



ESCUELA DE DOCTORADO DE LA
UNIVERSIDAD DE CANTABRIA

PROGRAMA DE DOCTORADO EN INGENIERÍA CIVIL



TESIS DOCTORAL

PhD THESIS

INVESTIGACIÓN Y DESARROLLO DE FIRMES PERMEABLES Y SISTEMAS
LINEALES DE DRENAJE ORIENTADOS A LA MEJORA DE LA GESTIÓN DE LA
ESCORRENTÍA SUPERFICIAL URBANA

RESEARCH AND DEVELOPMENT OF PERMEABLE PAVEMENTS AND LINEAR DRAINAGE
SYSTEMS TO IMPROVE STORMWATER RUNOFF MANAGEMENT IN URBAN AREAS

Autor

Author

VALERIO CARLOS ALESSIO ANDRÉS VALERI

Directores

Advisors

JORGE RODRÍGUEZ HERNÁNDEZ

LUIS ÁNGEL SAÑUDO FONTANEDA

2017

AGRADECIMIENTOS

Quisiera agradecer en primer lugar al Ministerio de Economía y Competitividad del gobierno de España por proporcionarme la financiación y medios necesarios para la realización de este trabajo a través del proyecto Rehabilitación Hidrológica de Infraestructuras Viales Urbanas (RHIVU) BIA2012-32463, y de la ayuda predoctoral con referencia BES-2013-062604.

Quisiera agradecer a mis directores, los profesores Jorge Rodriguez y Luis Sañudo por haberme dado la motivación, el apoyo y la ayuda necesarios para hacer este trabajo posible.

Quiero agradecer también a mis compañeros de GITECO, tanto a los que están como a los que han estado a lo largo de estos años, todos los buenos momentos que hemos compartido y todo lo que me han enseñado, de cada uno me llevo algo que me ha hecho ser mejor.

Quiero agradecer también al profesor Daniel Castro como director del GITECO de la Universidad de Cantabria por haberme dado la oportunidad de desarrollar mi tesis doctoral en su grupo de investigación. Aprovecho para agradecer también a los profesores Maurizio Crispino y John J. Sansalone por haberme recibido en sus grupos de investigación del Politécnico de Milán y de la Universidad de Florida, durante las estancias predoctorales realizadas.

Aprovecho para extender mi agradecimiento a todas aquellas personas que, de una forma u otra, han hecho este trabajo posible: los técnicos de laboratorio, personal de administración, compañeros de otros grupos... A todos ellos, gracias.

Y el agradecimiento más grande de todos... a mi familia. Porque siempre creísteis en mí y nunca me dejasteis caer. A vosotros, mi agradecimiento más especial.

