título orientativo las normas de los reglamentos marroquí (MO) (Arrêté 1607-06-BO-5448-17/08/2006) y de la Unión Europea (UE) (Directiva CEE 91/271) sobre aguas residuales. 67

Figura 10. Superficies de costes totales para las diferentes alternativas 88

RESUMEN

Marruecos es un país en desarrollo con escasez de agua y una creciente industria agroalimentaria comercializable, donde las aguas residuales no tratadas o insuficientemente tratadas representan menos del 1% del agua de riego y la reutilización reglada de aguas residuales tratadas es prácticamente nula. El Gobierno de Marruecos tiene previsto aumentar el volumen de reutilización de aguas residuales tratadas para la agricultura de regadío en virtud de la actual normativa, para aliviar la presión sobre las fuentes de agua convencionales. Sin embargo, la reutilización de aguas residuales insuficientemente tratadas implica riesgos medioambientales y para la salud humana, además de la degradación de la tierra y de los recursos naturales renovables. Este trabajo muestra la viabilidad de aumentar la reutilización de aguas residuales para la agricultura de regadío en Marruecos y cómo la regulación puede permitir forzar tecnologías más eficientes destinadas a garantizar las exportaciones de productos agrícolas a los mercados internacionales más restrictivos. Los resultados muestran cómo los estándares de calidad de la normativa marroquí están por debajo de sus equivalentes en las normativas de los países desarrollados, así como en la mayoría de los países en vías de desarrollo consultados. Tras comprobar que el tratamiento terciario es financieramente viable, la normativa actualizada también debe tener en cuenta la escasez climática de agua y la baja percepción cultural de los riesgos para el medio ambiente y la salud humana para diseñar soluciones óptimas.

La calidad del agua de los ríos se ve afectada por numerosos parámetros, entre los que se encuentra el posible vertido de aguas residuales urbanas no tratadas. Esta tesis, basada en el análisis de la calidad del agua de los cursos fluviales de la cuenca del Bouregreg (Marruecos), pretende establecer relaciones entre la calidad del agua y los parámetros hidromorfológicos, así como con la existencia o no de tratamiento cercano de aguas residuales. Para ello, se comparan varios puntos de análisis de calidad para ver la influencia de los parámetros hidrológicos. Sobre los cuales se aplican diferentes enfoques estadísticos, incluidos métodos como el análisis de varianzas (ANOVA). Así

mismo, se establece un modelo de balance hídrico que trata de predecir la calidad del agua de los cursos de agua en función de la calidad del agua de vertido, lo que permitirá tomar decisiones sobre las exigencias de las instalaciones de depuración de aguas residuales. Las conclusiones muestran que no existen diferencias estadísticamente significativas entre los puntos de control cercanos a las depuradoras que utilizan un tratamiento secundario y los puntos alejados de cualquier tratamiento. La aplicación de este modelo supone un método para evaluar, de forma sencilla, cómo influiría en la calidad del agua la mejora del tratamiento del agua o la limitación/modificación de los parámetros de vertido. Se verá también que un eventual cambio en los parámetros de vertido daría lugar a una mejora porcentual significativa de la calidad del agua de los cursos de agua.

El tratamiento de las aguas residuales urbanas desempeña un papel crucial en una sociedad sostenible, y es necesaria por consideraciones de salud pública y medioambiental. La viabilidad económica y social del tratamiento de dichas aguas residuales urbanas se estudia mediante una simulación de Monte Carlo. Se estudia el coste global del tratamiento, independientemente del modo de gestión y de imputación de costes.

Los costes considerados fueron la inversión y los costes de explotación y mantenimiento. Se han considerado varias tecnologías, que se aplican en Marruecos, y que se consideran adaptados a la normativa y los umbrales de parámetros de vertidos expuestos en el primer capítulo, como son: el lagunaje, los lechos bacterianos y los contactores biológicos rotatorios (CBR). Los resultados muestran que, en función de la vida útil prevista y de los costos de capital, una tecnología puede ser más interesante que las demás.

En efecto, según los resultados, el lagunaje puede ser la opción preferida cuando se prioriza minimizar los costes de explotación frente a los de implantación, debido por ejemplo a muy reducidos costes de capital. Los otros tratamientos estudiados se usan más en el caso opuesto, esto es, donde se minimiza la aportación inicial de capital, incluso a costa de mayores costes de mantenimiento y explotación.

ABSTRACT

Morocco is a water-scarce developing country with a growing marketable agro-food industry, where untreated or insufficiently treated wastewater represents less than 1% of the irrigation water and treated wastewater reuse is virtually nil. The Government of Morocco is planning to increase the volume of treated wastewater reuse for irrigation agriculture under the current permissive regulation to alleviate the pressure on conventional water sources. However, the reuse of insufficiently treated wastewater implies environmental and human health risks besides the degradation of land and renewable natural resources. This thesis shows the feasibility of increasing wastewater reuse for irrigation agriculture in Morocco and how the existing permissive regulation must be improved to force more efficient technologies aimed at ensuring the export of agricultural goods to the most restrictive international markets. The results show how the quality standards of Moroccan regulation are below that of their equivalents in developed countries, as well as in most of the consulted developing countries. After verifying that tertiary treatment is financially feasible, the updated regulation must also consider climatic water scarcity and the locally low cultural perception of environmental and human health risks in order to design optimal solutions.

Water quality in rivers is affected by numerous parameters including the possible discharge of untreated urban wastewater. This thesis, based on analyses of the water quality of watercourses in the Bouregreg basin (Morocco), seeks to establish relationships between water quality and hydromorphological parameters and the existence of treatment. To do so, several analytical points are compared to see the influence of hydrological parameters. It applies different statistical approaches, including methods such as ANOVA. It also establishes a simple water balance model that seeks to predict water quality of watercourses from the quality of discharge water. Conclusions show that there are no significant differences between monitoring points close to wastewater treatment plants using secondary treatment and those points far away from any treatment. Using such a model, a method is proposed to simply assess how improving water treatment,

or limiting discharge parameters, would influence water quality. For example, it is estimated that a change in discharge parameters would result in a significant percentage improvement in water quality of watercourses.

Urban wastewater treatment plays a crucial role in a sustainable society, and is necessary for public health and environmental considerations. The economic and social feasibility of urban wastewater treatment is studied by means of a Monte Carlo simulation. The overall cost of treatment is studied, irrespective of the management and cost allocation mode.

The costs considered were investment, operation and maintenance costs. Several technologies were considered, which are applied in Morocco, and which are considered to be adapted to the regulations and the discharge parameter thresholds described in the first part, such as: lagooning, bacterial beds and rotating biological contactors (RBCs). The results show that, depending on the expected lifetime and capital costs, one technology may be more interesting than the others.

Indeed, according to the results, lagooning may be the preferred option when the priority is to minimize operating costs rather than implementation costs, for example due to very low capital costs. Alternatives are used more in the opposite case, where the initial capital input is minimized, even at the cost of higher maintenance and operating costs.

INTRODUCCIÓN

El siglo XX, especialmente en su segunda mitad, fue testigo del crecimiento de la sensibilización e interés sobre los problemas medioambientales, de su mayor conocimiento y análisis, así como del estudio de su resolución, en todos los ámbitos en general y en el sector del tratamiento de aguas en particular. Factores tales como el crecimiento de la población, el mayor uso –absoluto y relativo - de los recursos naturales, la urbanización de la población, la industrialización, cambios socio-económicos y demográficos, etc. han acompañado, propiciado y obligado al tratamiento de aguas.

Este desarrollo del sector ha alcanzado importantes cotas principalmente en Europa, Norteamérica y otras zonas del planeta con alto PIB per cápita. No obstante, el desarrollo de naciones emergentes, así como la concienciación y aspiración global a una calidad medioambiental razonable y sostenible, en particular en las aguas, e, igualmente, procesos socioeconómicos similares a los ya vividos por los países más desarrollados, hace del tratamiento de aguas residuales, especialmente en este siglo XXI, un campo de estudio global de interés generalizado a la práctica totalidad de las naciones.

Ahora bien, no todos los procesos de desarrollo de un determinado sector que se dan con diferentes condiciones de contorno tienen por qué converger en resultado, y esto tiene causas diversas, como puede ser la adaptación al sustrato social, económico y medioambiental existente, o el aprendizaje de los procesos más recientes de las experiencias más o menos exitosas de los procesos previamente establecidos, o debido a decisiones racionales en busca de optimización. A este respecto, diferentes autores [1,2] estudiaron factores de análisis o de decisión para la planificación o construcción de infraestructuras de saneamiento o tratamiento de aguas en sectores en desarrollo.

Se pretende en esta tesis enfocar, desde tres puntos de vista distintos, pero complementarios, el tratamiento de aguas en el Norte de África y, en particular, en Marruecos. Se trata de un ámbito cercano en muchos aspectos a

varios otros ámbitos de muy desigual grado de desarrollo de este sector y que está experimentando un fuerte y reciente desarrollo de la planificación, decisión y construcción de estas infraestructuras.

- En primer lugar, se aborda el tratamiento de aguas desde el punto de vista de la legislación, la planificación y el análisis comparado con otros entornos.
- En segundo lugar, se analiza una cuenca en particular, con analíticas y puntos de control y aforos y diferente grado de depuración, estudiando la variabilidad de los distintos parámetros, la existencia de variaciones significativas en las series, así como estableciendo un modelo predictivo de contaminación a partir de datos de aguas residuales mediante ecuaciones de balance de masas.
- Finalmente, se realiza un análisis por el método de Monte Carlo de diferentes sistemas de depuración que podrían ser aplicables en Marruecos para resolver la problemática anteriormente expuesta.

El estudio se realiza en un sector (el del tratamiento de las aguas residuales) que se desarrolla tras el conocimiento de experiencias normativas y técnicas previas en otros ámbitos donde aparece claramente la necesidad de una correcta planificación, que puede más fácilmente anticipar problemáticas y soluciones. Así, en Marruecos, se encuentran elementos de planificación que van estableciendo el camino a seguir en el desarrollo y construcción de este sector. Puede citarse, en este caso, la reglamentación que, a caballo entre fin del siglo XX y principios del XXI, va estableciendo el marco jurídico de reutilización de aguas, sus particularidades en medio rural y la necesaria intersección con el marco jurídico de las aguas destinadas a riego. Así, pues, desde el “*Schéma Directeur National d’Assainissement Liquide*” de 1998, hasta el P.N.A.R. de 2013 (*Projet du programme national d’assainissement en milieu rural, Février 2013. Assainissement liquide au Maroc: réalisations et perspectives, Programme National d’Assainissement Liquide et d’Epuración des Eaux Usées, Royaume du Maroc, pp. 24*), pasando por las « *Normes de qualité des eaux destinées à l’irrigation* » (2002, emitidas por el *Secrétariat d’Etat auprès du ministère de l’énergie, des mines, de l’eau et de l’environnement, chargé de*

l'eau et de l'environnement). Se desprende de la observación de las fechas de esta planificación que, en el momento de realizar los planes, existía y estaba en vigor en la cercana Europa la directiva 91/271, que ha condicionado el desarrollo de la técnica y los estudios aplicados en España y en Europa. Se verá, no obstante, que la elección en Marruecos, posterior a la europea, fue diferente en cuanto a parámetros.

Por otra parte, en este punto existen estudios de seguimiento [3] sobre la experiencia y perspectivas sobre tratamiento de aguas en pequeños núcleos que ha ido adquiriendo el ente nacional marroquí de tratamiento de aguas (ONEP, actualmente ONEE-*Branche Eau*). Existen igualmente análisis más globales sobre los retos en el desarrollo de estas infraestructuras [4]. Además, es importante reseñar, dado el carácter universal de la ciencia, publicaciones que estudian aplican métodos numéricos/estadísticos a la optimización de costes de diferentes infraestructuras [5].

Si bien existen precedentes legislativos de la última década del siglo XX (siendo los referentes en estos antecedentes próximos Ley de aguas del año 1995, así como el esquema director nacional de saneamiento líquido, del año 1998), puede considerarse que el lanzamiento de la planificación y legislación relativa a tratamiento de aguas recibe un gran impulso en la primera década del siglo XXI, en consecuencia con los cambios económicos, legislativos, políticos y sociales que tratan de hacer del país una economía emergente regional. Así, pues, puede considerarse un factor de gran impulso el Plan Nacional de Saneamiento Líquido (*Plan National d'Assainissement, 2005, Programme national d'assainissement liquide et d'épuration des eaux usées 2005. Ministère de l'Intérieure et Ministère de l'Aménagement du Territoire de l'Eau et de l'Environnement du Maroc*), que estableció los objetivos y horizontes de consecución de porcentajes de tratamiento de aguas. De mismo año es la legislación de desarrollo, tales como el *Décret 2-04-553-BO-5292-17/02/2005 (Décret n° 2-04-553 du 13 hija 1425 - 24 janvier 2005 - relatif aux déversements, écoulements, rejets, dépôts directs ou indirects dans les eaux superficielles ou souterraines. Bulletin Officiel 5292 du 17/02/2005)*, que legisla sobre el marco general, y, muy especialmente, el *Arrêté 1607-06-BO-5448-17/08/2006 (Arrêté conjoint du ministre de l'intérieur, du ministre de l'aménagement du territoire, de*

l'eau et de l'environnement et du ministre de l'industrie, du commerce et de la mise à niveau de l'économie n° 1607-06 du 29 jourmada II 1427 - 25 juillet 2006 - portant fixation des valeurs limites spécifiques de rejet domestique. Bulletin Officiel n° 5448 du 17/08/2006), que establece valores límites de vertido. Dicha legislación establece, tras un periodo de transición que termina en agosto de 2016, unos valores límites de vertido sustancialmente diferentes de la normativa europea a la que se ha adaptado la tecnología dominante en este ámbito.

Si bien en los porcentajes de reducción que establece dicha directiva 91/271 (traspuesta al ordenamiento español por RD 1620/2007, de reutilización de aguas residuales, mucho más reticente en cuanto a parámetros que el RD 509/1996 de desarrollo del RD-Ley 11/1995 que traspone la directiva 91/271) existe cierta similitud en cuanto al resultado que arrojan los parámetros principales de unas aguas residuales “típicas” o estándar multiplicados por los factores de reducción, con respecto a los valores absolutos de los parámetros principales que la legislación marroquí establece, existe una diferencia importante en cuanto a valores absolutos. Dicha diferencia parece más bien fruto de una elección consciente del legislador, conclusión apriorística que se deriva de la consideración de la amplia difusión de la normativa europea, tan cercana geográficamente, como próxima económicamente, a Marruecos y del espacio temporal entre ambas normativas (lo cual hace que la legislación europea fuera completamente conocida en el momento de la legislación marroquí). Dicha elección parece, pues, guiada por consideraciones socioeconómicas y de tecnología. Es, pues, interesante, el estudio del porqué de dicha elección.

El estudio de las diferencias en la elección de los parámetros aplicables exigidos por el legislador y su puesta en contexto abre la puerta a una serie de preguntas que derivan en un campo de estudio amplio. Se crea, igualmente, la posibilidad de estudiar casos y problemáticas singulares que en otros ámbitos no existen o son de menor importancia debido a haber sido impedidos – o permitidos – por causa de diferente infraestructura, basada finalmente en diferentes parámetros legales.

Un estudio sobre el desarrollo de las infraestructuras de saneamiento necesita, complementariamente al análisis físico-químico-matemático, una aproximación desde la óptica de las ciencias sociales que arroje luz sobre varios factores, tanto desde la ciencia jurídica (en cuanto a la conformación de la ley o norma), como las ciencias económicas, sociales o incluso consideraciones geopolíticas que pueden influir en la mayor o menor importancia que se le da a cierto aspecto, problemática o tecnología.

El desarrollo y construcción de una infraestructura de saneamiento que comienza en un entorno preexistente con ausencia de la misma conlleva una fase transitoria (que no se refiere a los periodos transitorios de la legislación, si bien los mismos son muy comunes), en la que se dan problemáticas típicas de interferencias entre aguas residuales, aguas para la agricultura, y reutilización más o menos “de facto” de aguas residuales.

La reutilización, buscada o no, esto es, planificada por la administración pública o espontánea (realizada por los agricultores, sin que dicha reutilización esté prevista o controlada), de las aguas residuales para riego ocupa gran parte de los estudios y artículos disponibles. Igualmente, dado el desarrollo turístico presente y previsto, varios estudios marroquíes y europeos analizan los contaminantes (principalmente químicos y de metales pesados) en ámbitos costeros o fluviales, lo cual puede representar una fuente de datos, pero no es directamente objeto de nuestro estudio.

Consecuentemente con la diferencia en legislación, así como debido a diferencias socioculturales, ambientales y culturales, unas tendencias propias se observan en el desarrollo del tratamiento de aguas residuales.

El diferente enfoque normativo, en cuanto a los umbrales máximos de vertido de aguas residuales tratadas, que Marruecos ha establecido en su regulación del tratamiento de aguas residuales, con respecto a otras normativas, presenta un interesante asunto de análisis. En primer lugar, por la normativa comparada frente a otras regulaciones de diversos entornos. En segundo lugar, desde el enfoque de cómo funciona dicha regulación en cuanto a la calidad de las aguas en el medio receptor (cursos de agua superficial) y, por último, en cuanto al enfoque de las tecnologías de tratamiento aplicables. Así pues, se

estudia en esta tesis el enfoque normativo, por comparación con entornos similares. Posteriormente, se realiza un estudio en una cuenca hidrológica (la del río Bouregreg) en que se establece un modelo para propagación de aguas residuales urbanas en cursos de agua, y se analiza, entre otras cosas, la sensibilidad a cambios de umbrales de parámetros de vertido.

La región del área mediterránea debe hacer frente a los retos que plantea el aumento de la demanda de agua debido a la creciente presión demográfica y a la irregularidad cada vez mayor de los regímenes de precipitaciones, con escenarios futuros de disminución pluviométrica. Como consecuencia de esto, muchas regiones están experimentando, en los últimos años, uno de los episodios de escasez de agua más graves de su historia, caracterizado por una disminución de las precipitaciones y una reducción drástica del almacenamiento de agua en embalses y acuíferos. Esta prolongada escasez tiene importantes repercusiones en la agricultura, pero también en el abastecimiento urbano de agua. Además, el aumento de las temperaturas ha exacerbado la evaporación, con consecuencias para la disponibilidad de las aguas superficiales y subterráneas en lo que se refiere a la disminución de los almacenamientos y la pérdida de calidad.

Además de las políticas relativas a la gestión de los recursos hídricos y de las aguas residuales, se analizan otros factores, relacionados con la geomorfología física de la cuenca, la hidrología, o la geografía humana y su distribución en la cuenca, que influyen en el nivel de los vertidos y su reutilización, así como en la dilución.

Para documentar el estado de calidad de los cursos de agua que abastecen a algunas de las ciudades más pobladas de la región, se analizan los datos químicos recogidos en varias estaciones de análisis para el seguimiento periódico del estado químico y la medición continua del caudal en las cuencas hidrográficas del río Bouregreg, en el este de Marruecos. Para ello, se analiza la influencia del régimen hidrológico en los parámetros de contaminación, diferenciando las zonas con y sin tratamiento de aguas residuales urbanas. Se han considerado otras circunstancias que determinan el nivel de contaminantes (pendiente de la cuenca, superficie aguas arriba, longitud del curso de agua, población aguas arriba e instalaciones de depuración de aguas residuales con

diferente rendimiento), para el vertido de efluentes de aguas residuales. El análisis en profundidad de estas preocupaciones ha considerado también el análisis retrospectivo de los principales hitos de calidad del agua, incluyendo la regulación que ha conducido a actuaciones prácticas como la depuración de aguas residuales urbanas.

Las ecuaciones que rigen la dilución muestran que la naturaleza química de los vertidos aguas arriba de una estación de aforo puede deducirse mediante balances hídricos y de masa de un soluto determinado. Esto permite prever la contaminación esperada en función del caudal del río, ya sea en el estado seminatural actual (predominio de los cultivos de secano), en escenarios de cambio climático (menos precipitaciones y menos escorrentía), en escenarios de cambio de uso del suelo, por ejemplo agricultura intensiva con alta eficiencia de riego (bajo rendimiento) que detrae una cantidad más o menos estable de escorrentía, y escenarios de cambios demográficos o cambios en los sistemas de depuración. Otro uso de este modelo es predecir la influencia de la reducción de las concentraciones de aguas residuales, como se muestra en este trabajo.

Finalmente, mediante un enfoque estadístico (método de Monte Carlo) se analiza la viabilidad de diferentes tecnologías de tratamiento de aguas en diversos escenarios de proyectos.

La introducción de diversos planes de apoyo, políticas públicas, financiación de proyectos por organismos multilaterales, etc., que promueven el tratamiento de aguas, han fomentado el desarrollo de plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas en todo Marruecos, como en general en todos los países del mundo, en mayor o menor grado.

Se han elegido dos de las tecnologías que más se usan en Marruecos para depuración de aguas residuales de pequeñas poblaciones, así como otra que, si bien no se usa tanto en el país, sería aplicable, por comparación con climas similares. Estas tres tecnologías para el tratamiento de las aguas residuales urbanas en las plantas en construcción son: lagunaje, fangos activos y lechos bacterianos. La solución de fangos activos suele darse para mayores tamaños de poblaciones que los demás, por lo que la comparación realizada en este capítulo se centra en las otras dos soluciones, así como en la de contactores

biológicos rotativos (biodiscos), de manera que se trate de tecnologías homologables en cuanto a la talla de la población.

El lagunaje aprovecha una gran disponibilidad de espacio para, mediante largos tiempos de retención, realizar un tratamiento simulando el natural que se realiza en lagunas o grandes masas de agua.

En los lechos bacterianos, o biofiltros, las aguas residuales se distribuyen uniformemente sobre un medio soporte (de áridos, plásticos, etc.), de manera que los microorganismos se adhieren, forman biopelículas y realizan las reacciones biológicas, descomponiendo y metabolizando los contaminantes presentes en las aguas residuales.

En la tecnología de tratamientos CBR (Contactores Biológicos Rotativos), los microorganismos se hayan adheridos a un material soporte, continuamente en ciclo de inmersión/aireación, que le aporta el aire necesario para realizar las reacciones que depuran las aguas residuales urbanas.

Las soluciones para el tratamiento de aguas residuales urbanas deben ser sostenibles desde el punto de vista económico, tanto más en países de rentas no muy altas, así como aceptables desde el punto de vista social. Aunque se podrían utilizar varios métodos para calcular la eficacia económica de los sistemas de tratamiento de aguas residuales urbanas, en la presente investigación se usa el valor actual neto (VAN) de su coste total. Dicho coste total es, en esencia, el coste de construcción más el coste de explotación.

La técnica de Monte Carlo (MC) es uno de los modelos estocásticos utilizados para tener en cuenta el riesgo en el análisis cuantitativo y la toma de decisiones. En esta investigación se utiliza la simulación MC como herramienta de toma de decisiones en el tratamiento de aguas residuales urbanas teniendo en cuenta el aspecto económico tanto de su construcción como de su gestión/explotación. En concreto, el objetivo de la presente investigación fue encontrar la alternativa más económica y, por tanto, viable, para el tratamiento de las aguas residuales urbanas con un análisis multisegmento para diferentes valores de vida útil y de coste de capital, así como multiescenarios (diferentes tipos de tratamiento de aguas residuales urbanas). Para ello, se determinó para

cada escenario y segmento el coste total del tratamiento de aguas residuales urbanas mediante dicho método de simulación de Monte Carlo.

OBJETIVOS

Los objetivos principales de la presenta investigación son:

- Analizar la normativa sobre tratamiento de aguas residuales de Marruecos en comparación con el marco normativo internacional.
- Estudiar la influencia de la depuración en Marruecos sobre la calidad del agua en los cauces.
- Establecer una herramienta para la toma de decisiones en relación con el tratamiento de aguas residuales aplicables al caso de estudio en Marruecos.

Para la consecución de dichos objetivos generales, se definen los siguientes objetivos específicos.

- En relación con el primer objetivo general, se definen los siguientes objetivos:
 - o Analizar las características geográficas, climáticas y de demanda de agua en el entorno marroquí.
 - o Estudiar la normativa marroquí en relación con el tratamiento de aguas residuales y la reutilización.
 - o Comparar la normativa marroquí sobre tratamiento de aguas con otras normativas internacionales equivalentes.
- Posteriormente, se pretende modelizar una cuenca particular, estudiando la calidad de los cauces de agua frente a los vertidos de aguas residuales, con los objetivos secundarios de:
 - o Identificar los factores de cuenca que pueden afectar a la calidad de las aguas (cuenca vertiente, situación relativa en el cauce, población aguas arriba) y análisis de su influencia por

- métodos estadísticos utilizando distintos enfoques (clusters puntuales, análisis de varianzas, balances de dilución).
- Estudiar la influencia en la calidad del agua de la presencia de depuradoras en las cuencas en estudio.
 - Modelización de la cuenca, para comprobar la influencia de los parámetros de contaminación sobre la calidad del agua en un punto determinado, para evaluar la influencia de las restricciones normativas sobre la calidad del agua en un entorno dado.
 - Definir un modelo para estimar la contaminación en cauces que permita estimar cuantitativamente el efecto de los umbrales de vertido del agua depurada en la calidad de los cauces.
 - Aplicar dicho modelo a un análisis de sensibilidad, variando los umbrales de vertido de aguas residuales.
- Finalmente, realizar un análisis mediante método estadístico de Monte Carlo para estudiar el coste de tratamiento de aguas residuales mediante diferentes técnicas de depuración aplicables en Marruecos para pequeñas poblaciones con la finalidad de:
- Estimar los costes de implantación y explotación de tecnologías de bajo coste en Marruecos
 - Aplicar un análisis estadístico de permutaciones de Monte Carlo para la selección del proceso de depuración en función de sus costes.

ESTRUCTURA DE LA TESIS

Una vez definidos los objetivos generales de la tesis, éstos se han abordado en tres etapas, lo cual se presenta, coherentemente con dicho enfoque, en tres capítulos.

En la primera parte (Capítulo I: Influencia de la reglamentación para una aplicación viable de reutilización de aguas residuales para la agricultura de regadío en Marruecos) se analiza el entorno legislativo, mediante el análisis comparado con otras legislaciones de entornos diferentes.

En la segunda parte (Capítulo II: Cumplimiento de las normas de calidad del agua en cauces de agua marroquíes aptos para uso agrícola) , se toma una cuenca concreta en Marruecos (la del río Bouregreg) y se analiza la influencia de la depuración de aguas en la calidad de las aguas de los cauces de dicha cuenca.

En la tercera parte (Capítulo III: Estudio de viabilidad económica de diferentes tecnologías de depuración usando el método de simulación de Monte Carlo), se realiza un análisis por el método de Monte Carlo de los rangos de aplicabilidad de tecnologías diferentes de depuración.

Una vez analizada cada uno de los capítulos, y presentados y discutidos los resultados en cada uno de ellos, se realizará una conclusión conjunta, en el apartado de “Conclusiones”.

Si bien el resumen, introducción y objetivos son generales, así como las conclusiones (que se presentan al final), cada uno de los capítulos contiene una

introducción particular, un desarrollo propio (materiales y métodos), así como sus propios resultados y discusión.

CAPÍTULO I.- INFLUENCIA DE LA REGLAMENTACIÓN PARA UNA APLICACIÓN VIABLE DE REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES PARA LA AGRICULTURA DE REGADÍO EN MARRUECOS

CAPÍTULO I.- INTRODUCCIÓN

El área mediterránea es una de las regiones del mundo donde la sostenibilidad de las fuentes convencionales de agua corre más peligro, como reflejan los escenarios futuros próximos de cambio climático, crecimiento demográfico y migraciones, expansión de las zonas urbanizadas, agricultura y contaminación [6-8]. Tanto el sur de Europa como el norte de África deben hacer frente a los retos que plantea el aumento de la demanda de agua debido a la creciente presión demográfica y a la irregularidad cada vez mayor de los regímenes de precipitaciones. Por ejemplo, los escenarios climáticos para un futuro próximo indican que las precipitaciones disminuirán entre un 10% y un 30% durante las estaciones secas [9], lo que aumentará la duración de los periodos de no recarga de los acuíferos [10,11] y disminuirá el almacenamiento de los embalses [12,13].

Aunque el reto de satisfacer la demanda de agua es similar en toda la zona mediterránea [14-16], las soluciones difieren entre los países desarrollados del

sur de Europa y los países en desarrollo del norte de África. Normalmente se adoptan dos estrategias complementarias para satisfacer el crecimiento de la demanda de agua: (i) la aplicación de políticas de gestión sostenible de las fuentes de agua convencionales, y (ii) la producción de fuentes de agua no convencionales adicionales. Mientras que los países del sur de Europa pueden combinar ambas estrategias, a algunos países del norte de África les resulta difícil hacerlo debido a limitaciones jurídicas, económicas y culturales ([4,6,17-18]).

En los países del norte de África, la producción de fuentes de agua no convencionales para hacer frente a la creciente demanda urbana y agrícola es un objetivo deseable. En muchas zonas áridas de regadío densamente pobladas, el uso de fuentes de agua no convencionales como la reutilización de aguas residuales [19-21] y la desalinización de agua de mar, aguas subterráneas salobres y aguas residuales regeneradas [22-25] representa una solución parcial para hacer frente a las necesidades de cantidad y calidad de agua, generalmente haciendo uso de políticas energéticas de subvención [26]. Cuando existen efluentes permanentes procedentes de zonas urbanas medianas y grandes, la reutilización de las aguas residuales debe ser una prioridad para el medio ambiente y la salud humana.

Marruecos es un país en vías de desarrollo cuya escasez de agua -inducida por las fuerzas motrices climáticas globales y el desarrollo excesivo de las fuentes de agua convencionales- le impide satisfacer la creciente demanda urbana y agrícola. Marruecos es uno de los países del norte de África con la tasa más baja de reutilización de aguas residuales para la agricultura de regadío [4]. El Banco Mundial predijo que el volumen de aguas residuales aumentaría de 666 Mm³ en 2014 a 900 Mm³ en 2020 [27,28], mientras que la fracción tratada seguía siendo considerablemente inferior -alrededor de 38 Mm³- en 2017 [29]. Los informes oficiales se han centrado preferentemente en las consecuencias positivas de la reutilización de las aguas residuales. Sin embargo, la literatura científica también ha informado de algunas consecuencias negativas para el agua, el suelo y los cultivos, debido al uso prolongado de aguas residuales no

tratadas o tratadas inadecuadamente en virtud de la permisiva normativa marroquí [30-37]. Con el fin de promover políticas sostenibles en materia de agua, el Gobierno de Marruecos tiene previsto aumentar el volumen de reutilización de aguas residuales tratadas para la agricultura de regadío. Sin embargo, los mercados internacionales a los que se exporta la mayor parte de la producción agrícola marroquí tienen normativas más restrictivas y en un futuro próximo podrían surgir problemas relacionados con la calidad de los productos importados.