RESUMEN

Los Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS) son un conjunto de técnicas que surgen como una de las principales soluciones para combatir los problemas relacionados con la gestión del agua de escorrentía en entornos urbanos. Aunque la capacidad de las técnicas SUDS para tratar estos problemas está bien documentada en la bibliografía de referencia, su capacidad para reducir los volúmenes de agua de escorrentía y para filtrar los contaminantes presentes en ella resultan altamente variables entre los diferentes estudios analizados. El tipo de SUDS aplicado, su antigüedad, diseño y materiales, así como las características de la cuenca, los niveles de tráfico, geología, vegetación y mantenimiento, son parámetros que pueden influir en el funcionamiento y efectividad de estas técnicas. La selección del sistema más adecuado en función del objetivo buscado, la elección de los materiales, la frecuencia de mantenimiento y el funcionamiento en el largo plazo, son algunos de los principales puntos que requieren un estudio en profundidad. La investigación realizada en la presente tesis doctoral se ha enfocado en dar respuestas a cuestiones relacionadas con el funcionamiento hidrológico de diferentes técnicas SUDS con un alto potencial de aplicación en procesos de rehabilitación hidrológica de infraestructuras viales en entornos urbanos. Con este objetivo, se realizó una extensa búsqueda bibliográfica para la selección de las técnicas más adecuadas. Como resultado, se seleccionaron tres técnicas SUDS diferentes para un análisis más detallado: pavimentos permeables, cunetas verdes y drenes filtrantes. Diferentes aspectos relacionados con la cantidad y calidad del agua fueron analizados a escala real y en laboratorio. La influencia de los sistemas usados, de los materiales y diseños empleados, de la cantidad de sedimentos depositada, y de las características de los sedimentos y las lluvias son los principales factores estudiados. Los resultados de la investigación llevada a cabo han permitido cuantificar mejoras significativas de la gestión de la escorrentía mediante el uso de los SUDS analizados, en comparación con las técnicas convencionales, tanto en términos de calidad como de cantidad de agua. Respecto al funcionamiento de las técnicas de pavimentos permeables, las superficies porosas y de adoquín mostraron una mayor capacidad de gestionar volúmenes de agua que las superficies vegetadas. En especial, las secciones con superficies de hormigón poroso mostraron el mejor comportamiento general de entre las secciones analizadas. Por otro lado, se ha demostrado que las características y tipología del material de sub-base afectan sustancialmente a la capacidad de laminar la escorrentía y de mejorar su calidad. Además, los sistemas de cunetas verdes y drenes filtrantes estudiados han mostrado ser capaces de mejorar significativamente la calidad del agua respecto a un sistema convencional. En especial, el sistema de dren filtrante mostró el mejor comportamiento en términos de calidad general del agua efluente. Todos estos resultados en conjunto con su discusión, son tan sólo un aporte más al conocimiento sobre estas técnicas, cuyo potencial para mejorar la gestión de la escorrentía en las infraestructuras viales de los entornos urbanos ha quedado demostrado y debe ser reconocido.

ABSTRACT

Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS) are a set of techniques that arise as one of the best possible solutions for dealing with stormwater related problems of densified urban areas. Although the SUDS capacity for treating these problems is well documented in the bibliography, their capacity for reducing water volumes and pollutants is very disperse among studies. The type of SUDS, duration, design, the used materials, basin characteristics, traffic levels, vegetation and maintenance levels are key factors that affect SUDS performance and efficiency. The selection of the most appropriate system depending on the objective, the material selection for their construction, the maintenance frequency and the long-term performance of these techniques are important issues that require further research. The research developed in the framework of this PhD thesis is focused on giving answers to basic questions related to the hydrological performance of different SUDS that can be applied for the hydrological rehabilitation of urban road infrastructures. With this main aim, an extensive review of the bibliography has been performed in order to select the most suitable techniques to be used in road infrastructures. Three SUDS techniques were selected for analysis on the basis of the bibliographic research: swales, filter drains and permeable pavements. Several aspects related to water quality and quantity have been analysed, both in the field and at laboratory scale. The influence of the used systems, materials and designs, the rainfall characteristics, sediment loads and characteristics are the main factors that are analysed in this thesis. The outcomes of the performed research showed significant improvements in the stormwater management provided by all SUDS analysed. PPS performance showed to be highly influenced by the used materials and designs. ICBP and porous surfaces providing the best performance in terms of infiltration capacity and pollutants retention, especially PC one, which showed the best overall performance. On the other hand, recycled aggregates increase the water retention, in relation to limestone, while BOF-Slag provided water quality values that can be toxic for receiving waters limiting its application to sub-base layers. Additionally, linear drainage systems showed able to maintain a better general water quality than conventional concrete ditches, reducing pollution from solids and hydrocarbons. Filter drain systems had the best outflow water quality showing significantly lower pollution levels than swales. All these results together proved the great potential of the selected SUDS techniques to reduce stormwater related problems in road infrastructures from urban areas.