En cuanto a la producción de aguas residuales depuradas, se plantean dos preguntas: ¿Aumentarán la cantidad y la calidad de las aguas residuales reutilizadas en función del mayor uso urbano del agua y de la demanda de agua para riego previstos en un futuro próximo? ¿Pueden la economía y la sociedad soportar la tecnología de tratamiento y la política de vertidos actuales ante este crecimiento de la demanda de agua? Marruecos tiene un amplio margen de mejora en esta cuestión en relación con países del sur de Europa con escasez de agua similar y algunos países del norte de África. Por ejemplo, en 2010 la producción de aguas residuales tratadas en el terciario fue de 347 Mm³ en España, 233 Mm³ en Italia [38,39] y 240 Mm³ en Túnez [4], es decir, 37, 24 y 25 veces más que las aguas residuales tratadas en el secundario que se reutilizan en Marruecos. En cuanto a la demanda de agua para la agricultura, la política marroquí se ha basado en grandes embalses para abastecer las zonas regables oficiales y la creciente población atraída como consecuencia de ello. Los sucesivos planes de desarrollo de nuevas zonas de regadío han provocado la degradación de los cursos de agua superficiales y de las masas de agua subterránea [32,37]. Surge entonces una nueva pregunta: ¿Cómo puede Marruecos aumentar la producción de aguas residuales tratadas para la agricultura de regadío con el fin de aliviar la presión sobre las fuentes de agua convencionales, salvaguardando al mismo tiempo la emergente industria agroalimentaria? Es necesario revisar la normativa marroquí con el fin de identificar las deficiencias que afectan a la industria agroalimentaria, al medio ambiente y a la salud humana.

Esta tesis muestra la viabilidad del uso de aguas residuales para la agricultura de regadío en Marruecos. Dado que la normativa determina en última instancia las soluciones técnicas y los hábitos sociales, se comparó la normativa marroquí sobre reutilización de aguas residuales depuradas para la agricultura de regadío con sus equivalentes de otras regiones del mundo con climas similares, pero contextos económicos y culturales diferentes. Esta comparación tenía como objetivo identificar los déficits tecnológicos en materia de tratamiento y reutilización de aguas residuales para cumplir las normas más restrictivas de los mercados internacionales de destino. Esta visión general de la normativa es necesaria para futuros análisis de peligros y puntos críticos de control [40] destinados a diseñar herramientas fiables de apoyo a la toma de decisiones [41].

1 CAPÍTULO I. EL ENTORNO-MARCO MARROQUÍ

1.1 GEOGRAFÍA, CLIMA, AGRICULTURA DE RIEGO Y DEMANDA DE AGUA

Marruecos está situado entre las latitudes 28°N y 36°N y tiene una superficie de 446.550 km² (Figura 1). La orografía está dominada por las cordilleras del Atlas (en el este y el sur) y del Rif (en el norte), que superan los 4.000 m y los 2.500 m de altitud, respectivamente, tierras altas (mesetas) que superan los 1.000 m de altitud y llanuras costeras (Figura 1a). En las regiones septentrional y central, los ríos más caudalosos fluyen desde las cadenas montañosas hasta el océano Atlántico y el mar Mediterráneo, rodeados de tierras altas y montañas que superan los 2.000 m de altitud [42]. Las regiones meridional y oriental ocupan los límites septentrional y oriental del desierto del Sáhara [17].

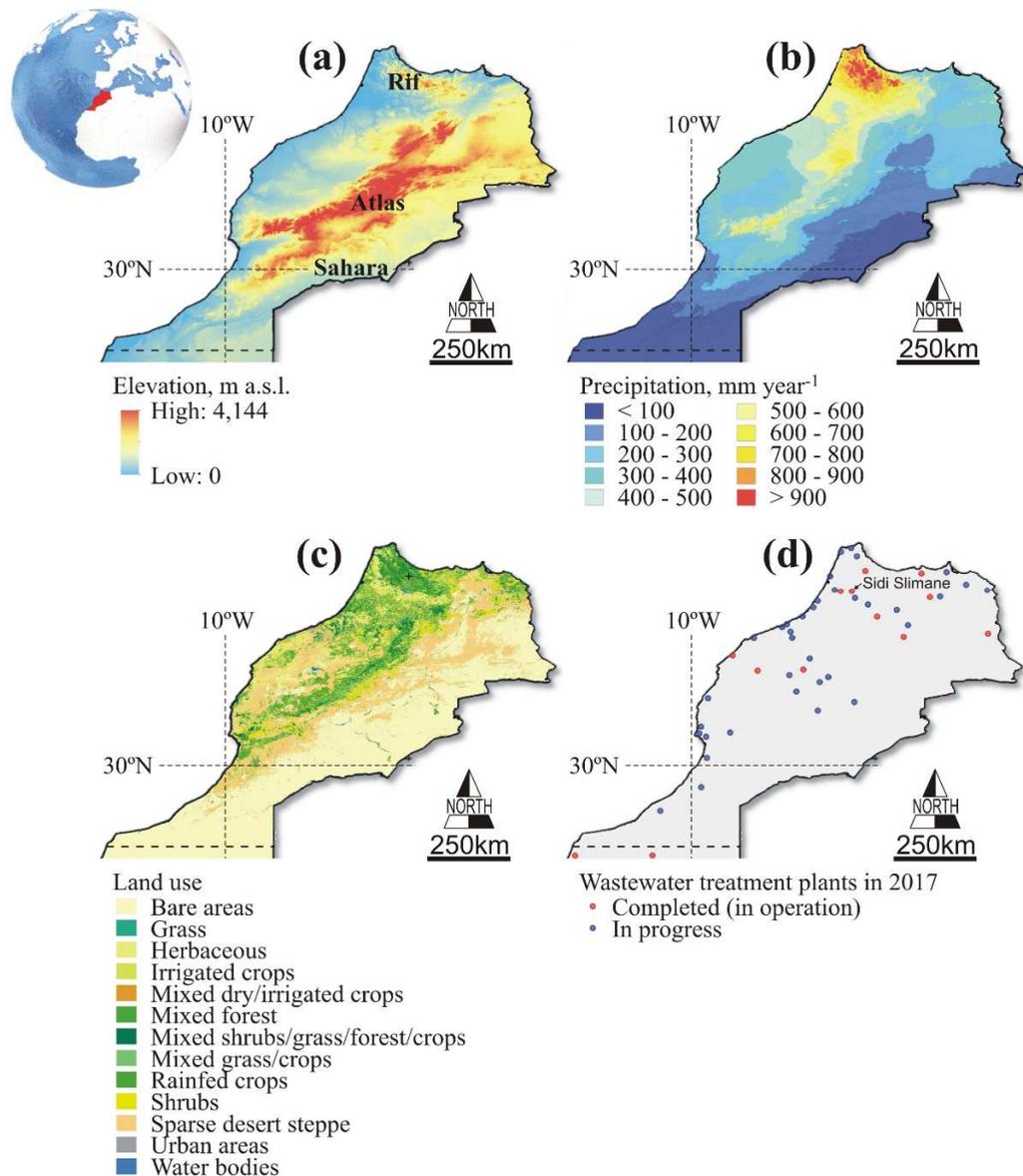


Figura 1. a) Elevación, (b) precipitación, (c) uso del suelo y (d) plantas de tratamiento de aguas residuales en Marruecos. Los tres primeros mapas se modificaron a partir de Gourfi et al. [42], mientras que el último se creó a partir de la base de datos PWNOW (consultada en enero de 2017).

Según la clasificación de Köppen [43], los climas en Marruecos se pueden clasificar en mediterráneo templado (CSa, CSb) y semiárido (BSh, BSk) en las regiones del norte y oeste, desértico (BWh, BWk) en las regiones del sur y este y seco-verano subártico (Dsc) en cadenas montañosas. Esta distribución climática determina diferentes regímenes de precipitación, desde menos de 100 mm·año⁻¹ en las regiones sur y este hasta más de 900 mm·año⁻¹ en las regiones norte y oeste (Figura 1b), favoreciendo así la mayor abundancia de agua y

densidad poblacional en estas últimas. regiones [44–45]. La FAO (Organización para la Agricultura y la Alimentación) estimó que el recurso hídrico renovable total es de $29 \text{ km}^3 \cdot \text{año}^{-1}$ (alrededor del 60% de agua superficial y el 40% de agua subterránea), pero sólo $22 \text{ km}^3 \cdot \text{año}^{-1}$ se consideran técnicamente manejables [46]. Las cadenas montañosas y el desierto del Sahara son zonas escasamente habitadas porque los climas son respectivamente muy fríos y muy cálidos para las actividades humanas, incluida la agricultura de riego.

Marruecos es un gran productor y exportador de productos agrícolas. En 2019, la industria agroalimentaria contribuyó con el 15% del producto interno bruto del país y empleó a más del 33% de la población activa, lo que convierte a este sector en una de las mayores fuentes de divisas para el país [46]. Desde la independencia de Marruecos en 1956, los sucesivos planes de desarrollo han promovido nuevas áreas de riego, pasando de 900 km^2 en 1961 a casi 14.000 km^2 en 2014 [46], es decir, alrededor del 3,1% del país (Figura 1c). Estas áreas se ubican en las zonas costeras del norte y oeste, los valles de los ríos más importantes y las zonas bajas de las tierras altas donde el agua es más abundante, y las temperaturas suaves rara vez producen heladas. En las regiones del sur y del este, los cultivos de regadío se concentran en oasis y valles fluviales dispersos ([6,17,42]).

La demanda de agua para la agricultura de riego aumentó de 500 Mm^3 en 1961 a 13.500 Mm^3 en 2014, de los cuales el 70% correspondía a aguas superficiales, el 30% a aguas subterráneas y menos del 0,1% a fuentes no convencionales, incluida la reutilización de aguas residuales [46]. Los cítricos, el tomate y las hortalizas representan alrededor del 80% del total de las exportaciones marroquíes de productos agrícolas de regadío. En los últimos años, los beneficios obtenidos mediante la agricultura de regadío han aumentado notablemente, propiciando así la transformación de superficies desnudas o dedicadas a cultivos de secano en superficies regables. Esta transformación de la tierra ha estimulado el desarrollo excesivo de fuentes de agua convencionales

(principalmente aguas subterráneas) y puede producir degradación de la tierra y los recursos naturales [47,48].

1.2 TRATAMIENTO DE AGUAS Y REGULACIÓN DE LA REUTILIZACIÓN

La primera regulación sobre el tratamiento de aguas residuales fue establecida por el Plan Maestro Nacional de Saneamiento Líquido 'Schéma Directeur National de l'Assainissement Liquide' en 1998 [49]. El Proyecto del Programa Nacional de Saneamiento Rural 'Projet du program national d'assainissement milieu rural' [50] actualizó este reglamento en 2013. Los parámetros legales para el tratamiento de aguas residuales se han enmarcado progresivamente en la Ley de Aguas de 1995 [51] y los Planes Nacionales antes mencionados. [49,50]. La Oficina Nacional de Agua Potable (PWNO) "Office National de l'Eau Potable", que en 2015 se convirtió en Oficina Nacional de Agua y Electricidad —PWNOW) "PWNO— Branche eau", es la agencia encargada de este proceso.

La regulación marroquí que establece estándares de calidad para la reutilización de aguas residuales para la agricultura de riego se promulgó en 2002 [52]. Un impulso significativo se produjo en la década de 2010, cuando el país avanzó hacia una economía agrícola comercializable y surgieron posteriores problemas de cantidad y calidad del agua. En 2006, se promulgó nueva legislación para establecer estándares de cantidad y calidad para los derrames de aguas residuales, como un decreto que regula las fugas, flujos, derrames y vertidos directos o indirectos a aguas superficiales y/o subterráneas [53] y una orden que fija límites específicos para descarga doméstica [54].

1.3 EXPERIENCIAS EN REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES

Las iniciativas oficiales promovidas por el PWNOW afirman que la reutilización de las aguas residuales es esencial para hacer frente al creciente

déficit hídrico marroquí. En 2017, el PWNOW a través del Panel del Plan Nacional de Saneamiento informó sobre 49 proyectos relacionados con plantas de tratamiento de aguas residuales, 13 completados (en operación) y 36 en progreso (Figura 1d). La mayoría de estos proyectos utilizaron tratamientos secundarios mediante técnicas de lagunaje (por ejemplo, en la ciudad de Ouarzazate), lagunaje aireado (por ejemplo, en la ciudad de Benslimane) e infiltración (por ejemplo, en las ciudades de Bensergao y Drarga) para tratar conjuntamente aguas residuales domésticas, industriales y municipales. El PWNOW también está estudiando cómo implementar líneas de tratamiento separadas y sistemas de distribución adicionales para regar las zonas agrícolas alrededor de ciudades medianas como Al Hoceima, Imzouren, Bni Bouayach, Targuist, Guelmim y Tiznit. Según Mahi [3], la tecnología predominante basada en lagunas promovida por el PWNOW es útil para la agricultura de riego según los estándares de calidad marroquíes, aunque sólo el 8% de las aguas residuales se tratan siguiendo esta regulación y una fracción menor se reutiliza para este propósito [4]. Como resultado, menos del 1% de la superficie regada utiliza aguas residuales no tratadas o tratadas inadecuadamente y menos del 0,1% utiliza aguas residuales tratadas [27,28,46]. Las aguas residuales tratadas terciariamente rara vez se utilizan para la agricultura de riego.

La literatura científica ha cubierto tanto las consecuencias positivas como negativas de la reutilización de aguas residuales. La consecuencia positiva es aliviar el déficit hídrico marroquí, aunque la tasa de reutilización es bastante baja. En cuanto a la consecuencia negativa, Kadmiri et al. [36] han destacado los impactos de los contaminantes —que se deben a aguas residuales no tratadas o tratadas inadecuadamente— en el agua, los animales domésticos (mamíferos), el suelo (salinización y reducción microbiológica) y los cultivos. Bihadasen et al. [30], Bourouache et al. [31], y El Moussaoui et al. [33-35] han estudiado los efectos en suelos irrigados perennemente con aguas residuales tratadas inadecuadamente. Las pruebas realizadas por Tahri et al. [55] en la estación piloto de la ciudad de Tetuán han arrojado niveles de calidad aceptables para los efluentes según los estándares marroquíes. Baroud et al. [56], Belarbi et al. [57], y Ouelhazi et al. [58] han informado hallazgos similares en estudios de casos

análogos. Latrach et al. [59] han demostrado que una combinación de técnicas de estratificación de suelos múltiples y filtros de arena es suficientemente válida según los estándares de calidad marroquíes e insuficiente según los estándares de calidad de algunos mercados internacionales donde se exporta la mayor parte de la producción agrícola.

2 CAPÍTULO I.- BASES PARA COMPARAR REGULACIONES

Cuando las aguas residuales producidas bajo estándares permisivos se reutilizan para la agricultura de riego, generalmente ocurren problemas de calidad que afectan los cultivos. Los niveles de contaminación de los productos agrícolas los impone en última instancia el mercado de destino, lo que puede limitar la viabilidad de los tratamientos aplicados en origen. Esto puede ser problemático para la economía local porque se puede fomentar el rechazo de la producción agrícola en los mercados de destino.

La normativa marroquí se promulgó antes de que se conocieran las normativas y experiencias de otros países con los que Marruecos tiene vínculos comerciales. Este es el caso de los países de la Unión Europea (UE), donde el volumen de aguas residuales tratadas producidas aumentó notablemente después de que se promulgara la Directiva Europea sobre Aguas Residuales [60] y se ampliara la nueva regulación para el tratamiento y reutilización de aguas residuales para la agricultura de riego [61]. Las soluciones técnicas adoptadas teniendo en cuenta el clima, la orografía, la economía y los hábitos sociales particulares de cada país de la UE pueden orientar el desarrollo técnico en Marruecos hacia estándares más restrictivos.

Por ejemplo, el sur de España es un territorio con escasez de agua y una orografía y clima similar al norte de Marruecos [38,42], como se puede deducir de la clasificación climática de Köppen [43], lo que permite realizar comparaciones (Figura 2). Cuatro populosas áreas urbanas del norte de Marruecos (M) y del sur de España (S) con clima y orografía equivalentes permiten identificar a través de estándares legales los diferentes contextos tecnológicos y culturales como principal causa de divergencia: Sidi Yahya del Gharb (M) – Sevilla (S) para veranos calurosos y secos de baja elevación,

subhúmedos del Atlántico; Fez (M) – Granada (S) para altitudes medias, verano caluroso y seco, semiárido continental húmedo; Nador (M) – Almería (S) para veranos secos y calurosos de baja elevación, semiáridos secos mediterráneos; y Tetuán (M) – Estepona (S) para veranos secos y calurosos de baja elevación, semiáridos húmedos mediterráneos. Como se deduce, el clima y la orografía no implican un diferencial para una determinada tecnología de tratamiento y reutilización, mientras que el menor desarrollo tecnológico y la percepción cultural de los riesgos ambientales y para la salud humana determinan una normativa más permisiva en el tratamiento y reutilización de aguas residuales en Marruecos.

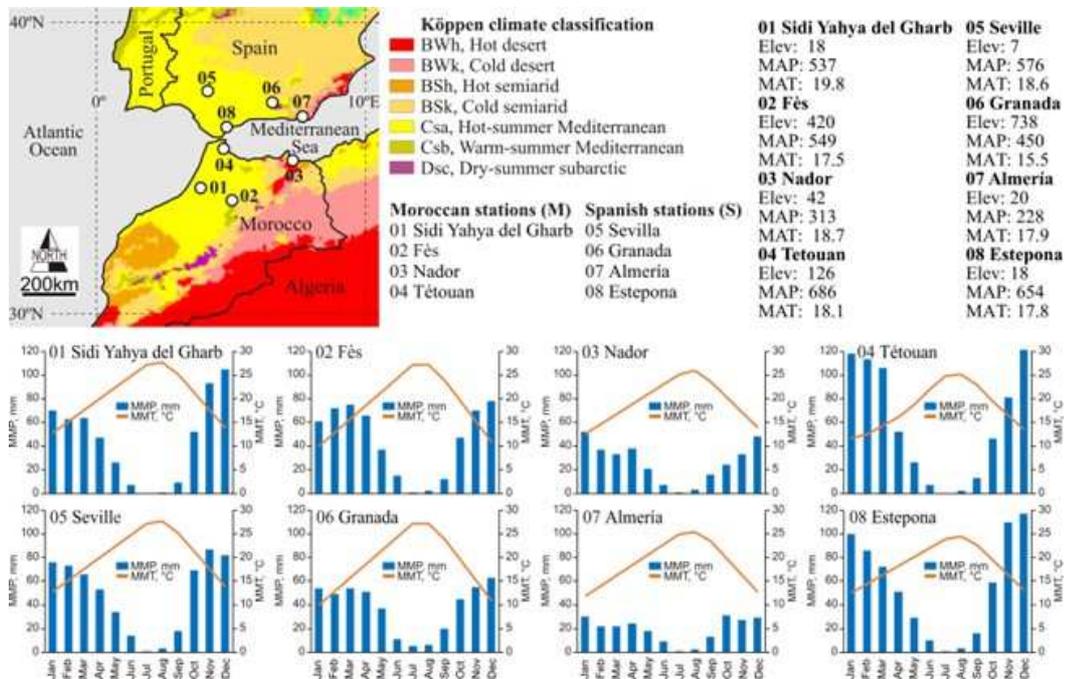


Figura 2. Cuatro equivalencias climáticas y orográficas entre zonas urbanas pobladas del norte de Marruecos (M) y del sur de España (S) para: verano bajo, caluroso y seco, subhúmedo atlántico en Sidi Yahya del Gharb (M) y Sevilla (S); altitud media, verano caluroso y seco, semiárido continental húmedo en Fez (M) y Granada (S); verano seco y caluroso de baja elevación, semiárido seco mediterráneo en Nador (M) y Almería (S); y verano semiárido húmedo, caluroso y seco en altitudes bajas en Tetuán (M) y Estepona (S). Precipitación media mensual (MMP) en mm y temperatura media diaria mensual (MMT) en °C según datos recopilados del sitio web Climate-Data.Org [https://es.climate-data.org/], consultado en enero de 2021. Urbano las áreas 01 a 08 se colocan sobre el mapa de clasificación climática de Köppen [43]. Elev = elevación, m

sobre el nivel del mar (m s.n.m.); MAP = precipitación media anual en mm; MAT = temperatura media diaria anual en °C.

Se comparó la regulación marroquí para la reutilización de aguas residuales para la agricultura de riego [52] y sus equivalentes de regiones desarrolladas y en desarrollo para mostrar diferencias en los estándares de calidad. Las regiones desarrolladas incluyeron: (1) la UE [61], a la que Marruecos exporta una gran fracción de su producción agrícola; (2) España [62], como país del sur de la UE con vínculos comerciales con Marruecos y un clima y orografía similares; (3) California [63], Texas [64] y Florida [65] en los Estados Unidos de América (EE.UU.), debido a vínculos comerciales con Marruecos y un clima y orografía similar; (4) Israel [66], debido a sus recientes vínculos comerciales y clima y orografía similares; y (5) Japón [67], que no tiene un clima similar. Las regiones en desarrollo incluyeron: (1) el reglamento de la Organización Mundial de la Salud (OMS) [68] adoptado por la mayoría de estos países; y (2) Sudáfrica [69], como otro país africano emergente con un clima, orografía y tasa de exportación de productos agrícolas similares a los mercados internacionales.

3 CAPÍTULO I.- RESULTADOS

3.1 NORMATIVA MARROQUÍ Y DE LA UE PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Las regulaciones de tratamiento de aguas residuales de Marruecos [53,54] y de la UE [60] manifiestan diferencias significativas en términos de la magnitud de algunos estándares de calidad (Tabla 1). Las normas marroquíes son más altas (más permisivas) que las de la UE para DBO₅ (4,8 veces), demanda química de oxígeno (DQO) (2 veces) y SS (2,5-4,3 veces). Estos valores son aplicables en la etapa de elevar los estándares de un estado previamente deficiente. La regulación marroquí no informa valores de P total y N total, lo que limita las comparaciones. Es importante recordar que los estándares de calidad marroquíes se pueden cumplir mediante el uso de un tratamiento secundario, mientras que se requiere un tratamiento terciario para cumplir con los estándares de calidad de la UE. Esto implica costos diferentes. Más adelante se analiza la viabilidad financiera de instalaciones de tratamiento terciario en una planta típica marroquí.

Tabla 1. Algunas normas de calidad de la normativa de tratamiento de aguas residuales de Marruecos y de la Unión Europea (UE).

Parámetro	Marruecos ¹	EU ²
BDO ₅ (mg/L O ₂)	120	25
CDO (mg/L O ₂)	250	125
SS (mg/L) >10,000 eq-innh	150	35
SS (mg/L) <10,000 eq-innh	150	60
Total P (mg/L) 10,000–100,000 eq-innh	nd	2
Total P (mg/L) > 100,000 eq-innh	nd	1
Total N (mg/L) 10,000–100,000 eq-innh	nd	15
Total N (mg/L) > 100,000 eq-innh	nd	10

¹ Según la normativa marroquí [53,54]. ² Según la normativa de EU [60]. nd—No data.

3.2 NORMATIVA MARROQUÍ, ESPAÑOLA Y DE LA UE PARA LA REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES TRATADAS PARA RIEGO AGRÍCOLA

Los estándares de calidad microbiológica, de contenido en metales y química de las normativas marroquí [52], española [62] y UE [61] para la reutilización de aguas residuales tratadas para la agricultura de riego se encuentran en la Tabla 2. Nótese que la normativa española sigue rigiendo mientras se transpone la normativa de la UE. a la legislación española. En los tres reglamentos coinciden las normas para los contenidos en metales, lo que es indicativo de los graves riesgos para la salud que suponen. En cuanto a los estándares microbiológicos, la normativa marroquí es (i) más permisiva para los coliformes fecales que la española (10 veces mayor) y la UE (y 100 veces mayor); (ii) menos permisivo para los nematodos, cuya eliminación requiere una mejor filtración de las aguas residuales antes de su reutilización; y (iii) más permisivo para SS que las regulaciones española (50-100 veces mayor) y UE (50 veces mayor) para riego gravitacional y 2,8-5 veces mayor que la regulación española para riego por aspersión y localizado. En cuanto a los parámetros microbiológicos, el reglamento de la UE considera que *Escherichia coli* es el indicador fecal más fiable que los coliformes fecales. La normativa marroquí podría incluir este indicador. La normativa marroquí permite reutilizar un mayor volumen de aguas residuales, pero de menor calidad, especialmente para estándares químicos como el sodio, el cloro y el boro, los dos primeros favoreciendo la degradación del agua y del suelo, y el segundo afectando a los cultivos.

Tabla 2. Algunas normas de calidad de la normativa marroquí, española y nueva UE para la reutilización de aguas residuales tratadas para la agricultura de riego.

Parámetro	Morocco ¹	Spain ²	EU ³
Microbiological			
Intestinal nematodes. Use wq A ⁴	0	1 egg/10 L	
Intestinal nematodes. Use wq B ⁵	0	1 egg/10 L	
Intestinal nematodes. Use wq C ⁶	Any object	1 egg/10 L	
Faecal coliforms (U/100 mL). Use wq A	< 1000	100	10
Faecal coliforms (U/100 mL). Use wq B	nr	1000	100
Faecal coliforms (U/100 mL). Use wq C	Any object	10,000	1000
Salmonella	Absent in 5 L		
Cholera Vibrión	Absent in 0.45 L		
Pathogenic parasites	Absent		
Eggs, parasites, cysts	Absent		
Anklyostomides larvae	Absent		
Schistosoma haematobium fluocercariae	Absent		
Metal (mg/L)			
Mercury	0.001		
Cadmium	0.01	0.01	
Arsenic	0.1	0.1	
Chrome	0.1	0.1	
Lead	2		
Copper	0.2	0.2	
Zinc	2		
Selenium	0.02	0.02	
Fluorine	1		
Cyanides	1		
Phenols	3		
Aluminium	5		
Beryllium	0.1	0.1	
Cobalt	0.05	0.05	
Iron	5		
Lithium	2.5		
Manganese	0.2	0.2	
Molybdenum	0.01	0.01	
Nickel	0.2	0.2	
Vanadium	0.1	0.1	
Chemical			
Salinity (mg/L)	7680		
Electrical conductivity (mS/cm at 25 °C)	3–12	3	
Infiltration SAR 0–3 CE	< 0.2		
Infiltration SAR 3–6 CE	< 0.3		
Infiltration SAR 6–12 CE	< 0.5		
Infiltration SAR 12–20 CE	< 1.3		
Infiltration SAR 20–40 CE	3		
Sodium. SAR Surface irrigation	9	6	
Sodium (mg/L). Sprinkler irrigation	69	6	
Chlorine (mg/L). Surface irrigation	350		
Chlorine (mg/L). Sprinkler irrigation	105		
Boron (mg/L)	3	0.5	
Temperature (°C)	35		
pH	6.5–8.4		
BOD ₅ (mg/L). wq A			10
BOD ₅ (mg/L). wq < A			25
SS (mg/L). wq A			35
SS (mg/L). Gravitational irrigation.	2000	20–35	
SS (mg/L). Sprinkler and localized irrigation	100	20–35	
N–NO ₃ (mg/L)	30		
Bicarbonate (mg/L). Sprinkler irrigation	518		
Sulphate (mg/L)	250		

¹ Según la normativa marroquí [52]. ² Según la normativa española [62]. ³ Según la nueva normativa de EU [61]. ⁴ Calidad del agua (wq) A: todos los cultivos alimentarios, incluidos los tubérculos que se consumen crudos y los cultivos alimentarios en los que

la parte comestible está en contacto directo con el agua recuperada. ⁵ Calidad del agua (wq) B: cultivos alimentarios consumidos crudos donde la parte comestible se produce sobre el suelo y no está en contacto directo con agua recuperada, cultivos alimentarios procesados y cultivos no alimentarios, incluidos cultivos para alimentar animales dedicados a producir leche y carne. ⁶ Calidad del agua (wq) C: como B, pero solo riego por goteo. nr—Sin recomendación.

3.3 REGULACIONES MARROQUÍES Y OTRAS REGULACIONES INTERNACIONALES PARA LA REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES TRATADA PARA LA AGRICULTURA DE RIEGO

La Tabla 3 muestra algunos estándares de calidad de las regulaciones marroquíes y otras internacionales para la reutilización de aguas residuales tratadas para la agricultura de riego. Algunos de los estándares marroquíes son más altos que los de la OMS [68]. Se requiere tratamiento secundario para cumplir con los estándares de calidad de la OMS. La diferencia para los nematodos intestinales es necesariamente menos permisiva para la reutilización de aguas residuales. Además, la OMS ha publicado dos directrices adicionales [70] para (i) el uso seguro de aguas residuales, excrementos y aguas grises; y (ii) planificación de seguridad sanitaria, manual de uso seguro y disposición de aguas residuales, aguas grises y excretas. Este estado normativo en el uso de excrementos y aguas grises para el riego agrícola se considera cada vez más un método que combina el reciclaje de agua y nutrientes. Estas directrices establecen implícitamente procedimientos para evaluar y gestionar los riesgos para la salud humana.

Tabla 3: Algunos estándares de calidad de las regulaciones marroquíes y de otros países seleccionados para la reutilización de aguas residuales tratadas para la agricultura de riego.

Parameter	Morocco ¹	Spain ²	EU ³	WHO ⁴	California ⁵	Texas ⁶	Florida ⁷	Israel ⁸	South Africa ⁹	Japan ¹⁰
Microbiological										
Faecal coliforms (U/100 mL). Use wq A ¹¹	<	100	10	< 1,000	< 2.2	< 75		250	< 1000	
Faecal coliforms (U/100 mL). Use wq B ¹²	nr	1,000	100	nr	< 23	< 800		250	-	< 50
Faecal coliforms (U/100 mL). Use wq C ¹³	na	10,000	1,000	na		-	< 200	-	< 1,000	< 1,000
Intestinal nematodes. Use wq A ¹¹	0			<1egg/L						
Intestinal nematodes. Use wq B ¹²	0			<1egg/L						
Intestinal nematodes. Use wq C ¹³	na			na						
BOD ₅ (mg/L)	120	0	25			10–20	20	35–60	10–20	< 10
SS (mg/L)	2,000	20–35	35–60					20–50	10–20	

¹ Según la normativa marroquí [48]. ² Según la normativa española [59]. ³ Después del nuevo reglamento de la UE [58]. ⁴ Según el reglamento de la OMS [65]. ⁵ Según la normativa californiana [60]. ⁶ Después de la regulación texana [61]. ⁷ Después de la regulación de Florida [62]. ⁸ Según la regulación israelí [63]. ⁹ Después de la regulación sudafricana [66]. ¹⁰ Según la normativa japonesa [64]. ¹¹ Calidad del agua (wq) A como en la Tabla 2. ¹² Calidad del agua (wq) B como en la Tabla 2. ¹³ Calidad del agua (wq) C como en la Tabla 2. nr—Sin recomendación. na—No aplicable.

Respecto a sus equivalentes de California [63], Texas [64] y Florida [65] en EE.UU., los estándares de calidad de la regulación marroquí [52] son más permisivos (Tabla 3), especialmente para los coliformes fecales y la DBO₅. Estos estados utilizan tratamiento terciario para cumplir con los estándares de calidad. Los estándares de calidad de la regulación marroquí [52] también son más permisivos que sus equivalentes de Israel [66], Sudáfrica [69] y Japón [67] (Tabla 3). Estos tres países utilizan el tratamiento terciario para cumplir con los estándares de calidad.

Como resumen gráfico, la Figura 3 muestra las diferencias entre la normativa marroquí y otras normativas para el riego por reutilización de aguas residuales tratadas a través de (i) cinco estándares de calidad básicos utilizados como criterios de evaluación (coliformes totales, calidad del agua A; coliformes totales, calidad del agua B; coliformes totales, calidad del agua C; demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅ y sólidos en suspensión (SS)); y (ii) una puntuación ordinal de 1 a 4 (1—la regulación no incluye el criterio, 2—la regulación incluye el criterio con un umbral relativamente permisivo o sin fuerza

legal, 3—la regulación incluye el criterio como umbral promedio, y 4 —la regulación incluye el criterio con un nivel muy restrictivo). Este análisis cualitativo es similar al implementado por Rodríguez-Luna et al. [71] para comparar las regulaciones ambientales de diferentes países y por Baroud et al. [56] para comparar estándares de calidad de aguas residuales equivalentes. A excepción de los SS, los estándares de calidad marroquíes son más permisivos que sus equivalentes en las normativas seleccionadas.

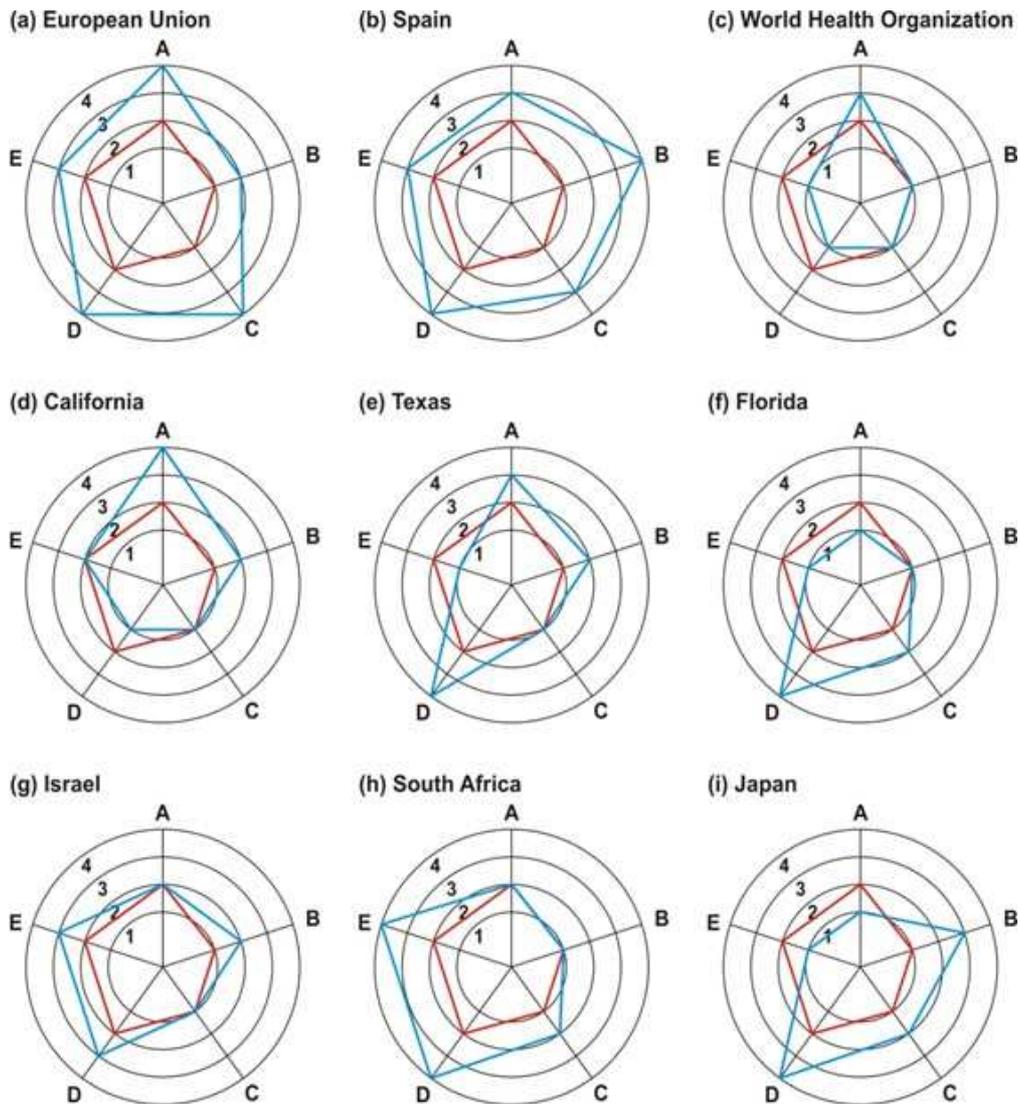


Figura 3. Comparación de la normativa marroquí (polígonos rojos) y otras internacionales (polígonos azules) para la reutilización de aguas residuales tratadas para la agricultura de riego. La comparación utilizó cinco estándares básicos de calidad como criterios de evaluación (a—coliformes totales, calidad del agua A; b—coliformes totales, calidad del agua B; c—coliformes totales, calidad del agua C; d—DBO₅; y e—SS) y un ordinal puntuación que va del 1 al 4 (1—la regulación incluye el criterio, 2—la

regulación incluye el criterio con un umbral relativamente permisivo o sin fuerza legal, 3—la regulación incluye el criterio como umbral promedio, y 4—la regulación incluye el criterio con un umbral muy nivel restrictivo).

3.4 VIABILIDAD FINANCIERA DE LAS INSTALACIONES DE TRATAMIENTO TERCIARIO

Se seleccionó una planta de aguas residuales típica marroquí para demostrar la viabilidad financiera de instalar una línea de tratamiento terciario. Sidi Slimane es una ciudad de tamaño mediano de alrededor de 93.000 habitantes [72] en el norte de Marruecos (Figura 1d). El PWMOW ha completado una planta de tratamiento secundario de aguas residuales mediante tecnología de lagunaje para cumplir con la normativa marroquí (Figura 4). Las aguas residuales se tratan previamente antes de acceder a las lagunas anaeróbicas/facultativas, y luego se recirculan entre las lagunas según su operatividad y se conducen a un canal de recuperación después de los días requeridos de tratamiento. Finalmente, el efluente se vierte al río Baht y se retiran los lodos de los lechos de secado. El costo de esta instalación es de alrededor de 3,42 millones de dólares (Figura 4a). En otras áreas, un efluente similar de aguas residuales con tratamiento secundario producido en plantas análogas se reutiliza directamente para la agricultura de riego.

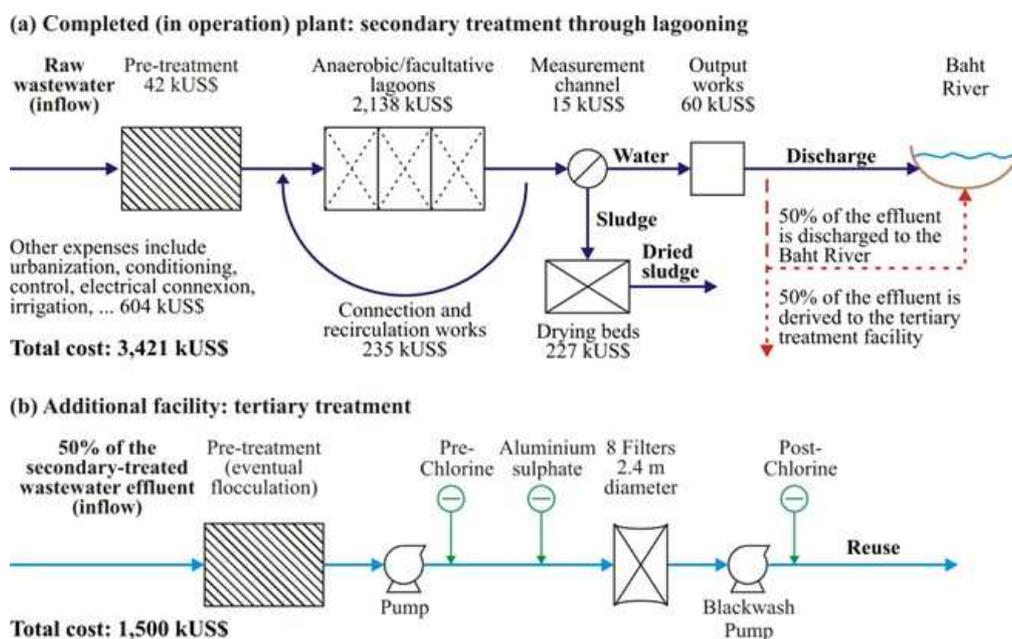


Figura 4. Esquema operativo básico de la planta de tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Sidi Slimane, que muestra (a) la unidad completa (en funcionamiento) para tratamiento secundario mediante lagunaje para cumplir con los estándares de la regulación marroquí y (b) una unidad adicional para tratamiento terciario para cumplir con las normas más restrictivas. estándares de los mercados de destino internacionales. Los gastos están expresados en miles de dólares.

Alrededor del 50% del efluente de aguas residuales con tratamiento secundario, es decir, 10 000 m³/día, podría tratarse adicionalmente con tecnología terciaria (Figura 4b). El costo de esta unidad de tratamiento es de alrededor de 1,5 millones de dólares estadounidenses por 12 horas de funcionamiento (833 m³/hora), a lo que se debe sumar el costo de los 200 a 250 KWh de energía eléctrica adicionales. El precio del agua residual tratada terciaria sería de 0,06 US\$ por m³ debido al suministro eléctrico y 0,08 US\$ por m³ más por reactivos químicos y gastos de personal. El actual aumento de los precios de la energía podría modificar ligeramente estos gastos.

Como se deduce, el gasto adicional por líneas de tratamiento terciario no es privativo y puede asumirse en aquellos casos que supongan un especial riesgo para el medio ambiente y la salud humana. Téngase en cuenta que la viabilidad financiera no significa viabilidad económica porque el análisis económico debe incluir los gastos financieros (inversión y otros costos fijos y variables), así como los beneficios (la mayoría de ellos son intangibles a corto plazo) para el medio ambiente, la salud humana y las relaciones y negocios internacionales.

4 CAPÍTULO I.- DISCUSIÓN

4.1 VIABILIDAD Y NUEVAS TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO

Las agencias internacionales han fijado la reutilización de aguas residuales tratadas como objetivo para reducir la presión sobre las fuentes de agua convencionales, abordar los problemas ambientales y reforzar el sector primario de la economía en los países en desarrollo [18]. El bajo desarrollo tecnológico hace que estos países dependan de las regulaciones más restrictivas de los mercados de destino internacionales. Como se describió anteriormente, una tecnología de tratamiento de aguas residuales más eficiente que cumpla con los estándares internacionales no es privativa, pero las regulaciones inmaduras y permisivas actuales de estos países pueden limitar su implementación. Las soluciones técnicas óptimas deben enmarcarse en regulaciones basadas en el contexto climático, económico y cultural particular de un país, en paralelo con una adecuada toma de decisiones políticas. Como país emergente, la viabilidad financiera de Marruecos es lo suficientemente grande como para implementar tecnologías de tratamiento más eficientes. Sin embargo, las políticas marroquíes centradas únicamente en la escasez de agua y la eficiencia técnica pueden exacerbar las dimensiones de la pobreza o la desigualdad [73].

La información oficial sobre las plantas de tratamiento terminadas (en operación) y en progreso es clave para discutir la viabilidad de nuevas tecnologías de tratamiento de aguas residuales en Marruecos (Figura 5). Para ello, en enero de 2017 se accedió a la base de datos PWNOW y se recopilaron 49 proyectos (13 completados y 36 en progreso) en diferentes ciudades (Figura 5a). Los criterios interpretativos básicos fueron (i) habitantes como aproximación al volumen de aguas residuales gestionadas (Figura 5b) y (ii) tecnología de tratamiento implementada (Figura 5c).

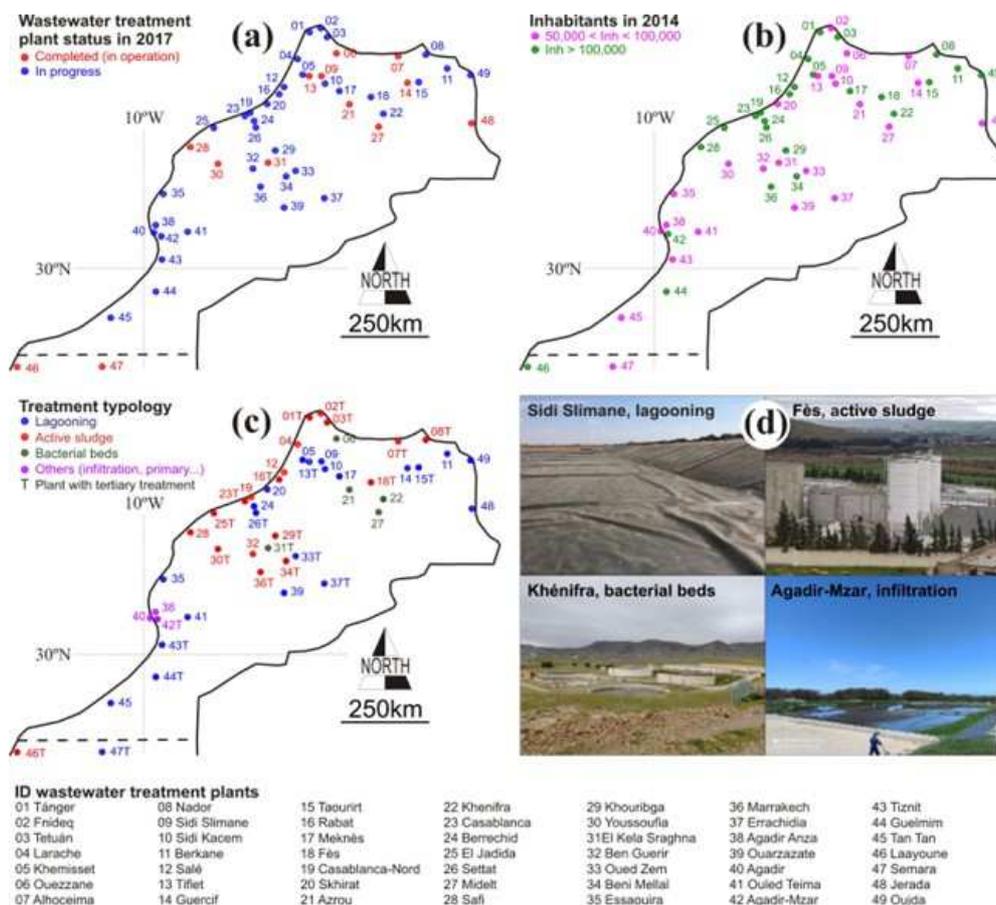


Figura 5. Plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas en Marruecos según la base de datos PWNOW (consultada en enero de 2017). (a) Plantas de tratamiento terminadas (en operación) y en progreso, como en la Figura 1d. (b) Clasificación de las depuradoras que atienden a los habitantes informada por el Alto Comisionado de Planificación de Marruecos [72]. (c) Clasificación de las plantas de tratamiento atendiendo a la tecnología de tratamiento implementada, identificando también aquellas plantas con tratamiento terciario operativo. (d) Fotografías que muestran tipología de algunas plantas de tratamiento.

Los lodos activos se utilizaron preferentemente en ciudades grandes y medianas como Casablanca (2,95 millones de habitantes), Tánger (1,97 millones), Rabat (0,32 millones), Tetuán (0,32 millones) e incluso Nador (0,16 millones). La laguna fue predominante en ciudades pequeñas y medianas como Meknès (0,63 millones), Berrechid (0,14 millones), Taourit (0,10 millones) y Sidi Slimane (0,09 millones) (Figura 5b-c). El uso preferible de fangos activos y lagunajes se justificó por el clima cálido en la mayoría de las ciudades costeras y centrales, la variabilidad en SS, el costo relativamente menor y la mayor

disponibilidad de tierra para humedales [4]. En ciudades medianas situadas en zonas montañosas con un clima invernal fresco, se implementaron principalmente lechos bacterianos. El tratamiento terciario estaba operativo sólo en seis ciudades, pero pronto se adoptará en ciudades más grandes como Rabat y Marrakech, aunque el volumen de tratamiento previsto sigue siendo muy bajo. Mientras tanto, la mayoría de las nuevas plantas que proyecta el PWNOW seguirán utilizando tratamiento secundario mediante lagunaje, con aireación forzada como máximo. En Rabat, las consecuencias de los vertidos de aguas residuales mal tratados que llegan a los acuíferos comprenden un aumento del nivel de las aguas subterráneas y el deterioro de los cimientos de algunos monumentos del patrimonio cultural mundial [74].

Algunos países en desarrollo con un contexto climático y socioeconómico similar han informado de problemas similares y soluciones incompletas [18,19,75,76]. Otros países emergentes como Jordania [14] y Túnez [4] han propuesto la descentralización, la elección de la tecnología de tratamiento óptima (incluidas lagunas/humedales y digestores anaeróbicos) y el uso de tecnologías de descarga cero como claves para el éxito a corto plazo, mientras se espera Políticas maduras encaminadas a implementar tratamientos terciarios sistemáticos.

4.2 TENDENCIAS NORMATIVAS EN LA REGULACIÓN MARROQUÍ

Una normativa marroquí actualizada debería considerar nuevos protocolos de tratamiento de aguas residuales adaptados al clima, la orografía, la densidad de población y el agua bruta utilizada para el abastecimiento urbano, dentro de nuevas políticas hídricas sostenibles para evitar impactos colaterales. Por ejemplo, bajo la actual estrategia de riego eficiente que se utiliza típicamente para la agricultura de riego, más agua implica inevitablemente que las tierras desnudas y las áreas dedicadas a cultivos de secano se transformarán en

nuevas superficies irrigables destinadas a cultivos comercializables. Se espera que la degradación de la tierra y los recursos naturales conduzca a una creciente desertificación, como se ha documentado en otros países del norte de África [75]. En el caso de promulgar una regulación más restrictiva, que también es deseable para el comercio internacional duradero de productos agrícolas, el tratamiento terciario de fracciones representativas de las aguas residuales debería ser obligatorio [4,59]. Si persiste la actual regulación, los tratamientos secundarios o combinaciones de diferentes técnicas para cumplir con los estándares de calidad de los mercados de destino ya son esenciales [4,14].

Como se mostró en secciones anteriores, el clima, la orografía y el ritmo de exportación de bienes agrícolas no determinan la política de estándares de calidad. Por el contrario, los estándares dependen del desarrollo tecnológico y cultural del país, como se puede deducir de regulaciones restrictivas similares de la UE, EE.UU., Israel y Japón (Figura 3). Por lo tanto, es crucial conocer los estándares asignados por los mercados de destino a las diferentes hortalizas antes de diseñar protocolos oficiales para eliminar contaminantes específicos que afectan la producción, incluso cuando las aguas residuales representan una fracción de la dotación total de agua de riego. Los protocolos deben aclarar los costos operativos del tratamiento de aguas residuales y la rentabilidad de la reutilización para estimar el costo de todo el sistema de tratamiento y reutilización. La política de producción de alimentos de Marruecos (el productor) debería implicar acuerdos a largo plazo con los mercados internacionales (los consumidores) para un comercio sostenible y duradero.

El importante vínculo comercial entre Marruecos y la UE requiere una atención especial. El primer reglamento marroquí sobre tratamiento de aguas residuales [49] se promulgó cuando ya se conocía el primer equivalente de la UE [60]. Las regulaciones marroquíes posteriores [53,54] no han adoptado ni las normas más restrictivas de la UE ni otras similares. El hecho de que Marruecos eligiera estándares diferentes probablemente se debe a la influencia de sectores tecnológicos y económicos que estaban dispuestos a probar tecnologías de

tratamiento básicas. Esto significa que la normativa dicta el marco tecnológico aceptable y, por tanto, las cuestiones técnicas específicas utilizadas en la práctica diaria. Actualmente, Marruecos planea aumentar el uso de aguas residuales para la agricultura de riego, pero la regulación más restrictiva de la UE (Figura 3) puede traer problemas en el futuro. A continuación, se analizan algunos fundamentos adicionales para una regulación actualizada.

Como se mostró en secciones anteriores, las permisivas normas marroquíes para el sodio, el cloro y el boro pueden traer consecuencias negativas para el agua, el suelo y los cultivos. Como ocurre en España y otros países del sur de la UE, las características hidrogeológicas de Marruecos pueden limitar el uso de aguas subterráneas de algunas formaciones geológicas ricas en boro para el abastecimiento urbano. Los subproductos de la desinfección para eliminar la materia orgánica, la desalinización para reducir el sodio y el cloro, el postratamiento para la eliminación del boro y la corrección de la alcalinidad pueden ser acciones necesarias antes de utilizar aguas residuales para la agricultura de riego. El nuevo marco regulatorio también debería considerar estos protocolos bajo el actual marco de precios crecientes de la energía.

Otro ejemplo que muestra la necesidad de una nueva regulación surge de la combinación de técnicas de estratificación de múltiples suelos y filtros de arena probadas por Latrach et al. [59]. Esta combinación básica proporcionó efluentes que contenían 10 coliformes totales EXP 5,49/100 ml. Esta cifra es válida según los estándares de calidad marroquíes para las categorías B y C de calidad del agua de riego del reglamento de la UE, es decir, cultivos alimentarios producidos sobre el suelo sin contacto directo con agua recuperada. Sin embargo, esta misma cifra supera la categoría A de calidad del agua de riego del reglamento de la UE, es decir, cultivos alimentarios, incluidos los tubérculos, en contacto directo con agua regenerada. Esto significa que algunas hortalizas, especialmente los tubérculos, pueden no pasar los controles de calidad de la UE.

La oxidación avanzada puede ser un tratamiento alternativo destinado a reducir la carga contaminante de los efluentes, como se ha demostrado en otras regiones con legislaciones más restrictivas y clima similar al de Marruecos. La solarización y la biosolarización también son de interés para mineralizar la materia orgánica y algunos contaminantes en regiones con una insolación superior a 3000 h por año [76].

La regulación marroquí actualizada debería tener como objetivo reducir los riesgos ambientales y para la salud humana. En términos de garantizar ingresos basados en el comercio internacional duradero de productos agrícolas, se deben utilizar como guía los estándares de calidad de los mercados de destino internacionales más restrictivos.

En Marruecos, el cambio climático y la degradación de la tierra y los recursos naturales —en particular los recursos hídricos— pueden acelerar la desertificación. Se necesitan nuevas formas de gestión de los recursos hídricos estableciendo estándares más altos para las fuentes de agua no convencionales que finalmente ingresan a los sistemas naturales. En particular, la reutilización de aguas residuales tratadas para la agricultura de riego se beneficiaría de una regulación actualizada que promoviera tratamientos terciarios destinados a reducir los riesgos agroeconómicos, ambientales y para la salud humana en el futuro cercano. La regulación también debería promover una mayor reutilización de las aguas residuales tratadas, ya que la baja tasa actual depende más del contexto cultural que de cuestiones tecnológicas o económicas.

CAPÍTULO II.- CUMPLIMIENTO DE LAS NORMAS DE CALIDAD DEL AGUA EN CAUCES DE AGUA MARROQUÍES APTOS PARA USO AGRÍCOLA

1 CAPÍTULO II.- INTRODUCCIÓN

El área mediterránea es una de las regiones del mundo donde la sostenibilidad de las fuentes convencionales de agua corre más peligro, como reflejan los escenarios futuros próximos de cambio climático, crecimiento demográfico y migraciones, expansión de las zonas urbanizadas, agricultura y contaminación [6-8]. La región debe hacer frente a los retos que plantea el aumento de la demanda de agua debido a la creciente presión demográfica y a la irregularidad cada vez mayor de los regímenes de precipitaciones. Por ejemplo, los escenarios climáticos para un futuro próximo indican que las precipitaciones disminuirán entre un 10% y un 30% durante las estaciones secas [9], lo que aumentará la duración de los periodos de no recarga de los acuíferos [10,11] y disminuirá el almacenamiento de los embalses [13].

Aunque el reto de satisfacer la demanda de agua es similar en toda la zona mediterránea [14] y en países como Marruecos, Palestina [15] o Túnez [16], las soluciones difieren entre los países desarrollados del sur de Europa y los países en desarrollo del norte de África. Normalmente se adoptan dos estrategias complementarias para satisfacer el crecimiento de la demanda de agua: (i) la aplicación de políticas de gestión sostenible de las fuentes de agua convencionales; o (ii) la producción de fuentes de agua no convencionales adicionales. En función del nivel de desarrollo económico, los países pueden

combinar ambas técnicas o enfrentarse a más dificultades debido a las limitaciones económicas [4,17].

En los países del norte de África, la aplicación de políticas de gestión sostenible de las fuentes de agua convencionales para hacer frente a la creciente demanda urbana y agrícola es un objetivo deseable. En muchas zonas de regadío densamente pobladas, el uso de fuentes de agua no convencionales como la reutilización de aguas residuales [19-21] y la desalinización [22,24,25] representa una solución parcial para hacer frente a las necesidades de cantidad y calidad del agua, generalmente haciendo uso de políticas energéticas subvencionadoras (de carburantes de combustibles fósiles, de precios de energía, etc.) [26]. Sin embargo, estas fuentes de agua no convencionales siguen siendo minoritarias en comparación con las convencionales. Adicionalmente, las normativas relativas al tratamiento de las aguas residuales antes de su vertido directo (o deficientemente tratado) en los cursos de agua también han provocado un aumento alarmante de los niveles de contaminantes de los ríos y de los acuíferos conectados hidráulicamente [77].

Marruecos es un país emergente del norte de África donde la población y la agricultura de regadío comercializable han aumentado en las últimas décadas [78]. La combinación de las políticas de gestión del agua, las normativas relativas al tratamiento de las aguas residuales antes de su vertido y el cambio climático han provocado una disminución de la cantidad y calidad de las fuentes de agua convencionales [79]. Como consecuencia de esto, muchas regiones están experimentando, en los últimos años, uno de los episodios de escasez de agua más graves de su historia, caracterizado por una disminución de las precipitaciones y una reducción drástica del almacenamiento de agua en embalses y acuíferos. Esta prolongada escasez tiene importantes repercusiones en la agricultura, pero también en el abastecimiento urbano de agua. Además, el aumento de las temperaturas ha exacerbado la evaporación, con consecuencias para la disponibilidad de las aguas superficiales y subterráneas en lo que se refiere a la disminución de los almacenamientos y la pérdida de calidad.

En Marruecos, la primera normativa sobre tratamiento de aguas residuales fue establecida por el Plan Director Nacional de Saneamiento Líquido «Schéma Directeur National de l'Assainissement Liquide» en 1998. El Proyecto del Programa Nacional de Saneamiento Rural actualizó esta normativa en 2013. Los parámetros legales para el tratamiento de aguas residuales se han enmarcado progresivamente en la Ley de Aguas de 1995 (nº 10-5 «Loi des eaux, Dahir nº 1-95-154 du 18 rabii 1416 - 16 août 1995». Diario Oficial 4325 de 20 de septiembre de 1995), los Planes Nacionales mencionados y las Normas de Calidad del Agua de Riego. nº 1276-01 du 10 chaabane 1423 (17 octobre 2002). La Oficina Nacional del Agua Potable («Office National de l'Eau Potable»), que se convirtió en la Oficina Nacional del Agua y la Electricidad - Subdivisión del Agua («Office National de l'Eau et de l'Electricité - Branche eau») en 2015, es el organismo encargado de este proceso. De forma complementaria, en 2006 se promulgó una nueva legislación para establecer normas de cantidad y calidad de los vertidos de aguas residuales, como un decreto que regula las fugas, los caudales, los vertidos y los depósitos directos o indirectos en las aguas superficiales y/o en las masas de agua subterráneas (Décret 2-04-553-BO-5292-17/02/2005 Relative aux Echarges, Flux, Déchets, Dépôts directs ou indirects dans les eaux superficielles ou souterraines. Boletín Oficial - «Journal Officiel», en francés) 5292, 17/02/2005) y una orden por la que se fijan límites específicos para los vertidos domésticos (Arrêté 1607-06-BO-5448-17/08/2006 Bulletin Officiel nº 5448 du 17/08/2006. Decreto conjunto del Ministro del Interior, del Ministro de Ordenación Territorial, Agua y Medio Ambiente y del Ministro de Industria, Comercio y Valorización de la Economía nº 1607- 06 de 29 joudada II 1427 - 25 de julio de 2006 - Fijación de valores límite específicos para los vertidos domésticos - Bulletin Officiel nº 5448 du 17/08/2006).

En comparación con Marruecos, la reglamentación equivalente de la Unión Europea está fijada principalmente por la Directiva 91/271 en lo que se refiere a los valores máximos de vertido a los cursos de agua a la salida de la estación depuradora. Además, en 2020 se promulgó el Reglamento 741 sobre los requisitos mínimos para la reutilización del agua en los Estados miembros de

la UE en el que se recogen algunos valores que difieren de forma sustancial de los marroquíes.

El sector agrícola marroquí se enfrenta a notables retos relacionados con las políticas de gestión del agua para combatir la escasez de agua, entre las que se incluyen el ahorro de agua y otras medidas destinadas a reducir la masa de contaminantes vertidos a ríos y acuíferos [80]. En la actualidad, Marruecos está experimentando cómo el deterioro de la calidad del agua se ha convertido en un problema mayor que la propia disponibilidad de agua. Los procesos subyacentes a esta problemática de la calidad del agua son similares a los registrados en otras regiones mediterráneas, así como las soluciones o vías para invertir las tendencias negativas. Las soluciones no dependen sólo de reducir la sobreexplotación de fuentes convencionales como las aguas subterráneas o de construir más embalses, sino de políticas de depuración eficaces dirigidas a reutilizar y minimizar el impacto de los vertidos directos de aguas residuales urbanas a los cursos de agua, así como de reducir otros impactos humanos, como el uso excesivo de fertilizantes y agroquímicos en la agricultura [81]. Una consecuencia de ello, en las últimas décadas, han sido ríos y acuíferos con altos niveles de fondo de contaminantes, que apenas alcanzan, o no alcanzan, los estándares de calidad de la normativa marroquí y europea para abastecimiento humano y uso agrícola (Estándares de Calidad para Aguas de Riego, Marruecos, Directiva 91/271/CEE del Consejo), incluso durante los periodos más húmedos donde se supone que la dilución de contaminantes es mayor [82].

Además de las políticas relativas a la gestión de los recursos hídricos y de las aguas residuales, se analizan otros factores, relacionados con la geomorfología física de la cuenca (pendiente de los cursos de agua, longitud de su cauce...), la hidrología, o la geografía humana y su distribución en la cuenca, que influyen en el nivel de los vertidos y su reutilización, así como en la dilución.

Para documentar el estado de calidad de los cursos de agua que abastecen a algunas de las ciudades más pobladas de la región, se analizan los datos químicos recogidos en varias estaciones de análisis para el seguimiento periódico del estado químico y la medición continua del caudal en las cuencas hidrográficas del río Bouregreg, en el este de Marruecos. Para ello, se analiza la influencia del régimen hidrológico en los parámetros de contaminación, diferenciando las zonas con y sin tratamiento de aguas residuales urbanas. Se han considerado otras circunstancias que determinan el nivel de contaminantes (pendiente de la cuenca, superficie aguas arriba, longitud del curso de agua, población aguas arriba e instalaciones de depuración de aguas residuales con diferente rendimiento), como las propuestas por Llamas et al. [83] o por Bonnière et al [84], para el vertido de efluentes de aguas residuales. Queda fuera del alcance de este trabajo la implementación de herramientas numéricas para la modelización del régimen hidrológico de estas cuencas, ya que esta tarea ha sido resuelta con éxito en numerosos trabajos científicos [85-87]; El análisis en profundidad de estas preocupaciones ha considerado también el análisis retrospectivo de los principales hitos de calidad del agua, incluyendo la regulación que ha conducido a actuaciones prácticas como la depuración de aguas residuales urbanas.

Las ecuaciones que rigen la dilución muestran que la naturaleza química de los vertidos aguas arriba de una estación de aforo puede deducirse mediante balances hídricos y de masa de un soluto determinado. Esto permite prever la contaminación esperada en función del caudal del río, ya sea en el estado seminatural actual (predominio de los cultivos de secano), en escenarios de cambio climático (menos precipitaciones y menos escorrentía), en escenarios de cambio de uso del suelo, por ejemplo agricultura intensiva con alta eficiencia de riego (bajo rendimiento) que detrae una cantidad más o menos estable de escorrentía, y escenarios de cambios demográficos o cambios en los sistemas de depuración. Otro uso de este modelo es predecir la influencia de la reducción de las concentraciones de aguas residuales, como se muestra en este trabajo.

Como se explicó en el apartado de objetivos generales, el objetivo específico de la presente investigación es: por un lado, analizar la influencia de distintos factores de la cuenca (cuenca vertiente, situación relativa del cauce, población aguas arriba), y así estudiar la existencia o no de depuración cercana, etc. en la calidad de las aguas, utilizando distintos enfoques (clusters puntuales, análisis de varianza, balances de dilución). Para alcanzar el objetivo previsto, se realiza un estudio hidrológico, en el que se propone un modelo matemático. Por otro lado, proponer una relación, a través de una ecuación, que permita comprobar la influencia de los parámetros de contaminación sobre la calidad del agua en un punto determinado y así dar un método sencillo para evaluar la influencia de las restricciones normativas sobre la calidad del agua en un entorno con poca información. En otras palabras, como consecuencia del estudio, se propondrá una ecuación modelo que se analizará en un análisis de sensibilidad.

2 CAPÍTULO II. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 METODOLOGÍA

El documento se organiza como sigue: la sección 2.2 presenta las directrices del área de estudio. La sección 2.3 conceptualiza los métodos de estudio de aproximación e introduce las formulaciones hidrológicas y matemáticas básicas. La Sección 2.3.3 describe el funcionamiento del modelo, y posteriormente se discuten los resultados y se avanzan las principales conclusiones. Para ello, el proceso seguido es el siguiente:

- En primer lugar, se muestran los caudales en 4 estaciones de aforo situadas en la cuenca objeto de estudio, frente a las precipitaciones de la estación pluviométrica y la Oscilación del Atlántico Norte (NAO).

- En segundo lugar, se muestran los diferentes parámetros de contaminantes biológicos y químicos en varias estaciones de muestreo en los cursos de agua dentro de la zona de estudio (cuenca del Bouregreg), mostrando en el gráfico cómo se comparan estas muestras con los límites legales para las aguas residuales en Marruecos, u otras normas (en este caso, los límites de la Unión Europea).

- A continuación, se realiza un análisis de varianza para comprobar si el valor p es representativo. Se considera representativo un valor p inferior a una desviación típica de la distribución normal. Los resultados se discuten tanto para los valores biológicos como para los químicos.

- En cuarto lugar, se aplica el modelo de ecuaciones presentado en esta tesis. Para ello, se siguen dos pasos: en primer lugar, se ajusta la ecuación en el sentido de obtener el parámetro de concentración del agua residual a partir de los datos analíticos en las estaciones, para ver si el modelo arroja valores congruentes; a continuación, se aplica el modelo para obtener valores esperados de concentración del agua en los cauces, para los distintos parámetros, a partir de valores de caudal (datos de aforos medios mensuales a lo largo de los años de este siglo), valores de población (procedentes de censos), dotaciones a lo largo del tiempo, y aplicando las ecuaciones presentadas.

- Como complemento a lo anterior, se presenta un análisis de sensibilidad que muestra qué ocurriría si los valores de contaminación de las aguas residuales se redujeran por debajo de los establecidos por la normativa, algo que puede servir para evaluar el impacto que podrían tener las medidas legislativas.

2.2 ZONA DE ESTUDIO

2.2.1 Localización y Clima

Las cuencas hidrográficas del río Bouregreg (BRW) están situadas a 5,4 y -6,8°O y 32,8 a -34°N, y representan la parte noreste de la cuenca del Bouregreg. Nace en las montañas del Atlas Medio a una altitud de 1627 m en Jebel Mtourzgane y Grou, y el 50% de la superficie se sitúa a altitudes comprendidas entre 500 y 1000 m. La cuenca está formada por una combinación de mesetas monótonas, gargantas profundas y cuencas divididas por crestas escarpadas en una superficie de 9656 km² en el lado húmedo occidental del país. El arroyo Bouregreg sigue una dirección general recta SE-NO y se extiende a lo largo de 240 km (Figura 1e). Los últimos 23 km del curso inferior del Bouregreg terminan en un estuario parcialmente desarrollado [86].

Administrativamente, la zona de estudio ocupa total o parcialmente las provincias de Rabat-Salé-Kenitra, Fez-Meknes y Beni Mellal-Khénifra. Los datos fisiográficos e hidrológicos básicos de las cuencas se resumen en la Tabla 1, según El Aoula et al. [86], y Brouziyne et al. [88].

Tabla 4: *Datos sobre la cuenca del Bouregreg. Datos fisiográficos e hidrológicos básicos de las cuencas del río Bouregreg (BRW).*

Cuenca	BRW
Superficie, km ²	9.656
Longitud del Cauce Principal, km	240
Máxima elevación, m a.s.m.	1627
Precipitación media anual ^a , mm·año ⁻¹	400-760
Desviación típica de la precipitación media anual ^b , mm·año ⁻¹	100
Caudal de Avenida medio anual ^c , m ³ ·d ⁻¹	40
Población	2,5x10 ⁶

^a — *datos sobre el periodo 1990–2005, según Brouziyne et al., 2020 [88]. y El Aoula et al., 2021[86].*

^b — *datos sobre el periodo 1990–2005, según Brouziyne et al., 2020 [88].*

^c — *datos sobre el periodo 200 -2023, según estación de aforo en Aïn Aouda de la Agence du Bassin Hydraulique du Bouregreg, 2024.*

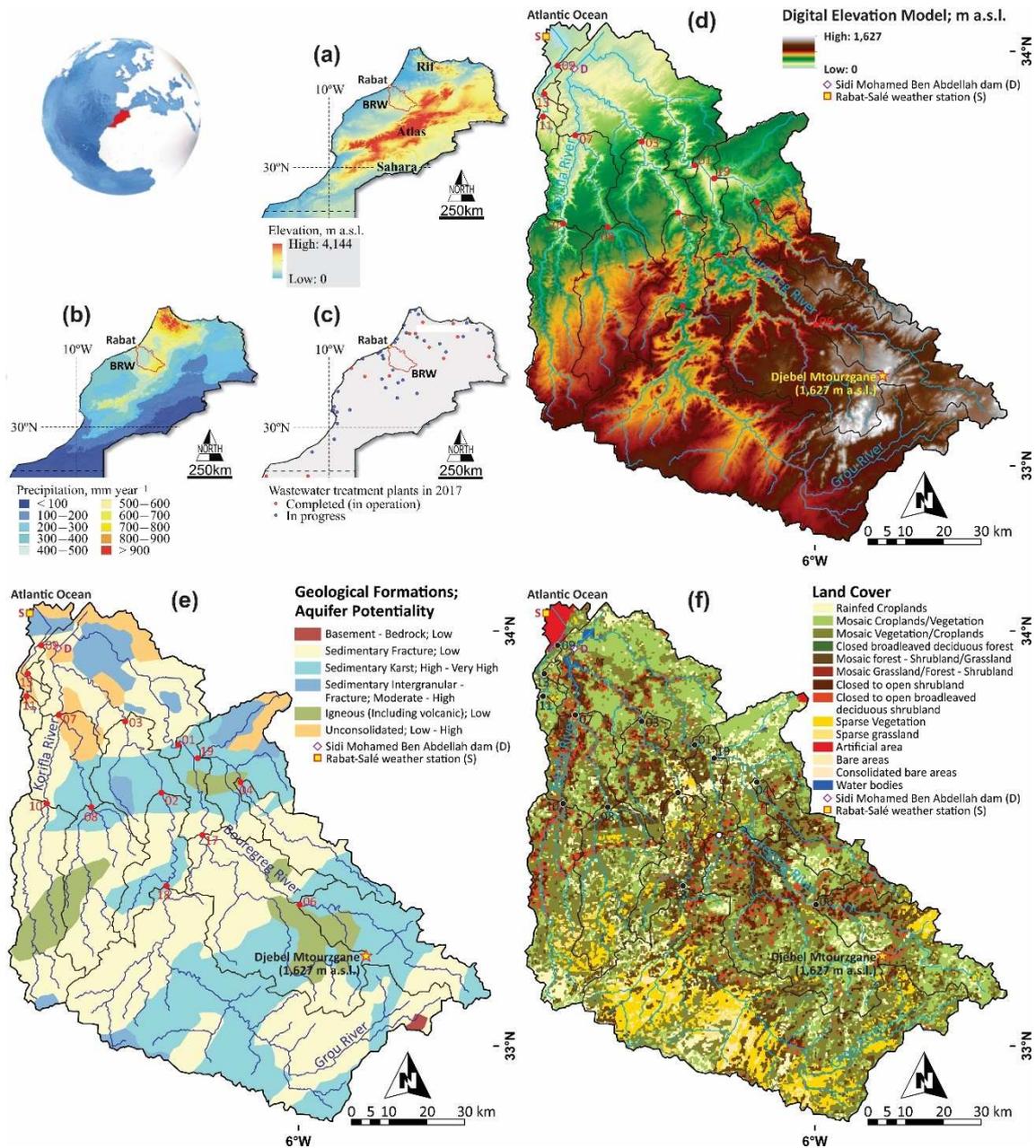


Figura 6. Datos geográficos, climáticos e hidrogeológicos de la zona de estudio. Localización de la cuenca del río Bouregreg (BRW) en el este de Marruecos, mostrando los mapas regionales (a) de elevación y (b) de precipitación modificados a partir de Gourfi et al. (2020), y (c) las plantas de tratamiento de aguas residuales actualizadas a partir de Ortega-Pozo et al. (2023) según la base de datos de la Oficina Nacional de Agua y Electricidad - Subdivisión de Agua (PWNOW) del Gobierno de Marruecos (consultada en enero de 2017). (d) Discretización espacial del BRW utilizando el Modelo Digital de Elevación (DEM) de 250 m de resolución de la NASA Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM) (<https://data.humdata.org/dataset/morocco-elevation-model>). (e) Comportamiento hidrogeológico de las formaciones geológicas (potencialidad acuífera) de la BRW, según el Proyecto de Atlas de Aguas Subterráneas

de África (escala 1:5.000.000) (<https://www2.bgs.ac.uk/africaGroundwaterAtlas/downloadGIS.html>). (f) Cubierta terrestre del BRW según el Global Land Cover-SHARE (GLC-SHARE) de 30 segundos de arco de resolución (<https://data.apps.fao.org/catalog/iso/fad3f475-8973-463f-b56a-e6b6535c1db5>). En (d) a (f), se indica la cuenca que contribuye a cada estación de aforo según el cuadro 6, la estación meteorológica de Rabat-Salé y otras características y lugares citados en el texto.

Según la clasificación de Köppen [43], la zona presenta un «clima mediterráneo cálido-veraniego (Csa)» (Figura 1c) y una distribución bimodal de las precipitaciones [45]. La mayor parte de la precipitación (P) se produce durante el otoño y la primavera con eventos erráticos de alta heterogeneidad espacio-temporal. Se han documentado eventos extremos de precipitación de más de 50 mm por día. En invierno predominan los vientos fríos del norte, mientras que en verano se producen vientos secos del este [44]. La media anual de P se sitúa en torno a los 400 mm (Figura 1b), con un coeficiente de variación de 0,45 en el periodo 1973-2011. La precipitación sigue un gradiente decreciente de oeste a este y de norte a sur controlado por la entrada de frentes nubosos atlánticos y la elevación, respectivamente [44,45]. La temperatura media anual ronda los 19,5°C, con mínimas en enero y máximas en agosto; la amplitud diaria puede alcanzar los 30°C. La insolación es alta, con más de 3.500 horas al año en lugares bajos. La evapotranspiración potencial (E) media anual es de unos 1.500 mm. La relación media diaria E:P se sitúa en torno a 0,2, oscilando entre 0,1 en la estación seca de verano y 0,3 en la estación húmeda de primavera; estos valores son indicativos de una condición climática árida [89].

Siguiendo a Brouziyne et al [88], el extremo occidental de la cuenca recibe una precipitación acumulada global de 500 mm con una temperatura media anual de 18°C, lo que convierte a esta zona en una región de clima subhúmedo. La parte central de la cuenca se considera una región semiárida y recibe una precipitación anual inferior a 400 mm con una temperatura media anual de 18°C. La zona sureste está bajo influencia continental, con una precipitación acumulada de 400 mm y una temperatura media anual de 15°C, lo que la clasifica

como árida. El extremo noreste de la cuenca, la meseta de Oulmès, es una zona montañosa subhúmeda que se clasifica como árida. El Oulmès es una zona montañosa subhúmeda que recibe generalmente más de 600 mm de precipitaciones, con una temperatura media anual de 15°C.

El potencial anual de recursos hídricos de la cuenca del Bouregreg es de 720 millones de m³, procedentes en su mayoría de aguas superficiales (más del 90%). La presa de Sidi Mohamed Ben Abdellah, situada unos kilómetros aguas arriba de la desembocadura de la cuenca, tiene una capacidad de 1.500 millones de m³ y garantiza entre 250 y 450 millones de m³ de agua potable y saneamiento para la ciudad de Rabat y todas las zonas urbanas circundantes. La afluencia de agua a la cuenca está estrechamente ligada al régimen pluviométrico, que es muy poco uniforme debido a la variación entre los periodos de crecidas (de diciembre a abril) y la estación seca.

La red de arroyos de la cuenca del Bouregreg está bastante desarrollada y se organiza en torno a tres ríos principales: Korifla, Grou y Bouregreg. Los dos ríos principales (Bouregreg y Grou) nacen en la misma zona, M'riret, situada en la base de las montañas del Atlas Medio.

2.2.2 Entorno geológico e hidrogeológico

La zona de estudio comprende formaciones del Terciario tardío y del Cuaternario (especialmente en las zonas más bajas y cercanas a la costa, es decir, la parte inferior de la cuenca), algunas pequeñas formaciones terciarias y una extensión paleozoica más amplia. Las rocas del basamento paleoproterozoico se limitan a la zona centro-occidental de los *inliers* del Anti-Atlas, incluyendo las zonas de Kerdous, Bas Draa, Tagragra y Zenaga. Se trata de esquistos supracrustales y migmatitas intruidas por diversos granitoides ebúrneos.

Desde el punto de vista hidrogeológico, esta zona se caracteriza por la ausencia de bases geológicas susceptibles de crear grandes acuíferos de agua. Cerca del 85% de la superficie total está compuesta por terrenos con escasa capacidad de almacenamiento de agua de lluvia; su textura y estructura no favorecen la infiltración ni la acumulación de aguas subterráneas. Las cuencas de los ríos Bouregreg y Chaouia contienen cuatro grandes acuíferos: Berrechid y Chaouia costero (cuenca de los ríos Chaouia) y Temara y Should (cuenca del río Bouregreg), como se muestra en la figura 6f, pero no importantes en la cuenca del río Bouregreg.

La cuenca de estudio presenta sustratos geológicos clasificados principalmente como materiales de baja permeabilidad y almacenamiento, es decir, predominan las condiciones para generar escorrentía superficial.

2.2.3 Uso del suelo y agricultura

En cuanto al uso del suelo, las tierras desnudas y los bosques de robles cubren, respectivamente, el 14% y el 24% de la superficie total de la cuenca estudiada. La actividad agrícola (28%) es muy importante, y los cultivos dominantes son los cereales, el olivo y las leguminosas (habas), así como parcelas más pequeñas donde se cultivan algunas hortalizas de regadío y viñedos. Los pastos y pastizales (30%) se distribuyen por toda la cuenca, ya que la ganadería es una actividad económica importante en la zona [42].

2.2.4 Población y uso urbano del agua

La cuenca del Bouregreg cuenta con una población superior a los 2,4 millones de habitantes, localizados principalmente en las grandes ciudades

situadas junto a la costa (Rabat, Temara...). La tabla 2 muestra la población (en 2014) de los principales «círculos» administrativos de la zona, además de Rabat.

Tabla 5: Población en los principales distritos aguas arriba (Haut Commissariat au Plan, Recensement 2014).

ID	Distrito censal	Población	ID	Distrito censal	Población
1	Oulmès	7.561	8c	Sidi Yahya Zaer centre	10.006
1c	Oulmès centre	11.145	9	Tamesna	2.729
2	Tiddas	6.527	10	Ait Belkacem	4.466
2c	Tiddas centre	3.520	11	Moulay Driss Aghbal	5.043
3	Maâziz	2.601	12	Jemaat Moul Blad	5.619
3c	Maâziz centre	8.901	13	Brachoua	12.025
4	Laghoualem	12.219	14	Aïn Aouda	49.794
5	Ezzhiliga	11.573	15	Oumazza	5.990
5c	Ezzhiliga centre	3.857	16	Temara	312.828
6	Marchouch	11.051	17	Rabat	577.827
7	Rommani	12.297	18	Salé	982.163
8	Sidi Yahya Zaer	1.665			

La dotación de agua urbana ha aumentado gradualmente desde 1970. Históricamente, la gente tenía que ir a buscar agua a pozos abiertos particulares en las casas tradicionales marroquíes y a fuentes públicas. En la década de 1970, la dotación de agua se estimaba en unos 25 litros por habitante y día [90,91]. Esta cifra aumentó hasta 30 litros por habitante y día cuando llegó la electricidad en la década de 1990 y se implantó un sistema de tuberías primarias para suministrar agua a los hogares. En la década de 2000, la «Office National de l'Eau et de l'Electricité» estimó en unos 75 litros (años 90) por habitante y día la dotación de agua.

2.2.5 Estaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas

La tabla 6 muestra las principales plantas de tratamiento de aguas residuales de la cuenca de Bouregreg y Chaouia. Las tecnologías de estas EDAR, como se muestra en la Tabla 6c, son principalmente de lagunaje, generalmente natural (también aireado), una tecnología sencilla cuando se dispone de espacio, pero con limitaciones de rendimiento debido a la escasa

potencia de aireación. Dentro de la cuenca, aguas arriba de las principales ciudades (que se encuentran en las proximidades de la costa), la densidad de población es baja y no existen plantas de tratamiento de aguas residuales, que vierten directamente en los cursos de agua.

Tabla 6a: Localización de puntos de estudio de análisis

ID	Punto de análisis	Tratamiento de aguas cercano	Longitud	Latitud	Altitud (m)
S01	Lalla Chafia	sin	-6.39	33.71	200
S02	Tsalat	sin	-6.03	33.33	650
S03	Sidi Mohamed Cherif	sin	-6.63	33.55	300
S04	Oued Tanoubert	sin	-6.33	33.67	200
S06	Aquibat Azziyar	sin	-6.54	33.91	120
S10	Oued Akrach	sin	-6.82	33.81	190
S15	Feddan Taba	sin	-7.19	33.57	140
S17	Oued Nfifih aval décharge	sin	-7.28	33.65	40
S18	Oujete Haboub-Oued Grou	sin	-6.25	33.11	560
S19	Oued Ksiksou	sin	-6.05	33.17	800
S05	Chikh Reghig	con	-6.96	33.85	60
S07	Skhairat	con	-7.06	33.80	60
S08	Aval confluence Oued Krifla et Oued Mediour	con	-6.73	33.77	140
S09	Aval confluence Oued Akrach et Oued Bouregreg	con	-6.79	33.93	20
S11	Aval oued Ykem	con	-7.00	33.89	10
S12	Bassin des lixiviats traités	con	-6.82	33.87	180
S13	Sidi Hajja	con	-7.42	33.54	160
S14	Oued Maleh	con	-7.40	33.63	20

S16	Confluence Bouaassila-Oued Zamrine	Oued con	-7.20	33.40	160
-----	---------------------------------------	----------	-------	-------	-----

Tabla 6b: Localización de puntos de estudio de aforo y datos.

ID	Estaciones de aforo	Long.	Latitud	Caudal de Avenida medio mensual (m ³ /s)	Desviación típica (m ³ /s)
GS02	Tsalat	-6.03	33.33	21.38	25.09
GS10	Aïn Loudah	-6.76	33.55	10.42	11.25
GS18	Ouljet Haboub	-6.25	33.11	40.79	37.12
GS03	Sidi Mohamed Cherif	-6.63	33.55	7.51	7.54

Tabla 6c: Localización de plantas de tratamiento de aguas residuales y datos.

ID	Plantas de tratamiento de aguas residuales	Longitud	Latitud	Efluente (invierno 2019, m ³ /d)	Efluente (verano 2019 m ³ /d)
T1	Benslimane – lagunaje natural	-7.15	33.64	4246	n.d.
T2	Ben Hamed – lagunaje natural	-7.26	33.07	325	180
T3	El Gara – lagunaje natural	-7.25	33.28	1057	889
T4	El Menzeh – lagunaje natural	-6.85	33.86	119	122
T5	Skhirate – lagunaje natural	-7.09	33.83	2677	4460
T6	Bouznika – lagunaje natural	-7.18	33.79	5239	5570
T7	Laayoune – filtros de lechos de juncos	-7.07	33.68	182	40

En esta tesis se analiza, entre otros factores, la existencia o ausencia cercana de plantas depuradoras de agua, por lo que se analiza su influencia, como un factor más, en la contaminación de los cursos de agua. De esta forma, se pretende comprobar si los cursos de agua donde hay depuradoras cercanas

presentan diferencias estadísticamente significativas con el resto. No se tienen en cuenta otros parámetros, como el nivel de concentración de los vertidos (es decir, puede haber tratamiento, pero no de todos los vertidos), ni los caudales tratados, etc.

Para tomar más datos de muestreo, se han incluido también datos del río Chaouia en el muestreo de puntos, así como en el análisis ANOVA, aunque la modelización hidrológica sólo concierne a la cuenca de Bouregreg.

2.3 MÉTODOS

La metodología para identificar el grado de contaminación debida a fuentes urbanas en cuencas hidrográficas relaciona el contenido de determinadas sustancias químicas típicamente originadas en zonas urbanas con la población existente y el caudal generado aguas arriba del punto de observación. Con este procedimiento se pretende (i) calificar tentativamente (y prever) la calidad del agua para usos humanos y/o agrícolas y (ii) dilucidar el grado global de depuración de las aguas residuales urbanas llevada a cabo aguas arriba del punto de observación. Combinando la concentración de una determinada sustancia asociada al caudal medido (o modelizado) en una estación de aforo, se puede evaluar la carga contaminante media producida por todos los vertidos urbanos y si cumplen la normativa en la cuenca aguas arriba estudiada. Esta evaluación cualitativa es de interés porque no requiere un esfuerzo adicional de modelización, puede ser ejecutada por personal técnico local para definir tendencias temporales, y es intuitiva como sistema de alerta temprana para identificar riesgos para la salud humana y el medio ambiente, por ejemplo sobre espacios naturales.

2.3.1 Datos compilados

2.3.1.1. Estaciones de aforo y otros parámetros hidrológicos.

Se han utilizado cuatro estaciones de aforo (Sidi Mohamed Cherif, Ouljat Haboub, Tsalat y Aïn Loudah), que obtienen datos instantáneos de caudal, normalmente en 3 mediciones diarias (cada 8 horas), aunque con variaciones algunos días. Las mediciones tomadas incluyen desde septiembre de 2000 hasta agosto de 2023. Se han tomado medias mensuales para laminar distorsiones puntuales.

Las mediciones se muestran frente a la serie de precipitaciones en la figura 7:

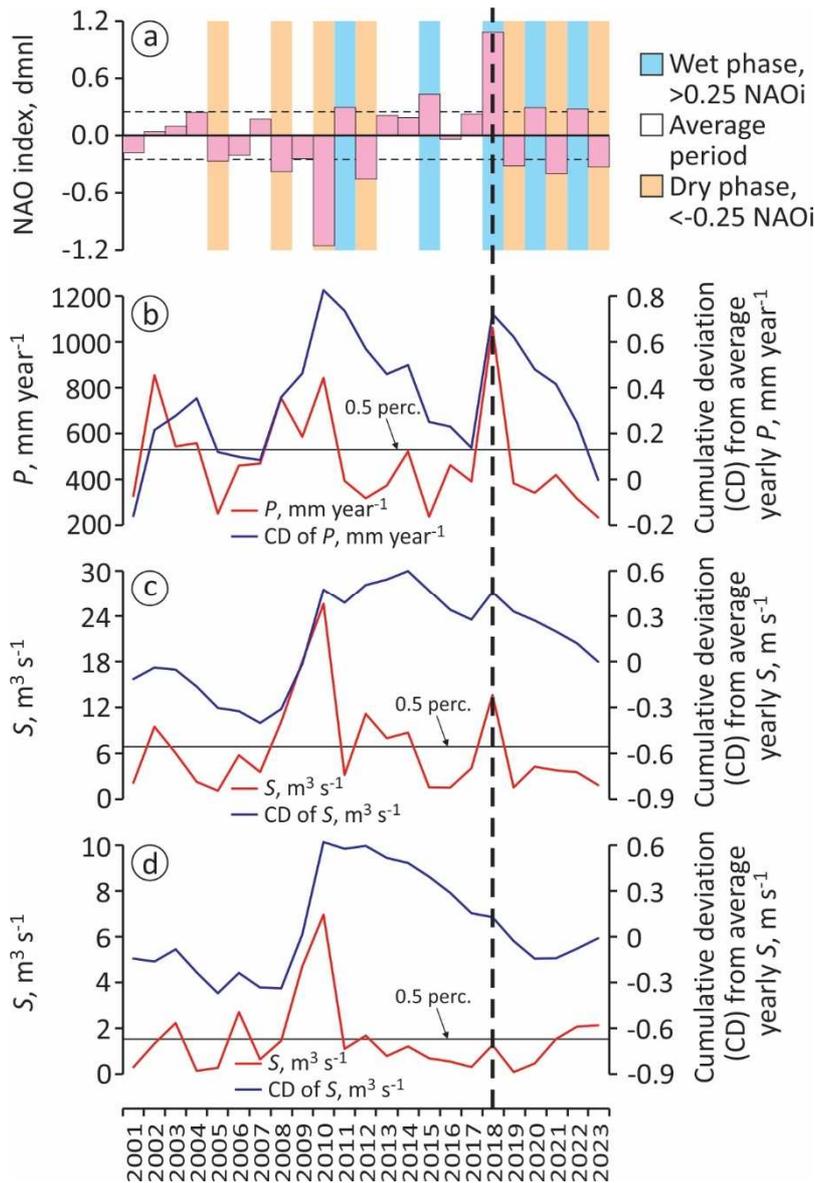


Figura 7. Series de precipitación y caudal. 2000-2023 en la zona de estudio. Para los años naturales 2001-2023 en la zona de estudio, (a) índice normalizado de la Oscilación del Atlántico Norte (NAO) [sitio web de la NAO: <http://www.cpc.ncep.noaa.gov/>]; (b) series temporales de precipitaciones anuales (P) y desviación acumulada (DC) de la media anual de P en la estación meteorológica de Rabat-Salé (ubicación en la Figura 6e), mm·año⁻¹; y (c) y (d) series temporales de caudales anuales (S) y DC de la media anual de S medida en las estaciones de aforo S20 (Ouljet Haboub) y S03 (Sidi Mohamed Cherif) (ubicación en la Figura 6 y descripción en la Tabla 6), m³·s⁻¹. Para (b) a (d), series temporales de caudales anuales y DC de la media anual de S medida en las estaciones de aforo S20 (Ouljet Haboub) y S03 (Sidi Mohamed Cherif) (ubicación en la Figura 6 y descripción en la Tabla 6), m³·s⁻¹. Para (b) a (d) se indican los percentiles 0,5 de las series de datos anuales. La línea vertical discontinua indica el año de estudio (2018).

La ubicación de las estaciones de aforo de caudales seleccionadas en la cuenca del río Bouregreg se muestra en la Figura 6e. Para el año natural estudiado 2018, los datos químicos de las campañas de muestreo en seco (julio-agosto) y en húmedo (febrero-marzo) se han recopilado a partir de los informes oficiales de la Autoridad de la cuenca hidrográfica del río Bouregreg (material solicitado bajo demanda) de las estaciones de análisis que se muestran en la tabla 7.

Además, la descripción de las depuradoras también se ha completado a partir de los informes oficiales de la Confederación Hidrográfica del Bouregreg (<https://abhbc.com>, consultado en 2020). Por otra parte, se han determinado otros parámetros hidrológicos, como la longitud relativa del canal, la altitud relativa del punto de control y la superficie de la cuenca frente a la superficie total, en soporte SIG.

Los puntos de control se han separado en función de si tienen cerca una estación depuradora de aguas residuales (con tratamiento) o ninguna estación depuradora de aguas residuales (sin tratamiento). La tabla 7 muestra los valores de los datos y las estaciones de aforo. La dispersión de los valores se justifica por la variabilidad del cauce y la diversidad de estaciones.

Parámetros contaminantes (mg/l)	Parámetros. físicos					Altitud (m)	Latitud	Longitud	Y Lambert	X Lambert	ID
	Turbidez (NTU)	Conductividad $\mu\text{S}/\text{cm}$	pH	Temp. agua $^{\circ}\text{C}$	Temp. aire $^{\circ}\text{C}$						
DBO ₅											
2.55	130	14260	8.3	27.7	28	200	33.7052113	-6.38685852	345650	408400	S1
<0.2	4.6	555	8.6	32.6	42	650	33.3300801	-6.02589909	303800	441600	S2
70.5	265	1775	8.05	27.2	33	300	33.548385	-6.62799838	328500	385850	S3
2.64	35	1535	8.2	32.6	35	200	33.6741880	-6.32888090	342161	413742	S4
197	300	1664	7.8	24	23	60	33.8474104	-6.95959069	362063	355564	S5
6.99	42.5	2500	8.38	27	25.5	120	33.9068461	-6.53895287	368150	394550	S6
0.771	12.8	2210	8.12	23	24	60	33.8036158	-7.05943829	357350	346250	S7
6.82	305	565	9.15	30.2	25	140	33.7671789	-6.73052147	352874	376642	S8
1.72	4.43	3260	7.7	24	26	20	33.930087	-6.78747944	371005	371608	S9
12.6	49.6	2010	8.05	28	32	190	33.809088	-6.82417903	357635	368033	S10
17.6	43.6	5130	8	27	24	10	33.8901380	-6.99867407	366855	352021	S11
146	213	3290	7.5	26	26	180	33.868338	-6.82233724	364202	368293	S12
1.82	27.1	6510	7.8	24.5	26	160	33.5373601	-7.42170113	328425	312150	S13
1.11	36.3	4280	7.83	23	25	20	33.6271966	-7.40336908	338351	314043	S14
1.7	67	3750	7.85	26.1	30	140	33.5659182	-7.19122833	331200	333600	S15
1.35	38.2	5300	7.65	27	30	160	33.3981789	--7.19935672	312618	332525	S16
<0.2	28.2	2420	7.5	25	28	40	33.645837	-7.28324856	340210	325220	S17
1.29	1400	525	8	25.4	21	560	33.1077334	-6.25367387	279300	420200	S18
1.79	47	450	8.4	25.9	31	800	33.1661199	-6.04640463	285634	439579	S19
120		12000									Límite Marruecos
25		3000									Límite UE

	Aniones (mg/l)						Cationes (mg/l)					Parámetros contaminantes (mg/l)					
	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	Cl ⁻	Mg ²⁺	Ca ²⁺	K ⁺	Na ⁺	NH ₄ ⁺	Fósforo Total	Nitr. Kjeldahl Total	O ₂	SS	DQO
	0.023	385	0	198	<0.221	0.044	5316	123	194	18	3251	<0.02	0.308	1.07	7.6	68	62.8
	0.042	58	24	165	<0.221	0.017	66.3	21.9	50.1	5.73	53.6	0.035	0.089	0.886	8.5	<3	<9.81
	2.12	66.3	0	763	<0.221	0.094	256	80.1	92.2	19.9	182	52.1	5.72	48.2	0	96	194
	1.99	193	0	445	32.5	50.2	226	63.2	124	12	150	20.3	2.91	21.8	7.2	25	63.4
	5.59	48	0	683	<0.221	<0.015	193	20.1	79.2	22.5	144	85.6	8.87	82.9	0	22	386
	0.035	82.5	0	159	<0.221	<0.015	663	41.9	56.1	6.58	437	0.022	0.146	1.42	6.5	39	54.7
	<0.02	224	0	311	3.27	0.028	418	77.5	152	4.63	215	<0.02	<0.05	0.634	7.5	7.9	29.3
	<0.02	50.9	30	79.3	3.73	3.84	124	23.1	42.1	4.98	67.5	0.391	0.312	1.27	8.75	24	125
	<0.02	152	0	195	8.97	3.61	958	72.3	75.2	20.8	575	3.45	0.055	5.37	6.74	7.2	43.4
	<0.02	123	0	403	<0.221	<0.015	379	72.9	126	3.61	188	<0.02	0.21	0.56	8	51	111
	4.41	89.3	0	726	<0.221	1.41	1257	36.5	104	0.77	819	49	4.76	48.2	3.2	51	102
	0.737	321	0	61	0.368	0.038	638	42.5	100	233	302	28	3.88	67.2	4.96	42	634
	1.49	265	0	592	22.5	4.58	1698	221	265	14.5	795	2.66	1.76	2.46	7.8	66	38.4
	0.053	165	0	390	18.2	0.125	995	130	170	4.2	513	0.082	0.101	<0.4	6.46	31	19.2
	0.029	392	0	421	18.3	0.536	797	168	175	3.67	430	0.118	0.061	0.522	6.5	39	32.6
	0.021	270	0	275	6.08	0.298	1430	145	168	7.67	812	0.054	0.041	0.713	7	57	28.1
	1.81	70.3	0	317	39.7	0.314	588	60.2	155	14.8	296	0.081	2.02	0.467	5.04	15	9.81
	0.042	86	0	192	4.22	0.112	45	24.3	60.1	8.22	33.7	0.05	0.175	0.74	7.4	50	19.2
	0.122	10.8	0	244	<0.221	0.017	43.8	19.4	48.1	7.78	40.3	<0.02	0.262	<0.4	8.8	28	21.1
															15	250	
															0		
															35	125	

Fecha de análisis		Parámetros Biológicos			TAC (°F)	TA (°F)	TH (°F)
Invierno	Verano	FS (/100 ml)	FC (/100 ml)	TC (/100 ml)			
12/02/18	08/08/18	130	40	110	16.3	0	99
16/02/18	06/08/18	82	46	94	17.5	2	21.5
14/02/18	07/08/18	2200 x10 ³	3000 x10 ³	37000x10 ³	62.5	0	56
19/02/18	13/08/18	21 x10 ³	16 x10 ³	380 x10 ³	36.5	0	56.9
27/02/18	24/07/18	20000 x10 ³	57000 x10 ³	81 x10 ³	56	0	28
23/02/18	26/07/18	85	140	260	13	0	31.2
27/02/18	26/07/18	390	274	310	25.5	0	69.8
28/02/18	10/08/18	50	120	10 ³	11.5	2.5	20
03/02/18	27/07/18	1600	800	19 x10 ³	16	0	48.5
22/02/18	25/07/18	160 x10 ³	62 x10 ³	250 x10 ³	33	0	61.4
27/02/18	24/07/18	17 x10 ³	3800	41 x10 ³	59.5	0	41
26/02/18	31/07/18	7200	39 x10 ³	220 x10 ³	5	0	42.4
16/02/18	19/07/18	780	6800	29 x10 ³	48.5	0	157
12/02/18	20/07/18	28 x10 ³	22 x10 ³	35 x10 ³	32	0	95.9
28/02/18	04/09/18	100	2300	6000	34.5	0	113
27/02/18	09/08/18	820	850	1800	22.5	0	102
01/03/18	07/08/18	90	165	190	26	0	63.4
02/03/18	07/09/18	4800	2100	3800	15.8	0	25
06/03/18	06/09/18	320	280	400	20	0	20

Tabla 7: Datos de contaminantes, físicos, químicos, biológicos y metadatos de cada estación, obtenidos de estaciones de análisis para cada parámetro: Coordenadas Lambert y geográficas, temperatura del aire, temperatura del agua, pH, conductividad, turbidez, DBO₅, DQO, SS, O₂, Nitrógeno Kjeldahl Total, Fósforo Total NH_4^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , HCO_3^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , TH, TA, TAC, TC, FC, FS, fecha de análisis. Los parámetros que se muestran corresponden a la analítica de verano.

La tabla 7 muestra los valores de los datos y los puntos de análisis. La dispersión de los valores se justifica por la variabilidad del cauce y la diversidad de estaciones.

2.3.1.2. Población

Los datos de población se obtienen, para cada distrito administrativo, de los censos oficiales de Marruecos de 2004 y 2014 [72]. No se dispone de más censos oficiales, por lo que se ha considerado la inter/extrapolación lineal para el resto de años objeto de estudio. Se simplifica suponiendo una localización concentrada del alta en el mayor núcleo de población del distrito (el que da nombre al distrito).

2.3.1.3. Dotación de agua urbana y tarifas de aguas residuales

Según la ONEE (Office National de l'Eau et l'Electricité), en lo que respecta a las zonas rurales, el suministro medio ha pasado de 75 litros por habitante y día en la década de los 90 [72] a 114 litros por habitante y día (REDAL, 2022). Es razonable suponer que estas dotaciones están aumentando a medida que se generaliza el acceso al agua potable y a otros productos básicos. Entre los dos valores disponibles se ha considerado la interpolación lineal, considerando que la lógica de los últimos años es la dotación creciente de agua.

2.3.1.4. Concentración inicial de las aguas de cauce

Como concentración inicial, se ha tomado la más alta (por tanto, se supone que es el agua más prístina), en este caso Tsalat, de entre las estaciones de análisis y medición de aforos disponibles.

2.3.1.5. Parámetros de contaminación de agua

Como parámetros de contaminación de las aguas se han considerado los parámetros máximos de vertido establecidos por la legislación marroquí. Posteriormente, en el caso de los parámetros que tienen límites diferentes en el caso de la UE, otro cálculo se ha realizado suponiendo el vertido según estos diferentes valores, para estudiar a cuánto ascienden las variaciones de las concentraciones esperadas en los cursos de agua en caso de modificación del umbral de vertido.

2.3.2. Análisis ANOVA

Se ha realizado un análisis ANOVA (análisis de varianza) entre las series de valores obtenidos para los distintos parámetros contaminantes (DBO_5 , DQO, SS, Conductividad, LogFC) en distintas series (invierno vs verano, según población aguas arriba, según cuenca aguas arriba, según longitud relativa de los cauces, etc.). El objetivo es estudiar si existen variaciones significativas en las series. Se ha tomado como significativo un valor p igual a la desviación típica de la distribución normal ($\sigma = 15,9\%$). Dado que el análisis ANOVA, al igual que el muestreo por conglomerados, se utiliza aquí como un enfoque más para estudiar los datos disponibles, no se desarrolla más el uso de estos valores.

Para el análisis ANOVA se utilizaron los siguientes grupos de información:

1. Serie de análisis de verano frente a serie de análisis de invierno
2. Serie de análisis en zonas donde hay depuración cercana frente a zonas donde no la hay.
3. Puntos que se encuentran en la longitud relativa del canal de $1/3$, $1/3$ a $2/3$, o más de $2/3$.

4. Puntos que incluyen zonas donde hay más de 30 mil habitantes, frente a puntos donde hay de 30 mil a 60 mil, y frente a más de 60 mil.

5. Puntos que componen cuencas de menos de 300 km², comparados con los que componen cuencas de 300 a 1000 km², y con los de más de 1000 km².

El análisis ANOVA multidireccional se realizó en tres pasos: en el primer paso se compararon las series de datos químicos de la estación seca frente a las de la estación húmeda. El segundo paso comparó las mismas características geográficas e hidrológicas aguas arriba que contribuyen a la estación de aforo descritas en la sección anterior: (1) superficie de la cuenca (BS), (2) rango de elevación (ER), (3) población (PO) y caudal (SF) para las series de datos de estación seca y húmeda, por separado. Este segundo paso consideró diferentes subclases como (1) BS < 300 km², BS = 300-1000 km², y BS > 1000 km²; ER < 250 m, ER = 250-500 m, y ER > 500 m; (3) PO < 30 kilo habitantes, PO = 30-60 kilo habitantes, y PO > 60 kilo habitantes; y (4) SF < 5 m³·s⁻¹, SF = 5-10 m³·s⁻¹, y SF > 10 m³·s⁻¹. En el tercer paso se comparó la existencia y ausencia de sistemas de tratamiento del agua aguas arriba para los conjuntos de datos secos y húmedos, por separado. Por lo tanto, el análisis ANOVA multidireccional incluye un total de seis comparaciones.

Aunque podría discutirse si el análisis ANOVA es plenamente aplicable a todas las series de datos, éste se ha utilizado como método para mostrar distintos resultados y analizar sus diferencias.

2.3.3. Balances mensuales de flujo de agua y masas

Las ecuaciones que rigen [Ec.1 y Ec. 2] se han obtenido a partir de un balance de agua y masa:

$$C_W = (V_T \cdot C_T - V_T \cdot C_I + V_W \cdot C_I) / V_W = V_T \cdot (C_T - C_I) / V_W + C_I \text{ [Eq. 1]}$$

$$C_T = (V_W \cdot C_W - V_W \cdot C_I + V_T \cdot C_I) / V_T = V_W \cdot (C_W - C_I) / V_T + C_I \text{ [Eq. 2]}$$

Donde:

V : Volumen.

V_U : volumen usado para suministro de agua (suponiendo una media de 200 l/habitante y día).

V_W : volumen de aguas residuales descargado al curso de agua (suponiendo una media de 120 l/habitante y día).

T : Escorrentía total medida en una estación de aforo después de los vertidos (datos del hidrograma).

I : Escorrentía total medida antes de ponderar los vertidos, normalmente escorrentía aguas arriba antes de llegar a zonas habitadas.

W : Volumen de aguas residuales urbanas descargadas antes de la estación de aforo, esto es, entre "I" y "T".

C : Concentración de un soluto dado en los volúmenes de agua (T , I , W y U).

La metodología anterior se ha utilizado para realizar dos cálculos secuenciales:

1. En cada estación de aforo se aplica la Ec. 1 para obtener un valor de C_W en función del valor de V_T medido en esa estación para ese periodo de tiempo y considerando constantes V_W y V_U para una población constante en ese periodo de tiempo. El valor de V_T corresponde al valor medido en ese periodo.

2. Conocido el valor de C_w para una población dada aguas arriba de cada estación de aforo, se aplica la Ec. 2 para calcular la evolución temporal de C_T en función de la serie histórica de V_T medida en las otras estaciones (de aforo, o utilizando la expresión previa de Beck et al. [92,93], y los valores temporales de V_w y V_u deducidos de aplicar la variación temporal del número de habitantes aguas arriba. Esta metodología permite predecir de forma tentativa los valores de C_T a partir de las series históricas disponibles de precipitaciones y caudales para meses húmedos, medios y secos sin datos químicos. También es válida para predecir el comportamiento del C_T bajo escenarios de cambio climático, uso del suelo, cambios de población o cambios en los sistemas de tratamiento de aguas residuales.

Las muestras analíticas se tomaron el mismo día, por lo que las condiciones de precipitación son similares. Para evitar distorsiones de la fórmula en eventos de bajo caudal (caudales muy pequeños), se introducen correcciones de concentración máxima en el resultado no superiores al máximo de las entradas.

3 CAPÍTULO II.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. CALIDAD DEL AGUA. COMPARACIÓN DE LOS DATOS DE CALIDAD CON LAS NORMAS DE LOS REGLAMENTOS MARROQUÍ Y EUROPEO SOBRE AGUAS RESIDUALES

Los datos químicos recopilados corresponden a las estaciones seca y húmeda de 2018, correspondientes en la región a los meses de febrero-marzo y julio-agosto, respectivamente. Los análisis se han tomado en estaciones conocidas, algunas de ellas también aforadas, y proporcionan una cantidad significativa de valores de calidad del agua. Se ha analizado la representatividad de los datos (Figura 8). Los datos químicos completos en las estaciones seleccionadas y las normas de los reglamentos marroquí y comunitario sobre aguas residuales se incluyen en la Tabla 7.

Las diferencias en los parámetros analizados se estudiaron para dos casos: puntos en cuencas con y sin tratamiento de aguas residuales, es decir, puntos con y sin tratamiento cercano de aguas residuales. Otro análisis tenía por objeto mostrar las diferencias en los parámetros analizados durante las estaciones húmeda y seca.

Los resultados muestran diferencias entre el invierno (estación húmeda en la región) y el verano (estación seca en la región), mostrando cómo los parámetros de contaminación se multiplican (en la DBO₅ la media aumenta en un orden de magnitud, por ejemplo), otros son más estables, como los minerales, que están más asociados a procesos litológicos. Es decir, el factor de dilución es evidente tal y como se deduce para un caudal másico de vertido de contaminante

similar a lo largo del año. Esta es la clave para poder utilizar la metodología de balance de masas del apartado 2.3.3, y los resultados del apartado 3.2.

La conformidad se comprueba comparando los valores medidos en las estaciones de aforo con las normas marroquíes y de la UE. Se han comparado diferentes sustancias, como se muestra en la Figura 8

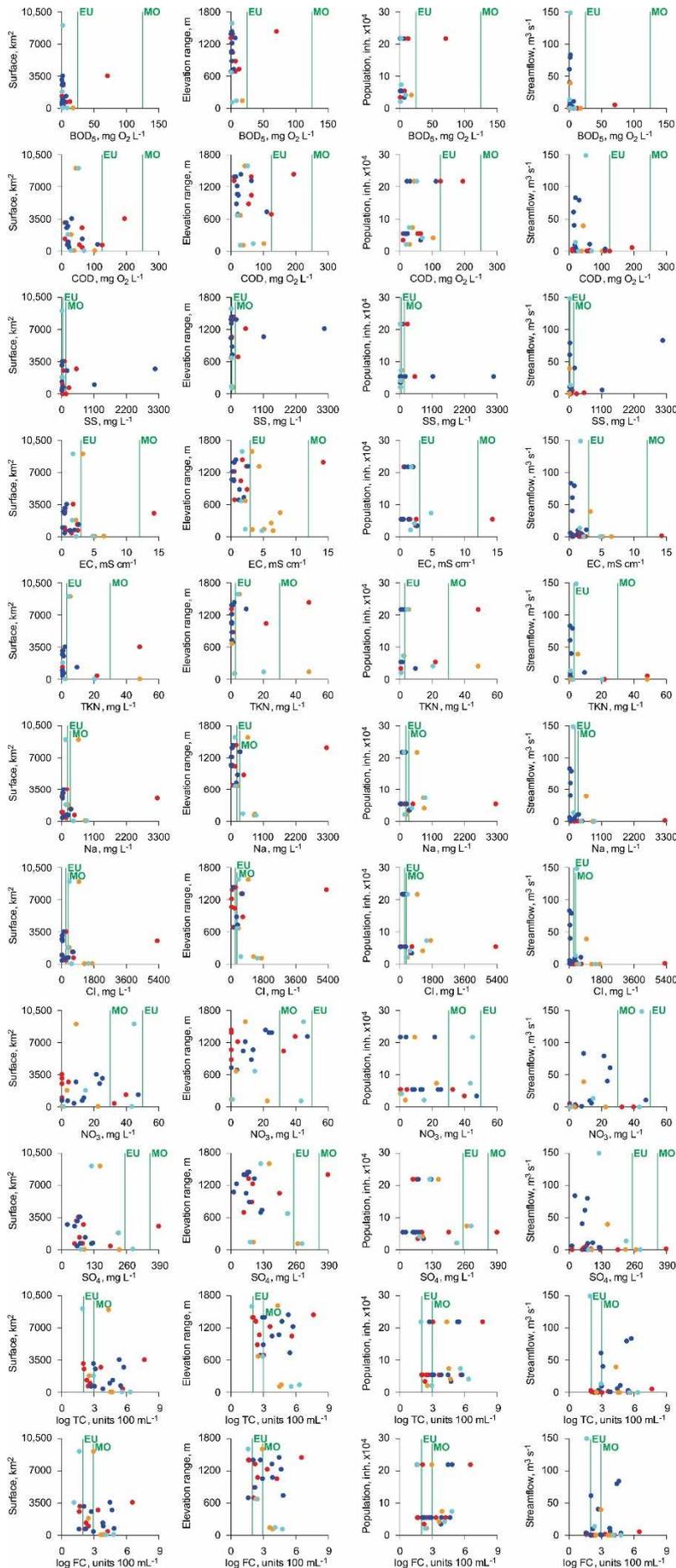


Figura 8. Agrupación de datos químicos en las estaciones de aforo seleccionadas. Para el año natural 2018, agrupación de un conjunto representativo de parámetros bio-geo-químicos de muestras de agua tomadas en las estaciones de aforo seleccionadas, atendiendo a fuerzas cualitativas primarias, tales como (1) control estacional: datos de la estación húmeda (campaña de febrero-marzo 2018) como círculos azules y datos de la estación seca (campaña de julio-agosto 2018) como círculos rojos, y (2) existencia (cian para la estación húmeda y naranja para la estación seca) y ausencia (azul para la estación húmeda y rojo para la estación seca) de sistemas de tratamiento de agua en la cuenca contribuyente. Los datos se agrupan en segundo lugar atendiendo a las fuerzas cuantitativas que actúan sobre las cuencas contribuyentes, como (1) superficie, (2) rango de elevación (elevación máxima menos mínima), (3) población (habitantes) y (4) caudal medio mensual. Se incluyen a título orientativo las normas de los reglamentos marroquí (MO) (Arrêté 1607-06-BO-5448-17/08/2006) y de la Unión Europea (UE) (Directiva CEE 91/271) sobre aguas residuales. DBO₅-Demanda biológica de oxígeno a 5 días; DQO-Demanda química de oxígeno; SS-Sólidos en suspensión; CE-Conductividad eléctrica; TKN-Nitrógeno total Kjeldahl; Na⁺: Sodio; Cl⁻: Cloruro; NO₃⁻ Nitrato; SO₄⁻ Sulfato; log TC-Logaritmo de Coliformes Totales; log FC-Logaritmo de Unidades Formadoras de Colonias.

3.2.- EFECTO DE LAS VARIABLES EN LA CALIDAD DEL AGUA

Con ayuda del método Anova, incluso con sus limitaciones, se puede explicar lo que ocurre en cada parámetro de calidad en relación con cada variable.

En la Tabla 8 se incluye una síntesis de los resultados para un conjunto representativo de parámetros químicos. En cuanto a la influencia de los parámetros hidrológicos de la cuenca (altitud, población aguas arriba, zona de captación, longitud del curso de agua), se muestran los distintos niveles de contaminación en relación con estos valores hidrológicos, expresados como proporción del total.

Para el análisis basado en el ANOVA se utilizaron los siguientes grupos de información:

1. Serie de análisis de verano frente a serie de análisis de invierno
2. Series de análisis en zonas donde hay depuración cercana frente a zonas donde no la hay.
3. Puntos que se encuentran en la longitud relativa del canal de 1/3, 1/3 a 2/3, o más de 2/3.
4. Puntos que incluyen zonas donde hay más de 30 mil habitantes, frente a puntos donde hay de 30 mil a 60 mil, y frente a más de 60 mil.
5. Puntos que integran cuencas de menos de 300 km², comparados con los que integran cuencas de 300 a 1000 km², y comparados con los de más de 1000 km².

El análisis ANOVA multidireccional se realizó en tres pasos: en el primer paso se compararon las series de datos químicos de la estación seca frente a las de la estación húmeda. El segundo paso comparó las mismas fuerzas geográficas e hidrológicas aguas arriba que contribuyen a la estación de aforo descritas en la sección anterior (1) superficie de la cuenca (BS), (2) rango de elevación (ER), (3) población (PO) y caudal (SF) para las series de datos de estación seca y húmeda, por separado. Este segundo paso consideró diferentes subclases como (1) BS < 300 km², BS = 300-1000 km², y BS > 1000 km²; ER < 250 m, ER = 250-500 m, y ER > 500 m; (3) PO < 30 kilo habitantes, PO = 30-60 kilo habitantes, y PO > 60 kilo habitantes; y (4) SF < 5 m³·s⁻¹, SF = 5-10 m³·s⁻¹, y SF > 10 m³·s⁻¹. En el tercer paso se comparó la existencia y ausencia de sistemas de tratamiento del agua aguas arriba para los conjuntos de datos secos y húmedos, por separado. Por lo tanto, el análisis ANOVA multidireccional incluye un total de seis comparaciones.

En la Tabla 8 se incluye una síntesis de los resultados para un conjunto representativo de parámetros químicos. El conjunto de resultados para todos los compuestos analizados se ha desarrollado en largas hojas Excel de trabajo.

Tabla 8: Resultados del valor p según el análisis ANOVA para series de contaminantes, físicos, químicos, según diferentes categorizaciones.

p-value Test ANOVA, Alfa=0,1587	Verano/Invierno	Tratamiento cercano de aguas residuales: Existente / No Existente	Longitud del Cauze arriba / Longitud total: 1/3; 1/3 < > 2/3, > 2/3	Población aguas arriba, 30 th. 30-60 th. > 60 th.	Área aguas arriba: >1000 Km ² 300-1000 Km ² , < 300 Km ²
DBO ₅ (mg/l)	0,09	0,16	0,50	0,83	0,44
DQO (mg/l)	0,06	0,19	0,51	0,41	0,36
SS (mg/l)	0,19	0,91	0,25	0,49	0,06
Conductividad mS/cm	0,02	0,43	0,10	0,11	0,10
Log FC /100 ml	0,32	0,22	0,65	0,91	0,39
Nkjedahl (mg/l)	0,87	0,12	0,53	1,00	0,22
Fósforo (mg/l)	0,19	0,26	0,63	0,73	0,10
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,90	0,21	0,53	0,81	0,12
Na ⁺ (mg/l)	0,16	0,87	0,16	0,18	0,13
K ⁺ (mg/l)	0,98	0,24	0,39	0,30	0,20
Ca ²⁺ (mg/l)	0,35	0,19	0,05	0,24	0,37
Mg ²⁺ (mg/l)	0,25	0,27	0,03	0,24	0,13
Cl ⁻ (mg/l)	0,17	0,76	0,13	0,17	0,10
NO ₂ ⁻ (mg/l)	0,28	0,49	0,25	0,57	0,60
NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,03	0,79	0,16	0,70	0,38
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	0,29	0,35	0,75	0,19	0,06
CO ₃ ²⁻ (mg/l)	0,16	0,23	0,56	0,50	0,75
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	0,25	0,34	0,04	0,61	0,63
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,16	0,20	0,34	0,43	0,05
TH(°F)	0,28	0,23	0,03	0,22	0,19
TAC(°F)	0,24	0,39	0,78	0,21	0,05

Como puede verse en la tabla 8, existen diferencias estadísticamente significativas (marcadas en rojo) entre los resultados obtenidos en verano o en invierno. Los tomados en verano presentan mayores valores de los parámetros de contaminación lo cual puede ser debido principalmente a la menor pluviometría y por tanto caudal circulante. En cuanto a las variaciones estacionales, se dispone de datos analíticos de julio-agosto (los mostrados en los gráficos anteriores) y febrero-marzo (los mostrados en la tabla precedente) en los mismos puntos. La tabla anterior muestra que los valores de contaminación en materia orgánica (DBO_5 , DQO) en invierno son mucho más bajos que sus equivalentes en verano, cumpliendo en general la normativa más restrictiva. La excepción de los sólidos en suspensión es significativa, debido a la posible resuspensión de los sedimentos del cauce y el arrastre durante la escorrentía. Esto muestra claramente la dilución que se produce en invierno, y que el problema se agrava por la escasez de agua. Lo mismo ocurre con los parámetros químicos (Na^+ , NO_3^- , CO_3^- , PO_4^{2-} ...), pero no de forma tan significativa. Esto también puede deberse a que no es sólo efecto de la dilución, sino también de la capacidad de autodepuración del propio curso de agua.

Sin embargo, en las comparaciones de las series de datos categorizadas según los parámetros hidrológicos de la cuenca, se muestra cómo, evidentemente, cuanto menor es la altitud (zonas bajas del río y, además, zonas de mayor población), mayores son las cargas contaminantes. Asimismo, la zona de aguas arriba y la longitud relativa de la cuenca tienen una influencia significativa también en los parámetros químicos (como Mg^+ , Cl^- ...).

Un hallazgo interesante, que también se observa en otros análisis, es que no parece haber diferencias estadísticamente significativas en los casos de instalaciones de tratamiento de aguas residuales cercanas frente a los casos en que no lo hay. No todas las aguas residuales son tratadas, incluso en las cuencas donde hay varias depuradoras. El estudio de la superficie de la cuenca aguas arriba muestra que no hay diferencias entre los puntos situados en las subcuencas con tratamiento de aguas residuales y los puntos situados en las

subcuencas donde no hay tratamiento de aguas residuales, por lo que el tratamiento existente todavía no está contribuyendo significativamente a obtener mejores parámetros de contaminación en las cuencas hidrográficas.

En cuanto a las diferencias entre los distintos parámetros, se observa que existe una diferencia en cuanto a los parámetros biológicos (DBO_5 , DQO) y sólidos en suspensión, que son más sensibles a los vertidos de aguas residuales, y los parámetros químicos (iones NH_4^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , HCO_3^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , PO_4^{3-}), que son más dependientes de los procesos litológicos, erosivos, fluviales, etc. En efecto, el análisis ANOVA muestra que los parámetros químicos presentan variaciones significativas en los casos asociados a la localización en la cuenca (tamaño de la cuenca vertiente o longitud del cauce en el que se encuentra), a diferencia de los parámetros de contaminación biológica.

3.3. INFLUENCIA DE LA DEPURACIÓN EN LA CALIDAD DEL AGUA. PREDICCIÓN DEL FLUJO MÁXICO DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LAS SUSTANCIAS VERTIDAS

Los resultados se muestran para diferentes sustancias químicas, indicando los límites de las normativas marroquí y europea. Se obtienen las series temporales de todas las sustancias analizadas y se representan algunas de ellas. También se deducen las relaciones entre C_T y V_T , supuestas lineales o no, ya que V_w y V_U varían con el tiempo.

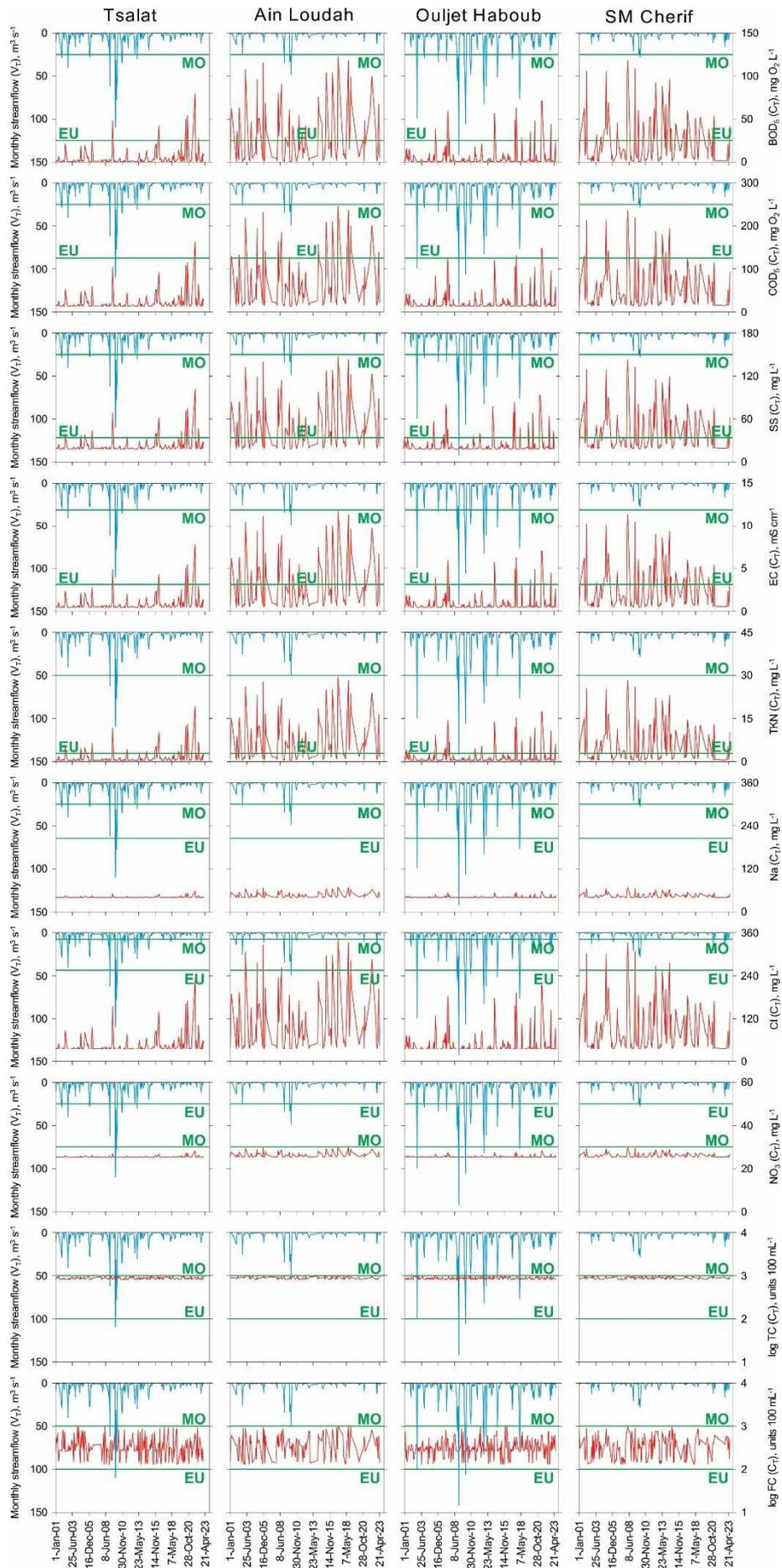


Figura 9. Caudal mensual observado (VT , $m^3 \cdot s^{-1}$) y CT mensual modelizado durante el periodo 2001-2023 en las estaciones de aforo de Tsalat, Ain Loudah, Ouljet Haboub y SM Cherif; véase la ubicación en la Figura 6 y los detalles en la Tabla 6. C_T indica los siguientes parámetros biogeoquímicos: DBO_5 -Demanda biológica de oxígeno a los 5 días; DQO -Demanda química de oxígeno; SS -Sólidos en suspensión; CE -Conductividad eléctrica; TKN -Nitrógeno total Kjeldahl; Na -Sodio; Cl -Cloruro; NO_3 -Nitrato; $\log TC$ -Logaritmo de coliformes totales; $\log FC$ -Logaritmo de unidades formadoras de colonias. También se incluyen a título orientativo las normas de los reglamentos marroquí (MO) (Arrêté 1607-06-BO-5448-17/08/2006) y de la Unión Europea (UE) (Directiva CEE 91/271) sobre aguas residuales.

3.4. DIFERENCIAS EN CASO DE APLICACIÓN DE OTROS VALORES DE CW (CONCENTRACIÓN DE AGUAS RESIDUALES)

Se ha realizado el mismo cálculo, pero cambiando el valor de concentración de las aguas residuales a diferentes valores de parámetros máximos de vertido. En este caso, reduciendo los valores a los límites de otras normativas (por ejemplo, la normativa de la UE). En este caso, los valores teóricos (aplicando el modelo de esta tesis) se reducirían por término medio en:

- Una reducción de la norma para la conductividad de los vertidos de 12000 a 3000 $\mu S/cm$ (reducción del 75%) daría una reducción media de C_T del 61%.
- En el caso de la DBO_5 , el mismo cálculo muestra que una reducción de las normas de 125 a 25 mg/l (reducción del 80%) daría una reducción de la concentración final del 79%, lo que significa la importancia de las aguas residuales en la calidad de los ríos en periodos de escasez de agua.

- En el caso de la DQO, una reducción a la mitad de los límites de los parámetros daría un 38% de reducción de la concentración final.
- Por último, en el caso del SS, una reducción de 150 a 35 mg/l (es decir, una reducción del 76%) da una reducción de «sólo» el 49%, quizá porque el SS está relacionado con otros procesos fluviales.

Esto se muestra en la tabla 9:

Tabla 9: Valores medios con valores C_w estándar (Conductividad: 12000 $\mu\text{S/cm}$, DBO_5 125 mg/l, DQO 250 mg/l, SS 150 mg/l) y predicciones tras el modelo para valores C_w más restrictivos (Conductividad: 3000 $\mu\text{S/cm}$, DBO_5 25 mg/l, DQO 125 mg/l, SS 35 mg/l).

	Valores medios de C_T para											
	Valores medios de C_T para C_w				C_w según normas más				Diferencias			
	según las normas vigentes				restrictivas							
	Ain Tsalat	Ouljet Loudah	S.M. haboub	S.M. Cherif	Tsalat	Ain Loudah	Ouljet haboub	S.M. Cherif	Tsalat	Ain Loudah	Ouljet haboub	S.M. Cherif
CT												
Conductividad $\mu\text{S/cm}$	1.531	5.456	1.120	5.803	696	1.560	605	1.636	55%	71%	46%	72%
CT DBO_5 (mg/l)	11,85	54,27	7,41	58,02	2,56	10,98	1,68	11,72	78%	80%	77%	80%
CT DQO (mg/l)	35,37	116	27	123	24	62	20	65	33%	47%	27%	47%
CT SS (mg/l)	30	75	26	79	20	25	19	26	35%	66%	26%	67%

3.5. CALIDAD GLOBAL DE LOS CURSOS DE AGUA. IMPLICACIONES PARA LA MEJORA DE LA NORMATIVA MARROQUÍ

En los últimos 20 años se han ido reduciendo progresivamente los parámetros de vertido, mediante valores máximos legales de vertido que se reducían cada año, tal y como indicaba la propia normativa. El objetivo era adaptar progresivamente una situación de vertidos por encima de las normas internacionales a una situación de vertidos limitados a valores más próximos a los valores internacionales [78].

La calidad de los cursos de agua también está vinculada a la estrategia de reutilización de las aguas residuales. Ciertamente, un efecto positivo de dicha reutilización es paliar el déficit hídrico marroquí aunque la tasa de reutilización sea bastante baja. Sin embargo, también tiene consecuencias negativas, o subproductos. En cuanto a las consecuencias negativas, Kadmiri et al. [36], han destacado los impactos de los contaminantes -que se deben a las aguas residuales no tratadas o tratadas de forma inadecuada- sobre el agua, los animales domésticos (mamíferos), el suelo (salinización y reducción microbiológica) y los cultivos. Bihadasen et al. [30], Bourouache et al. [31] y El Moussaoui et al. [33-35] han estudiado los efectos en los suelos regados perennemente con aguas residuales insuficientemente tratadas.

Este estudio muestra que los diferentes parámetros de contaminación parecen lógicamente acordes con lo que cabe esperar de los diferentes valores hidrológicos relativos, pero que no hay diferencia entre los puntos con tratamiento de aguas residuales y los puntos sin tratamiento de aguas residuales (incluso casi lo contrario), por lo que el tratamiento parece ser insuficiente.

Los organismos internacionales han fijado como objetivo la reutilización de las aguas residuales tratadas para reducir la presión sobre las fuentes convencionales de agua, hacer frente a los problemas medioambientales y

reforzar el sector primario de la economía en los países en desarrollo. El escaso desarrollo tecnológico hace que estos países dependan de las normativas más restrictivas de los mercados internacionales de destino. Como se ha descrito anteriormente, una tecnología de tratamiento de aguas residuales más eficiente que cumpla las normas internacionales no es privativa, pero la normativa actual de estos países puede limitar su aplicación. Las soluciones técnicas óptimas deben enmarcarse en normativas basadas en el contexto climático, económico y cultural particular de cada país, paralelamente a una adecuada toma de decisiones políticas.

3.5. PREVISIÓN DE LA T_C , EN CONDICIONES NATURALES Y ESCENARIOS CLIMÁTICOS, DE USO DEL SUELO Y DE POBLACIÓN

Como se muestra en el apartado 3.3, es posible estimar, a partir de datos hidrológicos de la cuenca, las implicaciones que una mejora en el tratamiento de depuración, o un aumento de los recursos o de la población, pueden tener sobre la calidad del agua, lo que puede utilizarse para un primer análisis de eficiencia de proyectos o actividades de reutilización.

Esta metodología puede unirse a otros métodos de previsión de la calidad del agua de los ríos, como el uso de redes neuronales artificiales [94-96]. Una ventaja de nuestra metodología propuesta es su mayor simplicidad en cuanto a la necesidad de datos previos y facilidad de aplicación y, aunque da valores con un mayor rango de imprecisión, puede ser utilizada en primeras aproximaciones o estudios previos.

Consecuencia de la población y los vertidos, en un entorno de escasez de agua, la calidad de las aguas de los cursos fluviales se enfrenta a retos importantes. No existen diferencias estadísticamente significativas entre los puntos de control cercanos a las plantas de tratamiento de aguas residuales que

utilizan un tratamiento secundario y los puntos alejados de cualquier tratamiento en lo que se refiere a las aguas presumiblemente afectadas por aguas residuales urbanas no tratadas o tratadas de forma deficiente.

Estos resultados indican posiblemente que los vertidos de aguas residuales no se tratan completamente y/o que el tratamiento es insuficiente para generar una depuración adecuada de las características de las aguas residuales en el punto de vertido. En otras palabras, las depuradoras de aguas residuales no compensan la reducción de los niveles de contaminación aguas abajo. Este problema se agrava en condiciones de escasez de agua y/o en escenarios de cambio climático. El análisis realizado durante un año hidrológico medio-húmedo, en el que se esperaban niveles de contaminantes por debajo de las normas de calidad de la normativa marroquí, muestra cómo algunos parámetros no alcanzan dichas normas. El análisis tentativo realizado para los años medios y especialmente secos, cuando la capacidad de dilución del escaso caudal disminuye fuertemente, identifica un déficit importante en el cumplimiento de las normas de calidad. La comparación con la normativa europea más restrictiva limita seriamente el cumplimiento del estado de calidad de todos los puntos muestreados, incluso en el año hidrológico medio-húmedo estudiado.

También se proporciona una metodología para estimar la concentración de un contaminante en un punto a partir de los valores aguas arriba de dicho contaminante, que puede utilizarse para evaluar la eficacia de las actuaciones sobre los distintos parámetros.

Este modelo se aplica para estimar la reducción de la contaminación de los cursos de agua al variar la concentración de los vertidos, por ejemplo, a partir de una restricción reglamentaria, o de la intensificación del tratamiento de las aguas residuales.

CAPÍTULO III.- ESTUDIO DE VIABILIDAD ECONÓMICA DE DIFERENTES TECNOLOGÍAS DE DEPURACIÓN USANDO EL MÉTODO DE SIMULACIÓN DE MONTE CARLO

1 CAPÍTULO III. INTRODUCCIÓN

Teniendo en cuenta las graves consecuencias que los sistemas inadecuados de tratamiento de aguas residuales pueden suponer para el medio ambiente y la sociedad, dicho tratamiento representa una cuestión importante para las políticas públicas. De hecho, el tratamiento de las aguas residuales urbanas desempeña un papel crucial en una sociedad sostenible, en la que las estrategias de tratamiento de aguas residuales deben promover unos recursos hídricos de calidad aceptable.

El tratamiento de aguas residuales, en un modelo basado en la economía circular, desempeña un papel significativo al aumentar la disponibilidad de aguas regeneradas, o de acuíferos recargados por aguas residuales (tratadas), permitiendo una mayor disponibilidad de recursos para usos de riego, caudales ecológicos, industria, etc., reduciendo así la contaminación ambiental.

La introducción de diversos planes de apoyo, políticas públicas, financiación de proyectos por organismos multilaterales, etc., que promueven el tratamiento de aguas, han fomentado el desarrollo de plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas en todo Marruecos, como en general en todos los países del mundo, en mayor o menor grado.

Varios autores han estudiado las decisiones de inversiones en base a análisis de económicos, de sensibilidad y/o de coste-beneficio [97, 98]. También se integran en la valoración lo que otrora eran “externalidades”, tales como las emisiones de CO₂ [99].

Las soluciones para el tratamiento de aguas residuales urbanas, como otras soluciones ambientales, energéticas, de residuos sólidos, etc. que han sido estudiadas [100-102] deben ser sostenibles desde el punto de vista económico, tanto más en países de rentas no muy altas, así como aceptables desde el punto de vista social. Aunque se podrían utilizar varios métodos para calcular la eficacia económica de los sistemas de tratamiento de aguas residuales urbanas, en la presente investigación se usa el valor actual neto (VAN) de su coste total. Dicho coste total es, en esencia, el coste de construcción más el coste de explotación. Algunos autores [103] incorporan criterios de sostenibilidad en dicho parámetro, y suele ser habitual internalizar los criterios en valores/parámetros numerables/monetizables, esto es, estudiables desde el punto de vista de un valor actualizado.

Así, pues, la bibliografía expone estudios similares para casos de residuos y contaminación de suelos [104], de biometano [105-107], o plantas de bioenergía [108] o biogás [109-111]. En estos casos, la metodología seguida consiste en “traducir” a criterios cuantificables, *economizables*, si se permite la expresión, las consideraciones a tener en cuenta, de manera que el conjunto se pueda maximizar de manera científica, matemática.

Son, además, frecuentes las metodologías de análisis de coste-beneficio en cuanto a los criterios de inversión en proyectos de infraestructuras, siendo una de las más seguidas en la actualidad la de la Unión Europea [112].

Esta metodología es la que se usará en este análisis, para el estudio de diferentes tecnologías de depuración en pequeñas poblaciones en Marruecos.

En Marruecos, como se muestra en la figura 5, se usan mayoritariamente tres tecnologías para el tratamiento de las aguas residuales urbanas en las plantas en construcción: lagunaje, fangos activos y lechos bacterianos. La solución de fangos activos suele darse para mayores tamaños de poblaciones que los demás, por lo que la comparación realizada en este capítulo se centra en las otras dos soluciones, así como en la de contactores biológicos rotativos (biodiscos), de manera que se trate de tecnologías homologables en cuanto a la talla de la población.

El lagunaje aprovecha una gran disponibilidad de espacio para, mediante largos tiempos de retención, realizar un tratamiento simulando el natural que se realiza en lagunas o grandes masas de agua.

En los lechos bacterianos, o biofiltros, las aguas residuales se distribuyen uniformemente sobre un medio soporte (de áridos, plásticos, etc.), de manera que los microorganismos se adhieren, forman biopelículas y realizan las reacciones biológicas, descomponiendo y metabolizando los contaminantes presentes en las aguas residuales.

En la tecnología de tratamientos CBR (Contactores Biológicos Rotativos), los microorganismos se hayan adheridos a un material soporte, continuamente en

ciclo de inmersión/aireación, que le aporta el aire necesario para realizar las reacciones que depuran las aguas residuales urbanas.

La técnica de Monte Carlo (MC) es uno de los modelos estocásticos utilizados para tener en cuenta el riesgo en el análisis cuantitativo y la toma de decisiones. La simulación MC ha sido ampliamente utilizada por los investigadores en una amplia gama de áreas, incluyendo la gestión de proyectos, la energía, la ingeniería, la investigación y el desarrollo, y la gestión de riesgos [5]. En esta investigación se utiliza la simulación MC como herramienta de toma de decisiones en el tratamiento de aguas residuales urbanas teniendo en cuenta el aspecto económico tanto de su construcción como de su gestión/explotación. En concreto, el objetivo de la presente investigación fue encontrar la alternativa más económica y, por tanto, viable, para el tratamiento de las aguas residuales urbanas con un análisis multisegmento para diferentes valores de vida útil y de coste de capital, así como multiescenarios (diferentes tipos de tratamiento de aguas residuales urbanas). Para ello, se determinó para cada escenario y segmento el coste total del tratamiento de aguas residuales urbanas mediante dicho método de simulación de Monte Carlo.

2 CAPÍTULO III. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 DESCRIPCIÓN DE ESCENARIOS

En base a los sistemas de tratamiento de aguas que Marruecos está implantando, se han seleccionado los siguientes sistemas para comparación:

- i) Escenario 1: lagunaje.
- ii) Escenario 2: lechos bacterianos.
- iii) Escenario 3: contactores biológicos rotativos (CBR).

Dichos tratamientos han sido tomados a partir de las tecnologías más usadas (figura 5) para el tratamiento de las aguas residuales urbanas en Marruecos, para pequeños tamaños de poblaciones. Otras tecnologías (como fangos activos) han quedado fuera de este análisis, por aplicarse a otros tamaños de poblaciones y al hecho de que es una tecnología que actualmente no se está implantando en el ámbito del estudio.

Tal y como se expuso considerando las claves normativas que hacen que los tratamientos habituales sean diferentes en Marruecos frente a otros tratamientos de otros lugares.

2.2 PLANTEAMIENTO DE LAS VARIABLES

En este estudio se considera como variables aleatoriamente los costes de construcción y explotación, mientras que la tasa de interés y la vida útil son

variables introducidas para el análisis. A partir de ellos, se obtiene el “fee” que se define más adelante.

Se ha realizado también un segundo cálculo, que considera como aleatoriamente variable, por proyecto y dentro de unos límites, los valores de tasa de interés y de vida útil, considerando que cada proyecto tendrá unas características propias, en principio variables aleatoriamente, que determinarán estas variables para cada caso particular.

2.3 EVALUACIÓN DE COSTES

La evaluación de costes en el tratamiento de aguas residuales urbanas se ha realizado mediante la adición de los costes de implementación y los costes de explotación de cada sistema. Los costes iniciales se imputan a los costes de la inversión necesarios para lanzar una nueva implantación, y se incurre en ellos una sola vez, al inicio. Los costes de explotación, por el contrario, son periódicos, recurrentes, en un espacio de tiempo. En este estudio se han considerado anualmente.

Para la estimación de dichos costes, se han consultado una serie de estudios diferentes, que dan horquillas de mínimos/máximos en los que se mueven dichos costes. No es objeto de este estudio obtener un dato exacto y preciso sino, en base a los diferentes datos existentes, y justamente mediante el uso del método de Monte Carlo, obtener una aproximación estadísticas al coste estimado de las diferentes tecnologías, en los diferentes escenarios.

2.4 GASTOS Y VALOR ACTUALIZADO NETO (VAN). COSTE DE TRATAMIENTO (“FEE”)

El rendimiento o provecho económico de una inversión se estudia comúnmente, entre otros parámetros, a través del VAN (“valor actualizado neto”), que es una herramienta destinada a comparar entre sí diferentes inversiones con gastos diferidos en el tiempo.

En este estudio no se detalla el tipo de gestión de aguas residuales urbanas (directa, indirecta, mediante concesión a tercero, etc.), ni la imputación de costes, cuyos esquemas de imputación son variados en los diferentes escenarios. Pero, como obligatoria que es por ley (y por elementales consideraciones medioambientales), y como actividad que tiene un coste económico, se estudia éste en su globalidad, independientemente del sistema de gestión o de tasado del que se dote en cada caso.

Los periodos de amortización de las plantas varían en cada caso, entre 10 y 40 años. Considerando, por un lado, las tecnologías estudiadas, ya implantadas en muchas instalaciones y, por tanto, de uso frecuente, pero, por otro lado, el continuo desarrollo e innovación en este tipo de instalaciones, se ha tomado un tiempo medio de 25 años como de vida útil de la planta, en coherencia con la guía de la UE [112]. En cuanto a la tasa de descuento (“ r ” en la ecuación que sigue), se han tomado varios valores, entre el 0% (supuesto por ejemplo, de un préstamo típico de un organismo de cooperación internacional, o de Instituciones Financieras Internacionales, con nulo interés) hasta un 20% (supuesta situación de relativamente gran carestía de capital inversor). Los porcentajes son así diferentes del 4% - 5% que recomienda la guía arriba citada, por tratarse de una economía diferente, que en lógica económica requiere mayores rendimientos de su inversión.

Finalmente, sin entrar al método de asignación de costes (vía tasa, tributo general, coste de concesión, etc.) que tenga cada sistema, se calcula el coste anual como un tributo (real o “virtual”) que la administración debería cobrar para

que el sistema sea financieramente neutro. A este valor se le ha denominado “fee”.

Dado que no se prevé unos ingresos por venta de productos de la planta (lo cual sí sería el caso en otras tecnologías de mayor escala, con valorización energética de fangos, por ejemplo, o con tratamiento terciario de aguas para reutilización), la variable a comparar es el coste total a lo largo de la vida útil, que se calcula según la ecuación siguiente:

$$VAN = - I_0 - \sum_{n=1}^N \frac{CEn - Fn}{(1+r)^n}$$

Donde:

I_0 es el valor de la inversión inicial.

CEn es el coste de explotación anual (en el año “ n ”).

Fn es el “fee” (o ingreso virtual) anual en el año “ n ”.

N es la vida útil total de la instalación.

r es la tasa de descuento.

Si bien lo que se expresa en la ecuación anterior son solamente costes, sin considerar beneficios (que serían más difíciles de evaluar en unidades económicas, por ser de índole social, ambiental, etc.), se considera el valor en positivo (aunque en rigor debería ser negativo por ser coste) por simplicidad, dado que no hay valores del signo opuesto.

Considerando, en la ecuación anterior, costes de explotación constantes en el tiempo, como suele ser el caso, así como un “fee” constante, se obtiene la siguiente ecuación:

$$VAN = - I_0 - (CE - F) \cdot \sum_{n=1}^N \frac{1}{(1+r)^n}$$

Lo que, sumando la progresión geométrica, arroja el valor siguiente:

$$\begin{aligned} \text{VAN} &= -I_0 - \text{CE} \cdot \frac{1}{(1+r)^0} \cdot \frac{\frac{1}{(1+r)^N} - 1}{\frac{1}{(1+r)} - 1} + F \cdot \frac{1}{(1+r)^0} \cdot \frac{\frac{1}{(1+r)^N} - 1}{\frac{1}{(1+r)} - 1} \\ &= -I_0 - \text{CE} \cdot \frac{\frac{1}{(1+r)^N} - 1}{-r} + \text{CF} \cdot \frac{\frac{1}{(1+r)^N} - 1}{-r} \end{aligned}$$

En esta investigación, no se han tomado otras consideraciones de traslación a unidades económicas de beneficios sociales o medioambientales, por considerar que las diferentes alternativas de plantas aquí estudiadas son equivalentes en estos lo relativo a estos beneficios.

Considerando el valor que hace neutro este VAN financiero, es decir, igualando la ecuación anterior a 0, se obtiene el valor de “fee”, que es:

$$F = \text{CE} + I_0 / \frac{\frac{1}{(1+r)^N} - 1}{-r}$$

2.5 SIMULACIÓN DE MONTE CARLO

La herramienta usada para implantar la simulación de Monte Carlo ha sido Microsoft Excel para investigar las variables estadísticas de los resultados de VAN en los diferentes escenarios y segmentos. Cada uno de los inputs fue variado 5.000 veces a través de un rango uniformemente distribuido de posibles valores, usando la función “aleatorio” entre el rango dado de mínimos/máximos de cada valor. Dichos 5.000 valores fueron categorizados usando variables estadísticas (media, desviación típica).

Este proceso total se ha repetido dos veces: una primera simulación para costes de explotación y costes de implantación (con valores aleatorios independientes) y de ahí calcular el “fee” para cada vida útil y periodo de retorno, y otra simulación, diferente, donde se obtuvieron valores aleatorios

independientes entre sí para costes de explotación, costes de construcción, vida útil y tasa de interés.

2.6 VALORES MÍNIMOS Y MÁXIMOS PARA CADA ESCENARIO

Los valores mínimo y máximo para cada escenario fueron establecidos a partir del estudio de varios artículos de investigación que se refieren en las referencias bibliográficas. Considerando que la referencia del CEDEX [113] es la más exhaustiva en cuanto a tratar la mayor parte de sistemas de depuración, las unidades en que dicha referencia establece sus valores es la usada como base. De esta manera, los valores de las referencias bibliográficas que señalan costes en términos de m^3 , de m^3/h , o de $m^3/año$, se transforman a habitantes-equivalentes tomando como ratio 180 litros por habitante equivalente y día (esto es, $65,7 m^3$ por habitante equivalente y año). Dicha unidad, que conlleva una definición administrativa (el caudal relativo a cada habitante equivalente) se ha tomado (en detrimento de una de parámetros más globales, como el m^3 tratado, o el m^3 por unidad de tiempo) por su mayor visualización de lo que supondría en un recibo tipo (siquiera “virtual”) de gestor aguas residuales.

3 CAPÍTULO III.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. ANÁLISIS ECONÓMICO. ESTABLECIMIENTO DE COSTES

Los valores de la diferente bibliografía y artículos consultados se han transformado a unidades de euros por habitante equivalente, tanto para costes de implantación, como para costes de explotación anuales.

3.1.1 Evaluación de costes para la tecnología de Lagunaje

La literatura científica consultada al respecto establece diferentes valores de rangos de costes. Algunos deben considerarse en su particular entorno geográfico, socioeconómico y de la realidad de explotación. Así, por ejemplo, Seidl & Mouchel [114] establecen valores de explotación de aguas residuales urbanas mediante el método de lagunaje, en el África Occidental francófona, de entre 0,20 y 1,55 €/habitante equivalente, un valor muy bajo en comparación con otros, si bien el coste de establecimiento (entre 72,58€/hab-eq y 182,79€/hab-eq) es más cercano a otros valores.

Resultados más homogéneos entre sí se obtienen, en cuanto a la explotación, del citado Manual del Cedex (“Manual para la implantación de sistemas de depuración en pequeñas poblaciones”) [113], de valores publicados por la Confederación Hidrográfica del Duero [115], o incluso de valores de literatura científica para depuración en Ghana y Costa de Marfil [116], si bien estos valores difieren en cuanto a los valores de implantación, consecuencia de la diferente realidad económica de aquel entorno.

Por otra parte, el autor que suscribe, que ha participado en la construcción de la EDAR de Sidi Slimane (Marruecos), por el sistema de lagunaje, apunta a un ratio de construcción no inferior a 150 € por habitante equivalente, en 2013.

Considerando la mayor similitud espacial y temporal con respecto a la zona de estudio, es posible tomar unos ratios similares a los valores del CEDEX, por su similitud con la zona de estudio, pero con un valor de la horquilla inferior de construcción de 150€/hab-eq, que tome en cuenta los menores costes de terreno en algunas zonas del Marruecos interior (con respecto a España), y de 5,0 €/hab-eq año en explotación. Además, el propio manual de CEDEX establece, coherentemente con la experiencia, un precio medio por debajo de los 10 euros por habitante equivalente y año para la explotación, por lo que el máximo no se toma lejano de dicha referencia.

Los diferentes valores se exponen en la tabla a continuación:

Tabla 10: *Rango de costes por habitante equivalente para la tecnología de depuración por lagunaje.*

País-año	Referencia	Coste implantación (€/hab-eq)		Coste explotación (€/hab-eq)	
		Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
España- 2010	CEDEX [113]	250,00 €	800,00 €	8,00 €	34,00 €
Ghana	Wikiwater [116]	22,22 €	111,11 €	5,56 €	
África occidental 2002	Seidl & Mouchel [114]	72,58 €	182,79 €	0,20 €	1,55 €
España- 2010	CH Duero [115]	200,00 €	200,00 €	8,00 €	34,00 €
VALORES TOMADOS		150,00 €	800,00 €	5,00 €	15,00 €

3.1.2 Evaluación de costes para la tecnología de lechos bacterianos

La literatura científica consultada al respecto establece diferentes valores, aunque no todos se consideran equivalentes o comparables. Así por ejemplo,

Hernández-Sancho et al., 2011 [117], establecen un coste de explotación mínimo de 24,49€/hab-eq. Otros autores [118], en climas más fríos, establecen valores en torno a 65€/habitante-equivalente y año para la explotación. Dicho valor se expone en la tabla 11, pero no se ha tomado en consideración en la delimitación del intervalo, por su diferente entorno climático en que se estableció. Así, pues, por su similitud climática y cercanía geográfica, las referencias más aplicables son las de CEDEX y Confederación Hidrográfica del Duero.

Tabla 11: *Rango de costes por habitante equivalente para la tecnología de lechos bacterianos.*

País-año	Referencia	Coste implantación (€/hab-eq)		Coste explotación (€/hab-eq)	
		Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
España- 2010	CEDEX [113]	200,00 €	700,00 €	17,00 €	25,00 €
España- 2010	Hernández-Sancho et al., 2011 [117]				24,49 €
Polonia- 2019	Karolinczak B, 2019 [118] - descartado				65,70 €
España- 2010	CH Duero [115]	180,00 €	350,00 €	16,00 €	25,00 €
VALORES TOMADOS		200,00 €	700,00 €	17,00 €	25,00 €

3.1.3 Evaluación de costes para la tecnología de contactores biológicos rotativos (CBR)

La literatura científica consultada al respecto establece diferentes valores, aunque no todos se consideran equivalentes o comparables. Así por ejemplo, algunos autores [117] establecen 25,73 €/año por habitante-equivalente como coste de explotación. En general, se considera que los ratios de CEDEX y de la Confederación Hidrográfica del Duero siguen siendo los más utilizables, por su relativa cercanía geográfica y económica, así como por la mayor generalidad y exhaustividad de sus ratios.

Tabla 12: *Rango de costes por habitante equivalente para la tecnología de contactores biológicos rotativos (CBR).*

País-año	Referencia	Coste implantación (€/hab-eq)		Coste explotación (€/hab-eq)	
		Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
España- 2010	CEDEX [113]	340,00 €	490,00 €	16,00 €	24,00 €
España- 2010	Hernández-Sancho et al., 2011 [1117]				25,73 €
España- 2010	CH Duero [115]	325,00 €	400,00 €	16,00 €	25,00 €
VALORES TOMADOS		340,00 €	490,00 €	16,00 €	24,00 €

Por tanto, de las fuentes anteriores, se toman los siguientes valores para la simulación de Monte Carlo:

Tabla 13: *Rangos de costes por habitante equivalente tomados para las diferentes tecnologías estudiadas.*

Ítem	Escenario 1 (lagunaje)	Escenario 2 (lechos bacterianos)	Escenario 3 (contactores biológicos rotativos-CBR)
Coste de implantación (€/hab-eq)	150 - 800	200 – 700	340 - 490
Coste de explotación (€/hab-eq)	5 - 15	17 – 25	16 - 24

3.1.4 Valores mínimos y máximos para vida útil y tasa de interés

En la segunda iteración de Monte Carlo (la que establece valores aleatorios también para valores de vida útil y de tasa de interés), éstos se han establecido entre 10 y 50 años, para la vida útil, y entre 0,0001% (prácticamente 0%, pero introduciendo un valor que evite errores de división por cero) y 20% para tasa de interés.

3.2.- "FEE" O TASA VIRTUAL

La tasa virtual que llega a un valor nulo total de VAN, según la simulación de Monte Carlo, se expone a continuación, expuesto en unidades económicas (euros) por habitante-equivalente, para las diferentes simulaciones:

Tabla 14: "Fee" total (en euros por habitante equivalente y año) de la alternativa de lagunaje, para distintos periodos de vida útil y de tasa de interés.

Coste total (implantación + explotación) por habitante equivalente						
r (%)	Vida útil (años)					
	10	20	25	30	40	50
0%	57,36 €	33,70 €	28,97 €	25,82 €	21,87 €	19,51 €
2%	62,72 €	38,98 €	34,28 €	31,17 €	27,34 €	25,10 €
4%	68,38 €	44,86 €	40,33 €	37,41 €	33,95 €	32,07 €
6%	74,34 €	51,30 €	47,06 €	44,42 €	41,49 €	40,06 €
8%	80,56 €	58,24 €	54,37 €	52,08 €	49,73 €	48,72 €
10%	87,05 €	65,63 €	62,17 €	60,24 €	58,43 €	57,77 €
12%	93,79 €	73,39 €	70,38 €	68,79 €	67,44 €	67,02 €
14%	100,76 €	81,49 €	78,89 €	77,62 €	76,64 €	76,39 €
16%	107,95 €	89,96 €	87,65 €	86,65 €	85,96 €	85,80 €
18%	115,34 €	98,45 €	96,60 €	95,82 €	95,33 €	95,24 €
20%	122,91 €	107,22 €	105,69 €	105,08 €	104,75 €	104,69 €

Tabla 15: "Fee" total anual (en euros por habitante equivalente) de la alternativa de lechos bacterianos, para distintos periodos de vida útil y de tasa de interés.

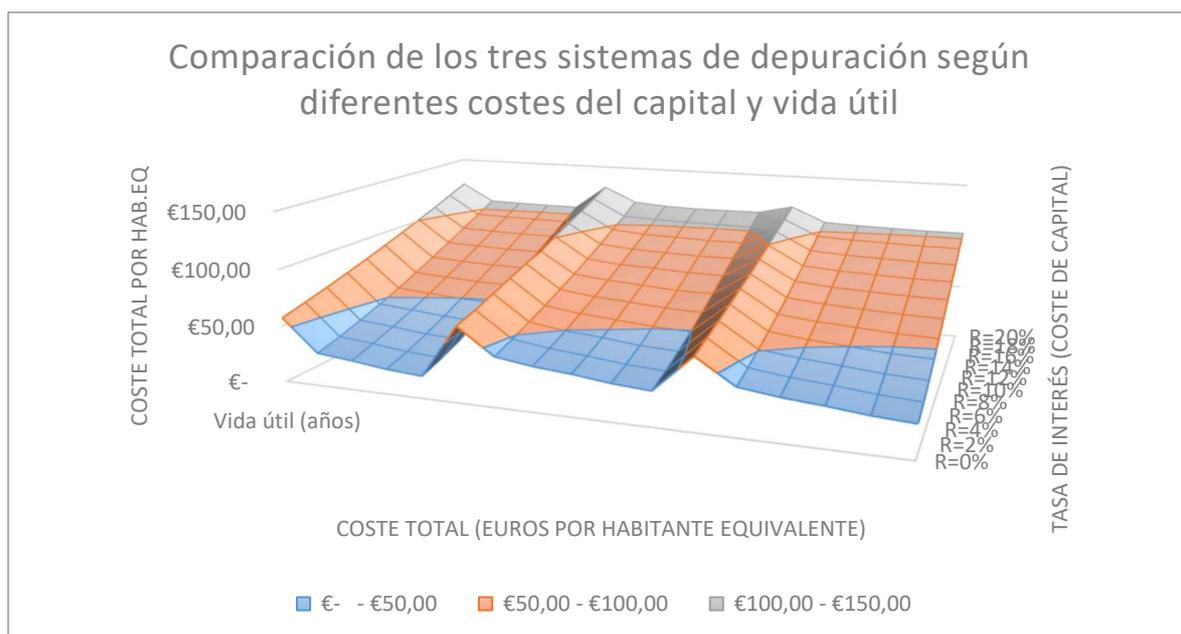
Coste total (implantación + explotación) por habitante equivalente						
r (%)	Vida útil (años)					
	10	20	25	30	40	50
0%	66,09 €	43,53 €	38,91 €	36,11 €	32,23 €	29,90 €
2%	70,72 €	48,55 €	44,08 €	40,91 €	37,32 €	35,33 €
4%	76,76 €	54,49 €	49,74 €	47,17 €	43,56 €	41,94 €
6%	82,63 €	60,35 €	56,23 €	53,57 €	50,96 €	49,42 €
8%	88,68 €	67,29 €	63,18 €	61,29 €	58,65 €	57,57 €
10%	93,26 €	73,91 €	70,71 €	68,61 €	66,52 €	66,45 €
12%	100,71 €	81,25 €	78,13 €	77,28 €	75,74 €	75,46 €
14%	107,64 €	88,86 €	86,25 €	85,21 €	84,33 €	84,61 €
16%	113,93 €	97,23 €	94,50 €	93,85 €	92,88 €	92,80 €
18%	121,09 €	104,84 €	103,54 €	102,94 €	102,41 €	102,35 €
20%	128,16 €	114,01 €	111,65 €	110,76 €	110,95 €	111,31 €

Tabla 16: "Fee" total anual (en euros por habitante equivalente) de la alternativa de contactores biológicos rotativos-CBR, para distintos periodos de vida útil y de tasa de interés.

Coste total (implantación + explotación) por habitante equivalente						
r (%)	Vida útil (años)					
	10	20	25	30	40	50
0%	61,52 €	40,77 €	36,55 €	33,77 €	30,41 €	28,30 €
2%	66,30 €	45,37 €	41,32 €	38,53 €	35,17 €	33,19 €
4%	71,16 €	50,58 €	46,69 €	43,97 €	40,96 €	39,38 €
6%	76,53 €	56,17 €	52,47 €	50,07 €	47,56 €	46,36 €
8%	81,99 €	62,22 €	58,88 €	56,95 €	54,82 €	53,92 €
10%	87,53 €	68,76 €	65,64 €	63,92 €	62,54 €	61,83 €
12%	93,33 €	75,60 €	72,92 €	71,55 €	70,42 €	69,88 €
14%	99,62 €	82,52 €	80,35 €	79,32 €	78,35 €	78,22 €
16%	105,96 €	90,14 €	88,10 €	87,30 €	86,55 €	86,37 €
18%	112,33 €	97,40 €	96,07 €	95,37 €	94,71 €	94,79 €
20%	118,92 €	105,15 €	104,00 €	103,38 €	102,88 €	102,96 €

La figura 10 muestra las superficies de "fee" para cada alternativa, en función de la vida útil y de la tasa de interés.

Figura 10. Superficies de costes totales para las diferentes alternativas



La figura muestra las superficies de costes totales para las diferentes alternativas: lagunaje (a la izquierda), lechos bacterianos (en el centro) y contactores biológicos rotativos- CBR (a la derecha).

Los resultados muestran, para menores valores de tasa de interés, unos valores más reducidos de “fee” en la solución de lagunaje (variando, en el caso de menor coste de capital, entre 19,51€/hab-eq-año y 57,36 €/hab-eq-año) y de CBR (variando, en el caso de menor coste de capital, entre 28,30€/hab-eq-año y 61,52 €/hab-eq-año). Con altos valores de tasa de interés, la tendencia favorece a la solución de contactores biológicos rotativos.

En cuanto a la variación del parámetro “fee” según la variación de vida útil, ésta es menor para la solución de CBR que para las demás, siendo ésta una solución con menor variabilidad del coste de implantación.

En el caso particular de Marruecos, estas tres soluciones conviven en los desarrollos realizados. Como se muestra en la figura 5, existen desarrollos de plantas de lagunaje en Khemisset, Sidi Slimane, Sidi Kacem, Berkane, Tiflet, Guercif, Taourirt, Skhirat, Berrechid, Settat, Oued Zem, Essaouira, Errachidia, Ouarzazate, Ouled Teima, Tiznit, Guelmim, Tan-Tan, o Semara. Y de plantas de lechos biológicos en Ouezzane, Azrou, Khenifra, o El Kelaa Sraghna. La tecnología CBR no está tan extendida en Marruecos, y se trae justamente a colación en este estudio para comparar con otra más aplicada en otros entornos normativos. El lagunaje es una solución muy interesante cuando el coste de inversión es bajo, y más aún cuando se prevé una larga vida útil, lo que suele suceder en programas de cooperación con organismos multilaterales, por ejemplo, en el que el coste del capital de inversión es relativamente bajo, y se minimiza así la parte de costes asumidos por el explotador (los de mantenimiento y operación). En el lado opuesto, el sistema de lechos bacterianos o de CBR es más adecuado cuando el capital para inversión es escaso y/o caro.

Finalmente, la simulación con todas las variables (coste de construcción, coste de explotación, vida útil, tasa de interés) aleatorias muestra los siguientes “fee” (valores en euros por habitante equivalente y año), que se exponen en la tabla 17.

Tabla 17: “Fee” total anual (en euros por habitante equivalente). Valores estadísticos de las simulaciones con todos valores aleatorios.

	Mínimo	Máximo	Promedio	Desv. típica
Lagunaje	19,5€	122,9€	67,0€	27,0€
Lechos Bacterianos	29,9€	128,2€	75,2€	25,7€
Contactores biológicos rotativos CBR	28,3€	118,9€	69,9€	23,7€

En cualquier caso, en los valores anteriores se observan valores totales de “fee” que, llevados a euros mensuales (esto es, dividiendo por 12 los valores de la tabla anterior), entra dentro de los órdenes de magnitud de los cargos por saneamiento en los recibos de agua potable.

CONCLUSIONES

A partir de los resultados obtenidos a lo largo de la investigación, las siguientes conclusiones han sido obtenidos:

En relación con el primer objetivo, en el que se analizó la normativa comparada y su influencia en la aplicación de tecnologías diferentes, las conclusiones obtenidas son las siguientes:

La comparación de la regulación marroquí, en relación con la normativa de vertido de aguas residuales, con internacionales equivalentes muestra cómo los estándares de calidad dependen en gran medida del contexto socioeconómico de cada país. Por citar solamente el ejemplo más relevante, esto es, los valores de contaminantes, mientras que la normativa europea requiere valores de DBO₅, DQO y SS de 25, 125 y 35 mg/l, respectivamente, los estándares marroquíes los sitúan en 120, 250 y 150 mg/l, respectivamente. Se trata de límites más permisivos, que permiten otras aplicaciones tecnológicas, si bien presentan otros retos.

En Marruecos predomina el tratamiento secundario mediante tecnología de lagunaje. Esta tecnología se adapta bien a la regulación marroquí de los parámetros de vertido, pero puede limitar la mejora en los parámetros de vertidos en caso de un cambio más restrictivo de regulación.

El crecimiento de la producción intensiva en agricultura requiere recursos hídricos de calidad lo que hace necesarios sistemas de tratamiento de aguas residuales más eficientes y así obtener recursos adicionales a los actuales.

Este primer capítulo, en definitiva, puso en relieve el valor del establecimiento de unos u otros parámetros en la tecnología más desarrollada para el tratamiento de aguas residuales, así como en las consecuencias y limitaciones que se generan. Es decir, unos estándares más permisivos en cuanto a los umbrales de vertido de aguas residuales tratadas permiten un mayor rango de aplicación de tecnologías. Algunas, como el lagunaje, fácilmente aplicables. Sin embargo, una regulación más restrictiva podría ser deseable para el comercio internacional duradero de productos agrícolas.

En relación con el segundo objetivo de la investigación en el que llevó a cabo un modelo de análisis de concentraciones de contaminantes en una cuenca hidrológica, y su relación con las aguas residuales, las siguientes conclusiones fueron alcanzadas:

A partir de dicho modelo, se puede estimar rápidamente el impacto que tendría, en cuanto a la calidad de las aguas, la mejora de los parámetros legales de vertido, como en el caso de mayores restricciones en cuanto a los umbrales legales.

Igualmente, a partir de los datos de contaminantes, se analiza la influencia de diversos parámetros, tales como los hidrogeomorfológicos, la existencia o no de depuración cercana, etc.

La calidad del agua de los cauces se aleja de parámetros deseables para aguas de riego, ya que se asemeja en algunos casos a vertidos de aguas residuales, y se ve afectada por el estiaje y por parámetros hidrogeomorfológicos o por su posición en la cuenca, si bien no se aprecia diferencia estadísticamente relevante en cuanto a la presencia o no de depuradoras cercanas.

En este análisis, mediante diferentes métodos de aproximación (clusters de puntos, ANOVA, planteamiento de modelo de dilución...), se estableció que, en este entorno de escasez de agua, y de bajo estiaje de los cursos fluviales, no existen diferencias estadísticamente significativas entre los puntos de control cercanos a las plantas de tratamiento de aguas residuales que utilizan un tratamiento secundario y los puntos alejados de cualquier tratamiento de aguas residuales urbanas. Sin embargo, sí que existen diferencias estadísticamente significativas en cuanto a la influencia de otros parámetros relativos a la población aguas arriba, la situación relativa en el cauce, etc. Se muestran además diferente comportamiento entre los parámetros químicos, más asociados a procesos físicos o “litológicos”, y los parámetros de contaminantes (DBO_5 , DQO, SS), más estrechamente ligados a las aguas de origen residual.

Estos resultados indican posiblemente que los vertidos de aguas residuales no se tratan completamente y/o que el tratamiento es insuficiente para generar una depuración adecuada de las características de las aguas residuales en el punto de vertido. Este problema se agrava en condiciones de escasez de agua y/o en escenarios de cambio climático. El análisis realizado durante una serie de años, en el que se esperaban niveles de contaminantes por debajo de las normas de calidad de la normativa marroquí (por efecto de la dilución), muestra cómo algunos parámetros casi alcanzan los valores límites de dichas normas. La comparación con la normativa europea más restrictiva muestra que los valores de algunos parámetros sobrepasan en algún valor, como la DBO_5 , esto es, duplican o cuadriplican los valores límites de la normativa europea, en años relativamente secos.

Con el modelo de balances de masa propuesto en la investigación, se proporciona una metodología para estimar la concentración de un contaminante en un punto a partir de los valores aguas arriba de dicho contaminante, que puede utilizarse para evaluar la eficacia de las actuaciones sobre los distintos parámetros.

En efecto, el modelo permite un rápido análisis de la mejora que supondría, en términos de calidad de las aguas fluviales, la reducción de los umbrales máximos de los parámetros de vertido de aguas residuales (tratadas). Así, se puede estimar en una reducción en torno al 77-80% la reducción en la DBO₅ según el modelo, entre el 27% y el 47% para la DQO, o entre el 26% y 67% para los SS. Este modelo se aplica para estimar la reducción de la contaminación de los cursos de agua al variar la concentración de los vertidos, por ejemplo, a partir de una restricción reglamentaria, o de la intensificación del tratamiento de las aguas residuales. Es decir, el modelo permite estimar cómo (cuánto) mejorarían los parámetros de las aguas presentes en cursos fluviales, tanto en invierno como en estiaje, en caso de aplicación de umbrales máximos de una normativa más restrictiva, o de mejora por intensificación de las infraestructuras de saneamiento y depuración, aportando por tanto una herramienta sencilla a los decisores.

Finalmente, en el tercer capítulo de esta tesis, tras el análisis mediante el método estadístico de Monte Carlo para estudiar el coste de tratamiento de aguas residuales mediante diferentes técnicas de depuración aplicables (y aplicadas) en Marruecos para pequeñas poblaciones, considerando los resultados obtenidos, se extraen las siguientes conclusiones:

La simulación Monte Carlo es una herramienta útil para el análisis cuantitativo y la toma de decisiones en la gestión de la depuración de las aguas residuales urbanas en Marruecos para el estudio de diversas tecnologías de depuración aplicables en pequeñas poblaciones: lagunaje, lechos bacterianos, contactores biológicos rotativos (CBR).

Los costes iniciales, o de implantación, se han establecido en una horquilla de entre 150 a 800 euros por habitante equivalente para el lagunaje, 200 a 700 euros por habitante equivalente para los lechos bacterianos, y 340 a

490 euros por habitante equivalente para el escenario de depuración mediante CBR.

En cuanto a los costes de explotación, éstos se estiman en una horquilla de (euros por habitante equivalente y año) de entre 5 y 15 euros para el lagunaje, 17 y 25 para el escenario de lechos bacterianos, y 16 y 24 euros para el escenario de CBR.

Analizado el fee o tasa (real o “virtual”) que equilibraría los costes totales, expresado dicho valor en euros por habitantes equivalentes y año, se obtiene un promedio de 67,0 euros para el lagunaje (con valores mínimos y máximos de 19,5€ y 122,9€), de 75,2 euros para el escenario de depuración en lechos bacterianos (con mínimo de 29,9 euros y máximo de 128,2 euros) y de 69,9 euros para el escenario de depuración en lechos bacterianos (con mínimo de 28,3 euros y 118,9 euros).

Aunque los costes iniciales del escenario de lagunaje sean superiores a los costes iniciales de otros escenarios, los costes totales disminuyen con el aumento de la vida útil o menores tasas de interés

Para las poblaciones de talla pequeña, en Marruecos el lagunaje es la tecnología que mejor se adapta, por poder cumplir los parámetros exigidos y adaptarse más al caso de pequeños costes de capital (facilidad de realización de la inversión frente a dificultad de costes de mantenimiento).

Teniendo en cuenta lo anterior, la solución de lagunaje continúa siendo una solución viable para el tratamiento de las aguas residuales urbanas en Marruecos, especialmente por el hecho de la diferente normativa de parámetros de vertido, como se expone en el primer capítulo de esta tesis.

CONCLUSIONS

From the results obtained throughout the research, the following conclusions have been reached.

In relation to the first objective, which analyzed the comparative regulations and their influence on the application of different technologies, the following conclusions were obtained:

A comparison of the Moroccan regulation, in relation to the wastewater discharge regulation, with equivalent international shows how quality standards depend to a large extent on the socio-economic context of each country. To cite only the most relevant example, i.e. pollutant values, while European regulations require values for BOD₅, COD and SS of 25, 125 and 35 mg/l, respectively, the Moroccan standards set them at 120, 250 and 150 mg/l, respectively. These are more permissive limits, which allow for other technological applications, although they present other challenges.

In Morocco, secondary treatment using lagooning technology predominates. This technology is well adapted to the Moroccan regulation of discharge parameters, but may limit the improvement in discharge parameters in case of a more restrictive change of regulation.

The growth of intensive agricultural production requires quality water resources, which necessitates more efficient wastewater treatment systems and thus additional resources in addition to the water used in agriculture.

This first chapter, in short, highlighted the value of setting one or the other parameters in the most developed wastewater treatment technology, as well as the consequences and limitations that follow. That is, more permissive standards for discharge of treated wastewater allow a wider range of technologies to be applied. Some, such as lagooning, are easily applicable. However, more restrictive regulation might be desirable for sustainable international trade in agricultural products.

In relation to the second objective of the research in which a model of analysis of pollutant concentrations in a hydrological basin and their relation to wastewater was carried out, the following conclusions were reached:

From such a model, it is possible to quickly estimate the impact on water quality of improving legal discharge parameters, such as in the case of further restrictions on legal standards.

Likewise, based on the pollutant data, the influence of various parameters is analyzed, such as hydrogeomorphological parameters, the existence or not of nearby purification, etc.

The water quality of the watercourses is far from desirable parameters for irrigation water, as in some cases it resembles wastewater discharges, and is affected by low water levels and hydrogeomorphological parameters or by its position in the basin, although no statistically relevant difference is observed in terms of the presence or absence of nearby wastewater treatment plants.

In this analysis, using different approximation methods (point clusters, ANOVA, dilution model approach...), it was established that, in this environment of water scarcity and low water level in the river courses, there are no statistically significant differences between control points close to wastewater treatment

plants using secondary treatment and points far from any urban wastewater treatment. However, there are statistically significant differences in the influence of other parameters related to the upstream population, the relative position in the watercourse, etc. Different behavior is also shown between chemical parameters, more associated with physical or 'lithological' processes, and pollutant parameters (BOD₅, COD, SS), more closely linked to wastewater.

These results possibly indicate that wastewater discharges are not fully treated and/or that the treatment is insufficient to generate an adequate purification of the wastewater characteristics at the point of discharge. This problem is exacerbated under water scarcity conditions and/or climate change scenarios. The analysis carried out over a number of years, where pollutant levels were expected to be below the quality standards of the Moroccan regulations (due to dilution effects), shows that some parameters almost reach the limit values of these standards. Comparison with the more restrictive European standards shows that the values of some parameters exceed by some values, such as BOD₅, i.e. double or quadruple the limit values of the European standards, in relatively dry years.

With the mass balance model proposed in the research, a methodology is provided to estimate the concentration of a pollutant at a point from the upstream values of that pollutant, which can be used to assess the effectiveness of actions on different parameters.

Indeed, the model allows a rapid analysis of the improvement in terms of river water quality that would result from a reduction in the maximum thresholds for (treated) wastewater discharge parameters. Thus, a reduction of around 77-80% can be estimated for BOD₅ depending on the model, between 27% and 47% for COD, or between 26% and 67% for SS. This model is applied to estimate the reduction in pollution of watercourses by varying the concentration of discharges, e.g. from a regulatory restriction, or from the intensification of wastewater

treatment. In other words, the model makes it possible to estimate how (how much) the water parameters present in watercourses would improve, both in winter and in low water, in the event of the application of maximum thresholds of a more restrictive regulation, or of an improvement due to the intensification of sanitation and purification infrastructures, thus providing a simple tool for decision-makers.

Finally, in the third chapter of this thesis, after the analysis using the Monte Carlo statistical method to study the cost of wastewater treatment by different wastewater treatment techniques applicable (and applied) in Morocco for small populations, considering the results obtained, the following conclusions are drawn:

Monte Carlo simulation is a useful tool for quantitative analysis and decision making in the management of urban wastewater treatment in Morocco for the study of various treatment technologies applicable in small populations: lagooning, bacterial beds, rotating biological contactors (RBCs).

The initial, or implementation, costs have been established in a range of 150 to 800 euros per inhabitant equivalent for lagooning, 200 to 700 euros per inhabitant equivalent for bacterial beds, and 340 to 490 euros per inhabitant equivalent for the CBR scenario.

As for operating costs, these are estimated in a range (euros per equivalent inhabitant per year) of between 5 and 15 euros for lagooning, 17 and 25 for the bacterial bed scenario, and 16 and 24 euros for the CBR scenario.

Analyzing the fee or rate (real or 'virtual') that would balance the total costs, expressed in euros per equivalent inhabitants per year, we obtain an average of 67.0 euros for lagooning (with minimum and maximum values of 19, 5 and 122.9

euros), 75.2 euros for the bacterial bed treatment scenario (with a minimum of 29.9 euros and a maximum of 128.2 euros) and 69.9 euros for the bacterial bed treatment scenario (with a minimum of 28.3 euros and a maximum of 118.9 euros).

Although the initial costs of the lagooning scenario are higher than the initial costs of the other scenarios, the total costs decrease with increasing lifetime or lower interest rates.

For small stocks, lagooning in Morocco is the best suited technology, as it can meet the required parameters and is more suited to the case of small capital costs (ease of realization of the investment versus difficulty of maintenance costs).

In view of the above, lagooning remains a viable solution for urban wastewater treatment in Morocco, especially due to the different discharge parameter regulations, as discussed in the first chapter of this thesis.

LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN

A partir de las conclusiones obtenidas en la investigación, se apuntan las siguientes líneas futuras de investigación:

- Aplicación del modelo de dilución diseñado a otras cuencas, y la incorporación del uso de herramientas SIG, que permitan la generalización de esta aplicación en diferentes geografías y calidades de aguas.
- Estandarización de modelos, más generales, reduciendo sus características locales y dotándolos de características más generales, cuyo campo de aplicación los hagan aplicables a cualquier entorno y normativa.
- Validación del modelo de análisis de costes con Monte Carlo con otros casos de estudio de las instalaciones que se están desarrollando actualmente en el entorno de Marruecos u otros países.
- Incorporación de otras tecnologías de depuración a la herramienta de toma de decisiones en la simulación estadística de Monte Carlo, y también para variables asociadas a la talla de la población o tipología de aguas residuales.

NOMENCLATURA

PWNO	Oficina Nacional del Agua Potable 'Office National de l'Eau Potable'.
PWNO-E	Oficina Nacional del Agua y de la Electricidad – Sección Agua 'Office National de l'Eau Potable – Branche Eau'.
EU	Unión Europea
WOBA	Banco Mundial - International Bank for Reconstruction and Development
MWT	Plan Director Nacional para Saneamiento Líquido. PWNO. Gobierno de Marruecos.
MRSP	Programa Nacional de Saneamiento Rural. Liquid sanitation in Morocco: Achievements and perspectives, National Liquid Sanitation and Wastewater Treatment Program, Government of Morocco.
MLW	Ley de Aguas. No 10-5 "Loi des eaux, Dahir n° 1-95-154 du 18 rabii 1416 – 16 août 1995". Official Journal 4325 on September 20th, 1995. Government of Morocco.
MTWR	Estándares de Calidad para Aguas de Riego. n° 1276-01 du 10 chaabane 1423 (17 octobre 2002). Government of Morocco
MWT	Decreto (<i>Arrêté</i>) 1607-06-BO-5448-17/08/2006 Bulletin Officiel n° 5448 du 17/08/2006. Decreto conjunto del Ministro de Interior, del Ministro de la Planificación Regional, Agua y Medio Ambiente y el Ministro de Industria, Comercio y Desarrollo Económico No. 1607- 06 of 29 joumada II 1427 - 25 July 2006 – Fijando Valores Límites Específicos en vertidos.
MWT2	Décret 2-04-553-BO-5292-17/02/2005 Relating to Discharges, Flows, Discharges, Direct or Indirect Deposits in Surface or Underground Water. Official Bulletin ("Journal Officiel", in French) 5292, 17/02/2005). Government of Morocco
EWT	Directiva del Consejo Europeo 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban waste-water treatment. Official Journal of the European Communities. 30.5.1991.
EWTR	Regulation -EU- 2020/741 of the European Parliament and of the Council of 25 May 2020 on minimum requirements for water

NOMENCLATURA

STWR	Real Decreto 1620/2007, de 7 de Diciembre de 2007, estableciendo el regimen legal para la reutilización de agua tratada. BOE 294, págs. 50639–50661. Gobierno de España.
CTWR	Wastewater Reclamation Criteria, California Administrative Code, Title 22, Div. 4. California Department of Health Services. Sanitary Engineering Section, 1978, Berkeley, CA.
TTWR	Use of Reclaimed Water. Texas Administrative Code, Chapter 310, Subchapter A. Texas Water Commission. Department of Health, 1990, Austin, TX.
FTWR	State Water Policy. Chapter 62–40, Florida Administrative Code, Florida Department of Environmental Protection, 1995, Tallahassee, FL.
IWTR	Integrated Planning of Water and Agriculture. Israel Water Planning Corporation, Ministry of Agriculture, 1952, Tel Aviv, Israel.
JWTR	Technical Guidelines on the Reuse of Treated Wastewater. Japan Sewage Works Association, 1995, Tokyo, Japan.
WTWR	Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. Technical Report Series No 778. World Health Organization, 1989, Genoa, Italy.
AWTR	Permissible Utilisation and Disposal of Sewage Sludge, first ed. Water Research Commission Technical Report TT 85/97. Departments of Agriculture, Health, Water Affairs and Forestry. Water Institute of Southern Africa, 1997, Pretoria, South Africa.
WTWR	Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater. Technical Report Series No 675. World Health Organization, 2006, Geneva, Switzerland.
RGPH	Censo General de la Población (« Recensement général de la population et de l'habitat de 2014 »). Technical Report. Haut-Commissariat au Plan, 2014, Rabat, Morocco.
REDAL	Gestor de agua y saneamiento de la ciudad de Rabat.

REFERENCIAS

1. Sato, T.; Qadir, M.; Yamamoto, S.; Endo, T. & Zahoor, A. Global, regional and country level need for data on wastewater generation, treatment, and use. *Agricultural Water Management* 2013, 130, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2013.08.007>.
2. Bouabid, A. & Louis, G.E. Capacity factor analysis for evaluating water and sanitation infrastructure choices for developing communities. *Journal of Environmental Management* 2015, 161, 335–343. DOI: [10.1016/j.jenvman.2015.07.012](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.012).
3. Mahi, M. The ONEP experience for wastewater treatment in small communities: current situation and prospective. *Desalination* 2009, 246, 613–616. DOI: [10.1016/j.desal.2008.09.001](https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.09.001).
4. Qadir, M.; Bahri, A.; Sato, T. & Al-Karadsheh, E. Wastewater production, treatment, and irrigation in Middle East and North Africa. *Irrigation and Drainage Systems* 2010, 24, 37–51. <https://doi.org/10.1007/s10795-009-9081-y>
5. Martín-Pascual, J., Fernández-González, J.M, Ceccomarini, G., Ordóñez, J. & Zamorano, M. The Study of Economic and Environmental Viability of the Treatment of Organic Fraction of Municipal Solid Waste Using Monte Carlo Simulation. 2020. *Applied Sciences*, 10, 9028. <https://doi.org/10.3390/app10249028>.
6. Alcalá F.J.; Martínez-Valderrama, J.; Robles-Marín, P.; Guerrero, F.; Martín-Martín, M.; Raffaelli, G.; Tejera de León, J.; Asebriy, L. A hydrological–economic model for sustainable groundwater use in sparse-data drylands: application to the Amtoudi Oasis in southern Morocco, northern Sahara. *Science of the Total Environment* 2015, 537, 309–322. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.062>.

7. Kuper, M.; Leduc, C.; Massuel, S.; Bouarfa, S. Topical collection: groundwater-based agriculture in the Mediterranean. *Hydrogeology Journal* 2017, 25, 1525–1528. <https://doi.org/10.1007/s10040-017-1598-9>.
8. Leduc, C.; Pulido-Bosch, A. & Remini, B. Anthropization of groundwater resources in the Mediterranean region: processes and challenges. *Hydrogeology Journal* 2017, 25, 1529–1547. <https://doi.org/10.1007/s10040-017-1572-6>.
9. Cramer, W.; Guiot, J.; Fader, M.; Garrabou, J.; Gattuso, J.P.; Iglesias, A.; Lange, M.A.; Lionello, P.; Llasat, M.C.; Paz, S; Peñuelas, J.; Snoussi, M.; Toreti, A.; Tsimplis, M.N.; Xoplaki, E. Climate change and interconnected risks to sustainable development in the Mediterranean. *Nature Climate Change* 2018, 8, 972–980. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0299-2>.
10. Yagbasan, O. Impacts of Climate Change on Groundwater Recharge in Küçük Menderes River Basin in Western Turkey. *Geodinamica Acta* 2016, 28, 209–222. <https://doi.org/10.1080/09853111.2015.1121802>.
11. Zakhem, B.A.; & Kattaa, B. Investigation of hydrological drought using cumulative standardized precipitation index (SPI 30) in the eastern Mediterranean region (Damascus, Syria). *Journal of Earth Science* 2016, 125, 969–984. <https://doi.org/10.1007/s12040-016-0703-0>.
12. Batalla, R.J.; Gómez, C.M.; & Kondolf, G.M. Reservoir-induced hydrological changes in the Ebro River basin (NE Spain). *Journal of Hydrology* 2004, 290, 117–136. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2003.12.002>.
13. Vicente-Serrano, S.M.; Zabalza-Martínez, J.; Borràs, G.; López-Moreno, J.I.; Pla, E.; Pascual, D.; Savé, R.; Biel, C.; Funes, I.; Martín-Hernández, N.; Peña-Gallardo, M.; Beguería, S. & Tomás-Burguera, M. Effect of reservoirs on streamflow and river regimes in a heavily regulated river basin of Northeast

- Spain. *Catena* 2016, 149, 727–741.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.03.042>.
14. Bdour, A.N.; Hamdi, M.R.; & Tarawneh, Z. Perspective on sustainable wastewater technologies and reuse options in the urban areas of the Mediterranean regions. *Desalination* 2009, 237, 162–174.
<https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.12.030>.
15. Fatta, D.; Salem, Z.; Mountadar, M.; Assobhei, O.; Loizidou, M. Urban wastewater treatment and reclamation for agricultural irrigation: the situation in Morocco and Palestine. *Environmentalist* 2001, 24, 227–236.
<https://doi.org/10.1007/s10669-005-0998-x>.
16. Fleskens, L.; Stroosnijder, L.; Ouessar, M. & De Graaff, J. Evaluation of the on-site impact of water harvesting in southern Tunisia. *Journal of Arid Environments* 2005, 62, 613–630.
<https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2005.01.013>.
17. Alcalá, F.J.; Martín-Martín, M.; Guerrero, F.; Martínez-Valderrama, J. & Robles-Marín, P. A feasible methodology for groundwater resource modelling for sustainable use in sparse-data drylands: application to the Amtoudi Oasis in the northern Sahara. *Science of the Total Environment* 2018, 630, 1246–1257. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.294>.
18. Kivaisi, A.K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering*. 2001, 16, 545–560. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00113-0](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00113-0).
19. Licciardello, F.; Milani, M.; Consoli, S.; Pappalardo, N.; Barbagallo, S. & Cirelli, G. Wastewater tertiary treatment options to match reuse standards in agriculture. *Agricultural Water Management* 2018, 210, 232–242.
<https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.08.001>.

20. Qadir, M.; Wilhelms, D.; Raschid-Sally, L.; McCornick, P.G.; Drechsel, P. & Bahri, A. The challenges of wastewater irrigation in developing countries. *Agricultural Water Management* 2010, 97, 561–568. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2008.11.004>.
21. Salgot, M.; & Folch, M. Wastewater treatment and water reuse. *Current Opinion in Environmental Sciences & Health* 2018, 2, 64–74. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.03.005>.
22. Alcalá, F.J. Usefulness of the Cl/Br ratio to identify the effect of reverse osmosis treated waters on groundwater systems. *Desalination* 2019, 470, 114102. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2019.114102>.
23. Allam, A.R.; Saaf, E.J. & Dawoud, M.A. Desalination of brackish groundwater in Egypt. *Desalination* 2002, 152, 19–26. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(02\)01044-5](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(02)01044-5).
24. Fariñas, M. & López, L.A. New and innovative sea water intake system for the desalination plant at San Pedro del Pinatar. *Desalination* 2007, 203, 199–217. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.01.036>.
25. Lashkaripour, G.R. & Zivdar, M. Desalination of brackish groundwater in Zahedan city in Iran. *Desalination* 2005, 177, 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.12.002>.
26. Doukkali, M.R. & Lejars, C. Energy cost of irrigation policy in Morocco: a social accounting matrix assessment. *International Journal of Water Resources Development* 2015, 31, 422–435. <https://doi.org/10.1080/07900627.2015.1036966>.
27. Hirich, A.; Choukr-Allah, R. Wastewater reuse in the Mediterranean region: Case of Morocco, 13th World Wide Workshop for Young Environmental Scientists (WWW YES-2013) – Urban Waters: Resource or Risks? (Thevenot,

- D.; Ed.), 2013, Arcueil, France. hal-00843370. <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-00843370>.
28. Salama, Y.; Chennaoui, M.; Sylla, A.; Mountadar, M.; Rihani, M. & Assobhei, O. Review of wastewater treatment and reuse in the Morocco: aspects and perspectives. *International Journal of Environment and Pollution* 2014, 2, 9–25.
29. WOBA. Managing Water Scarcity in Urban Areas in Morocco. The World Bank, International Bank for Reconstruction and Development, 2017, Washington, DC.
30. Bihadasen, B.; Hassi, M.; Hamadi, F.; Ait Alla, A.; Bourouache, M.; El Boulani, A. & Momouni, R. Irrigation of a golf course with UV-treated wastewater: effects on soil and turfgrass bacteriological quality. *Applied Water Science* 2020, 10, 7. <https://doi.org/10.1007/s13201-019-1095-5>.
31. Bourouache, M.; Momouni, R.; Ait Alla, A.; Hamadi, F.; El Boulani, A. & Bihadassen, B. Bacteriological and physicochemical quality of treated wastewater of the Mzar treatment plant. *Applied Water Science* 2019, 9, 86. <https://doi.org/10.12911/22998993/137360>.
32. El Heloui, M.; Mimouni, R. & Hamadi, F. Impact of treated wastewater on groundwater quality in the region of Tiznit (Morocco). *Journal of Water Reuse and Desalination* 2016, 6, 454–463. <https://doi.org/10.2166/wrd.2015.061>.
33. El Moussaoui, T.; Belloulid, M.O.; Jaouad, Y.; Mandi, L. & Ouazzani, N. Municipal sewage wastewater treatment by activated sludge process: results of a pilot scale study. *Applied Journal of Environmental Engineering Science* 2019a, 5, 390–401.
34. El Moussaoui, T.; Mandi, L.; Wahbi, S.; Masi, S. & Ouazzani, N. Soil properties and alfalfa (*Medicago sativa* L.) responses to sustainable treated

- urban wastewater reuse. *Archives of Agronomy and Soil Sciences* 2019b, 65, 1900–1912. <https://doi.org/10.1080/03650340.2019.1580359>.
35. El Moussaoui, T.; Mandi, L.; Wahbi, S.; Masi, S. & Ouazzani, N. Reuse study of sustainable wastewater in agroforestry domain of Marrakesh city. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences* 2019c, 18, 288–293. <https://doi.org/10.1016/j.jssas.2017.08.004>.
36. Kadmiri, M.; Glouib, K.; Vershaeve, L. & Hilali, A. Cytogenetic monitoring of domestic mammals exposed to wastewaters from the localities of Dladla and Boukallou near Settat, Morocco. *Environment International* 2006, 32, 690–696. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.03.006>.
37. Malki, M.; Bouchaou, L.; Hirich, A.; Ait-Brahim, Y. & Choukr-Allah, R. Impact of agricultural practices on groundwater quality in intensive irrigated area of Chtouka-Massa, Morocco. *Science of the Total Environment* 2017, 574, 760–770. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.145>.
38. Jodar-Abellan, A.; López-Ortiz, M.I. & Melgarejo-Moreno, J. Wastewater treatment and water reuse in Spain. Current situation and perspectives. *Water* 2019, 11, 1551. <https://doi.org/10.3390/w11081551>.
39. SMET. Promoting wastewater reuse. Technical Report. Ministry for Ecological Transition and Demographic Challenge. Government of Spain, 2020, Madrid, Spain.
40. López-Morales, C.A. & Rodríguez-Tapia, L. On the economic analysis of wastewater treatment and reuse for designing strategies for water sustainability: Lessons from the Mexico Valley Basin. *Resources, Conservation & Recycling* 2019, 140, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.09.001>.
41. Sadr, M.S.K.; Saroj, D.P.; Mierzwa, J.C.; McGrane, S.J.; Skouteris, G.; Farmani, R.; Kazos, X.; Aumeier, B.; Kouchaki, S. & Ouki, S.K. A multi expert

- decision support tool for evaluation of advanced wastewater treatment trains: A novel approach to improve urban sustainability. *Environment Science & Policy* 2018, 90, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.09.006>.
42. Gourfi, A.; Daoudi, L. & de Vente, J. A new simple approach to assess sediment yield at a large scale with high landscape diversity: an example of Morocco. *Journal of African Earth Sciences* 2020, 168, 103871. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2020.103871>.
43. Chen, D. & Chen H.W. Using the Köppen classification to quantify climate variation and change: an example for 1901–2010. *Environmental Development* 2013, 6, 69–79. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2013.03.007>.
44. Born, K.; Fink, A.H. & Paeth, H. Dry and wet periods in the northwestern Maghreb for present day and future climate conditions. *Meteorologische Zeitschrift* 2008, Z. 17, 533–551. DOI: [10.1127/0941-2948/2008/0313](https://doi.org/10.1127/0941-2948/2008/0313).
45. Esper, J.; Frank, D.; Buentgen, U.; Verstege, A. & Luterbacher, J. Long-term drought severity variations in Morocco. *Geophysical Research Letters* 2007, 34, L17702. <https://doi.org/10.1029/2007GL030844>.
46. FAO. AQUASTAT – FAO’s Global Information System on Water and Agriculture: Country Profile– Morocco. Food and Agriculture Organization. United Nations, 2015, Rome, Italy.
47. Dahan, R.; Boughlala, M.; Mrabet, R.; Laamari, A.; Balaghi, R.; Lajouad, L. A review of available knowledge on land degradation in Morocco. International Center for Agricultural Research in the Dry Areas (ICARDA) and USAID. Oasis Country Report 2, 2012, Aleppo, Syria. <https://hdl.handle.net/20.500.11766/7747>.
48. Heidecke, C. & Heckelei, T. Impacts of changing water inflow distributions on irrigation and farm income along the Drâa River in Morocco. *Agricultural*

- Economics* 2010, 41, 135–149. <https://doi.org/10.1111/j.1574-0862.2009.00431.x>.
- 49.MWT. National Master Plan for Liquid Sanitation. PWNO. Government of Morocco, 1998, Rabat, Morocco.
- 50.MRSP. National Rural Sanitation Program Project. Liquid sanitation in Morocco: Achievements and perspectives, National Liquid Sanitation and Wastewater Treatment Program, Government of Morocco, 2013, Rabat, Morocco.
- 51.MLW. Law of Waters. No 10–5 “Loi des eaux, Dahir n° 1-95-154 du 18 rabii 1416 – 16 août 1995”. Official Journal 4325 on September 20th, 1995. Government of Morocco, 1995, Rabat, Morocco.
- 52.MTWR. Quality Standards for Irrigation Water. n° 1276-01 du 10 chaabane 1423 (17 octobre 2002). Government of Morocco, 2002, Rabat, Morocco.
- 53.MWT. Arrêté 1607-06-BO-5448-17/08/2006 Bulletin Officiel n° 5448 du 17/08/2006. Joint Decree of the Minister of the Interior, the Minister of Regional Planning, Water and the Environment and the Minister of Industry, Trade and the Upgrading of the Economy No. 1607- 06 of 29 jourmada II 1427 - 25 July 2006 - Fixing Specific Limit Values for Domestic Discharge). Bulletin Officiel n° 5448 du 17/08/2006. Government of Morocco, 2006, Rabat, Morocco.
- 54.MWT. Décret 2-04-553-BO-5292-17/02/2005 Relating to Discharges, Flows, Discharges, Direct or Indirect Deposits in Surface or Underground Water. Official Bulletin (“Journal Officiel”, in French) 5292, 17/02/2005). Government of Morocco, 2006, Rabat, Morocco.
- 55.Tahri, L.; Elgarrouj, D.; Zantar, S.; Mouhib, M.; Azmani, A. & Sayah, F. (2010). Wastewater treatment using gamma irradiation: Tétouan pilot station,

- Morocco. *Radiation Physics & Chemistry* 2010, 79, 424–428.
<https://doi.org/10.1016/j.radphyschem.2009.11.008>.
56. Baroud, S.; Belghyti, D.; Aziz, F.; Said, M. & El Kharrim, K. Contribution of the Principal Component Analysis (PCA) to the evaluation of the physico-chemical pollution of raw wastewater from the city of Khenifra-Morocco. *Journal of Materials and Environmental Sciences* 2015, 6, 2583–2595.
57. Belarbi, S. Modeling and recycling simulation of the wastewater treatment plant of the city of Mrirt. *Water Practice & Technology* 2013, 8, 323–329.
<https://doi.org/10.2166/wpt.2013.018>.
58. Ouelhazi, H.; Lachaal, F.; Charef, A.; Challouf, B.; Chaieb, H. & Horriche, F.J. (2014). Hydrogeological investigation of groundwater artificial recharge by treated wastewater in semi-arid regions: Korba aquifer (Cap-Bon Tunisia). *Arabian Journal of Geosciences* 2014, 7, 4407–4421.
<https://doi.org/10.1007/s12517-013-1090-3>.
59. Latrach, L.; Ouazzani, N.; Masunaga, T.; Hejjaj, A.; Bouhoum, K.; Mahi, M. & Mandi, L. Domestic wastewater disinfection by combined treatment using multi-soil-layering system and sand filters (MSL-SF): a laboratory pilot study. *Ecological Engineering* 2016, 91, 294–301.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.02.036>.
60. EWT. Council Directive 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban wastewater treatment. Official Journal of the European Communities. 30.5.1991, 1991, Brussels, Belgium, L135, 40–52.
61. ETWR. Regulation -EU- 2020/741 of the European Parliament and of the Council of 25 May 2020 on minimum requirements for water reuse. Official Journal of the European Union. 5.6.2020, 2020, Brussels, Belgium, L177, 32–55.

62. STWR. Royal Decree 1620/2007, of 7th December 2007, establishing the legal regime for treated water reuse. BOE 294, pages 50639–50661. Government of Spain, 2007, Madrid, Spain.
63. CTWR. Wastewater Reclamation Criteria, California Administrative Code, Title 22, Div. 4. California Department of Health Services. Sanitary Engineering Section, 1978, Berkeley, CA.
64. TTWR. Use of Reclaimed Water. Texas Administrative Code, Chapter 310, Subchapter A. Texas Water Commission. Department of Health, 1990, Austin, TX.
65. FTWR. State Water Policy. Chapter 62–40, Florida Administrative Code, Florida Department of Environmental Protection, 1995, Tallahassee, FL.
66. IWTR. Integrated Planning of Water and Agriculture. Israel Water Planning Corporation, Ministry of Agriculture, 1952, Tel Aviv, Israel.
67. JWTR. Technical Guidelines on the Reuse of Treated Wastewater. Japan Sewage Works Association, 1995, Tokyo, Japan.
68. WTWR. Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. Technical Report Series No 778. World Health Organization, 1989, Geneva, Italy.
69. AWTR. Permissible Utilisation and Disposal of Sewage Sludge, first ed. Water Research Commission Technical Report TT 85/97. Departments of Agriculture, Health, Water Affairs and Forestry. Water Institute of Southern Africa, 1997, Pretoria, South Africa.
70. WTWR. Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater. Technical Report Series No 675. World Health Organization, 2006, Geneva, Switzerland.

71. Rodríguez-Luna, D.; Vela, N.; Alcalá, F.J. & Encina-Montoya, F. The environmental impact assessment in Chile: Overview, improvements, and comparisons. *Environmental Impact Assessment Review* 2021, *86*, 106502. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2020.106502>.
72. RGPH. General population and housing census (« Recensement général de la population et de l'habitat de 2014 »). Technical Report. Haut-Commissariat au Plan, 2014, Rabat, Morocco. www.rgphencartes.hcp.ma.
73. Jobbins, G.; Kalpakian, J.; Chriyaa, A.; Legrouri, A.; El Mzouri, E.H. To what end? Drip irrigation and the water-energy-food nexus in Morocco. *International Journal of Water Resources Development* 2015, *31*, 393–406. <https://doi.org/10.1080/07900627.2015.1020146>.
74. Asebriy, L.; Cherkaoui, T.; El Amrani-El Hassani, I.; Franchi, R.; Guerrero, F.; Martín-Martín, M.; Guerrero-Patamià, C.; Raffaelli, G.; Robles-Marín, P.; Tejera de León, J. & Alcalá, F.J. Deterioration processes on archaeological sites of Chellah and Oudayas (world cultural heritage, Rabat, Morocco): restoration test and recommendations. *Italian Journal of Geosciences* 2009, *128*, 157–171.
75. Martínez-Valderrama, J.; Ibáñez, J.; Del Barrio, G.; Alcalá, F.J.; Sanjuán, M.E.; Ruiz, A.; Hirche, A.; Puigdefábregas, J. Doomed to collapse: Why Algerian steppe rangelands are overgrazed and some lessons to help land-use transitions. *Science of the Total Environment* 2018, *613–614*, 1489–1497. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.058>.
76. Vela, N.; Fenoll, J.; Navarro, G.; Garrido, I. & Navarro, S. Trial of solar heating methods (solarization and biosolarization) to reduce persistence of neonicotinoid and diamide insecticides in a semiarid Mediterranean soil. *Science of The Total Environment* 2017, *590–591*, 325–332. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.013>.

77. Sukanchan, P. Application of nanotechnology, nanofiltration, and drinking and wastewater treatment—a vision for the future. *Water Purification*, 2017, 587-620. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804300-4.00017-4>.
78. Ortega-Pozo, J.L.; Alcalá, F.J.; Martín-Pascual, J. & Poyatos, J. M. Wastewater reuse for irrigation agriculture in Morocco: Influence of regulation for feasible implementation. *Land*, 2022, 11(12), 2312. <https://doi.org/10.3390/land11122312>.
79. Suruchi S. & Supriya T. Climate Change, Water and Wastewater Treatment: Interrelationship and Consequences. *Water Conservation, Recycling and Reuse: Issues and Challenges*, 2019. (pp.203-214). https://doi.org/10.1007/978-981-13-3179-4_11.
80. Taheripour F., Tyner W.E., Haqiqi I., and Sajedinia E. Water Scarcity in Morocco. *Analysis of Key Water Challenges*. World Bank Group, 2020.
81. Vasco, C., Torres, B., Jácome, E., Torres, A., Eche, D., Velasco, Ch. Use of chemical fertilizers and pesticides in frontier areas: A case study in the Northern Ecuadorian Amazon. *Land Use Policy*, 2021. 107-105490. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105490>.
82. United Nations Economic Commission for Europe & United Nations Economic Commission for Africa. Morocco. *Environmental Performance Reviews*. 2014.
83. Llamas, M.I., Fernández-Valenzuela, P.J., Vadillo, I., Sanmiguel-Martí, M., Rambla-Nebot, J., Aranda-Mares, J.L., Jiménez-Gavilán, P. Study of the presence and environmental risk of organic contaminants policed by the European Union and other organic compounds in the water resources of a region overlapping protected areas: The Guadiaro River basin (south-ern Spain). *Journal of Environmental Management*, 2023, 345, 118903. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118903>.

84. Bonnière, A., Khaska, S., Le Gal La Salle, C., Louvat, P., Verdoux, P. Long Term impact of wastewater effluent discharge on groundwater: identification of contaminant plume by geochemical, isotopic, and organic tracers' approach. *Water Research*, 2024, doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121637>.
85. Mahdaoui, K., Chafiq, T., Asmlal, L., Tahiri, M. Assessing hydrological response to future climate change in the Bouregreg watershed, Morocco. *Scientific African* 2024, 23 e02046. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2023.e02046>.
86. El Aoula R., Mahe G., Mhammdi N., Ezzahouani A., Kacimi I., Khomsi K. Evolution of the Hydrological Regime in Relation to Climate Change: Case of the Bouregreg River Basin, Morocco. *Geographica Polonica* 2021. Volume 94, Issue 1, pp. 131-147. <https://doi.org/10.7163/GPol.0197>.
87. Laassilia O., Ouazar D., Bouziane A., Hasnaoui M.D. Continuous modelling of the Bouregreg watershed (Morocco) using the HEC-HMS model. *E3S Web of Conferences* 2021, 314, 05001. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202131405001>.
88. Brouziyne Y., Abouabdilah A., Chehbouni A., Hanich L., Bergaoui, K., McDonnell, R., Benaabidate, L. Assessing Hydrological Vulnerability to Future Droughts in a Mediterranean Watershed: Combined Indices-Based and Distributed Modeling Approaches. *Water*, 2020. <https://doi.org/10.3390/w12092333>.
89. Arora, V.K. The Use of the Aridity Index to Assess Climate Change Effect on Annual Runoff. *Journal of Hydrology*, 2002, 265, 164-177. [http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00101-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00101-4).
90. UNDP, 1994. Analyse des besoins en coopération technique du secteur de l'eau et de l'assainissement au Royaume du Maroc. Technical Report. Rabat, Morocco. [in French].

91. Najlae, M., 2006. Utilisation des systèmes d'information géographique en hydrogéologie en vue de l'élaboration d'un outil de gestion des ressources en eau du bassin de Guelmim. MSc Thesis. Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II. Rabat, Morocco. 180 pp. [in French].
92. Beck, H. E., van Dijk, A.I.J.M., de Roo, A. Global maps of streamflow characteristics based on observations from several thousands catchments. *Journal of Hydrometeorology*, 2015, 16(4) 1478-1501. <https://doi.org/10.1175/JHM-D-14-0155.1>.
93. Beck, H. E., van Dijk, A.I.J.M., Miralles, D.G., de Jeu, R.A.M., Bruijnzeel, L.A., McVicar, T.R., Shellekens, J. Global patterns in baseflow index and recession based on streamflow observations from 3394 catchments. *Water Resources Research*, 2013, 49(12) 7843-7863. <https://doi.org/10.1002/2013WR013918>.
94. Ubah, J.I., Orakwe, L.C., Ogbu, K.N., Awu, J.I., Ahaneku, I.E., Chukwuma, E.C. Forecasting water quality parameters using artificial neural network for irrigation **purposes**. *Scientific reports*, 2021, 11, 24438. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-04062-5>.
95. Georgescu, P-L., Moldovanu, S., Iticescu, C., Calmuc, M., Calmuc, V., Topa, C., Moraru, L. Assessing and forecasting water quality in the Danube River by using neural network approaches. *Science of the Total Environment*, 2023, 879, 162998. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162998>.
96. Nair, J.P. & Vijaya, M.S., River Water Quality Prediction and index classification using Machine Learning, 2022. *Journal of Physics: Conference Series*, 2325 012011. [DOI 10.1088/1742-6596/2325/1/012011](https://doi.org/10.1088/1742-6596/2325/1/012011).

97. Marchioni, A.; Magni, C.A. Investment decisions and sensitivity analysis: NPV-consistency of rates of return. *Eur. J. Oper. Res.* 2018, 268, 361–371. <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2018.01.007>.
98. Mahdiyar, A.; Tabatabaee, S.; Sadeghifam, A.N.; Mohandes, S.R.; Abdullah, A.; Meynagh, M.M. Probabilistic private cost-benefit analysis for green roof installation: A Monte Carlo simulation approach. *Urban For. Urban Green.* 2016, 20, 317–327. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.10.001>.
99. SendeCO2. Precios CO2—Sendeco2. Available online: <https://www.sendeco2.com/es/precios-co2> (acceso el 10 de Octubre de 2024).
100. Souza, S.V.; Gimenes, R.M.T.; Binotto, E. Economic viability for deploying hydroponic system in emerging countries: A differentiated risk adjustment proposal. *Land Use Policy* 2019, 83, 357–369. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.02.020>.
101. Zore, Ž.; Čuček, L.; Širovnik, D.; Novak Pintarič, Z.; Kravanja, Z. Maximizing the sustainability net present value of renewable energy supply networks. *Chem. Energy Res. Des.* 2018, 131, 245–265. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2018.01.035>.
102. Četković, J.; Lakić, S.; Knežević, M.; Bogdanović, P.; Žarković, M. Financial and socioeconomic analysis of waste management projects. *Gradevinar* 2017, 11, 1007–1016. <https://doi.org/10.14256/JCE.1874.2015>.
103. Steffen, B. Estimating the cost of capital for renewable energy projects. *Energy Econ.* 2020, 88, 104783. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2020.104783>.

104. Bekchanov, M.; Mirzabaev, A. Circular economy of composting in Sri Lanka: Opportunities and challenges for reducing waste related pollution and improving soil health. *J. Clean. Prod.* 2018, 202, 1107–1191. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.186>.
105. Rosa, M.D. Economic assessment of producing and selling biomethane into a regional market. *Energy Environ.* 2018, 31, 1–17. <https://doi.org/10.1177/0958305X18762581>.
106. Chan Gutiérrez, E.; Wall, D.M.; O’Shea, R.; Novelo, R.M.; Gómez, M.M.; Murphy, J.D. An economic and carbon analysis of biomethane production from food waste to be used as a transport fuel in Mexico. *J. Clean. Prod.* 2018, 196, 852–862. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.051>.
107. Vo, T.T.Q.; Wall, D.M.; Ring, D.; Rajendran, K.; Murphy, J.D. Techno-economic analysis of biogas upgrading via amine scrubber, carbon capture and ex-situ methanation. *Appl. Energy* 2018, 212, 1191–1202. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.12.099>.
108. Rasheed, R.; Khan, N.; Yasar, A.; Su, Y.; Tabinda, A.B. Design and cost-benefit analysis of a novel anaerobic industrial bioenergy plant in Pakistan. *Renew. Energy* 2016, 90, 242–247. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.01.008>.
109. De Clercq, D.; Wen, Z.; Fei, F. Economic performance evaluation of bio-waste treatment technology at the facility level. *Resour. Conserv. Recycl.* 2017, 116, 178–184. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.09.031>.
110. Mengistu, M.G.; Simane, B.; Eshete, G.; Workneh, T.S. The environmental benefits of domestic biogas technology in rural Ethiopia. *Biomass Bioenergy* 2016, 90, 131–138. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2016.04.002>.
111. Budzianowski, W.M.; Budzianowska, D.A. Economic analysis of biomethane and bioelectricity generation from biogas using different support

- schemes and plant configurations. *Energy* 2015, 88, 658–666. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2015.05.104>.
112. European Union. Guide to Cost-Benefit Analysis of Investment Projects, Economic Appraisal tool for Cohesion Policy. 2014–2020; European Commission: Brussels. Belgium, 2014.
113. CEDEX. Manual para la implantación de sistemas de depuración en pequeñas poblaciones. 2010.
114. Seidl, M. & Mouchel, J. M. Valorisation des eaux usées par lagunage dans les pays en voie de développement. 2003. Programme « Gestion durable des déchets et de l'assainissement » Rapport final. CERREVE. hal-01815016, version 1.
115. Confederación Hidrográfica del Duero. Guía práctica para la depuración de aguas residuales en pequeñas poblaciones. 2013.
116. Wikiwater: [A21 - Técnicas de lagunaje - Wikiwater](#). Consultado en junio de 2024.
117. Hernández-Sancho, F., Molinos-Senante, M., Sala-Garrido, R. Cost modelling for wastewater treatment processes. 2011. *Desalination* 268 1 - 5. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.09.042>.
118. Karolinczak, B. Cost-effectiveness analysis of wastewater treatment by the activated sludge and biofilter methods. 2019. *Ekonomia I Srodowisko*. 3(70).