TABLA DE CONTENIDO

<u>CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN</u>	<u>1</u>
1.1 MARCO Y ESTRUCTURA DE LA TESIS	3
1.1.1 NORMATIVA DE REFERENCIA PARA LA ELABORACIÓN DE LA TESIS DOCTORAL	3
1.1.2 ANTECEDENTES	3
1.1.3 ESTRUCTURA DEL DOCUMENTO	6
1.2 SÍNTESIS DEL ESTADO DEL ARTE	8
1.2.1 EL DRENAJE URBANO EN EL S.XXI: PROBLEMAS Y SOLUCIONES	8
1.2.2 EL DESARROLLO DE BAJO IMPACTO Y EL DESARROLLO URBANO SENSIBLE AL AGUA	12
1.2.3 SISTEMAS URBANOS DE DRENAJE SOSTENIBLE (SUDS)	13
1.2.4 CADENAS DE TRATAMIENTO	27
1.3 MOTIVACIÓN Y OBJETIVOS	29
1.4 RELACIÓN ENTRE ARTICULOS DEL COMPENDIO	31
<u>CAPÍTULO 2. COMPENDIO DE ARTÍCULOS</u>	<u>35</u>
2.1 ARTÍCULOS QUE COMPONEN EL COMPENDIO	37
2.1.1 ARTÍCULO 1: WATER QUALITY AND QUANTITY ASSESSMENT OF PERVIOUS PAVEMENTS PERFORMANCE IN EXPERIMENTAL CAR PARK AREAS	37
2.1.2 ARTÍCULO 2: FIELD STUDY OF INFILTRATION CAPACITY REDUCTION OF POROUS MIXTURE SURFACES	49
2.1.3 ARTÍCULO 3: COMPARATIVE ANALYSIS OF THE OUTFLOW WATER QUALITY OF TWO SUSTAINABLE LINEAR DRAINAGE SYSTEMS	59
2.1.4 ARTÍCULO 4: LABORATORY STUDY ON THE STORMWATER RETENTION AND RUNOFF ATTENUATION CAPACITY OF FOUR PERMEABLE PAVEMENTS	71
2.1.5 ARTÍCULO 5: LABORATORY ASSESSMENT OF THE INFILTRATION CAPACITY REDUCTION IN CLOGGED POROUS MIXTURE SURFACES	86
<u>CAPÍTULO 3. MATERIALES Y MÉTODOS</u>	<u>101</u>
3.1 DESCRIPCIÓN GENERAL	103
3.2 EMPLAZAMIENTOS EXPERIMENTALES	103

3.2.1	APARCAMIENTO EXPERIMENTAL DEL CAMPUS DE LAS LLAMAS (SANTANDER)	103
3.2.2	APARCAMIENTO EXPERIMENTAL DE LA GUÍA (GIJÓN)	108
3.2.3	APARCAMIENTO EXPERIMENTAL DEL PARQUE CIENTÍFICO-TECNOLÓGICO DE GIJÓN	111
3.2.4	TRAMOS EXPERIMENTALES DE DRENAJE LINEAL EN EL CASTILLO DE LA ZOREDA (OVIEDO).	114
3.3	MATERIALES	118
3.3.1	SUPERFICIES PERMEABLES	118
3.3.2	ÁRIDOS DE BASE Y SUB-BASE	123
3.3.3	GEOTEXTIL DE FILTRO Y SEPARACIÓN	125
3.3.4	IMPERMEABILIZACIÓN	126
3.3.5	SÍNTESIS DE MATERIALES USADOS EN LA INVESTIGACIÓN	127
3.4	MÉTODOS	128
3.4.1	MÉTODOS EXPERIMENTALES RELACIONADOS CON LA CAPACIDAD DE INFILTRACIÓN	128
3.4.2	MÉTODOS EXPERIMENTALES RELACIONADOS CON LA CALIDAD DE AGUA	139
3.4.3	MÉTODOS ESTADÍSTICOS	145
3.4.4	SÍNTESIS DE MÉTODOS GENERALES USADOS EN LA INVESTIGACIÓN	158
3.5	MÉTODOS USADOS EN CADA ARTÍCULO	159
3.5.1	ARTÍCULO 1: <i>WATER QUALITY AND QUANTITY ASSESSMENT OF PERVIOUS PAVEMENTS PERFORMANCE IN EXPERIMENTAL CAR PARK AREAS</i>	159
3.5.2	ARTÍCULO 2: <i>FIELD STUDY OF INFILTRATION CAPACITY REDUCTION OF POROUS MIXTURE SURFACES</i>	160
3.5.3	ARTÍCULO 3: <i>COMPARATIVE ANALYSIS OF THE OUTFLOW WATER QUALITY OF TWO SUSTAINABLE LINEAR DRAINAGE SYSTEMS.</i>	162
3.5.4	ARTÍCULO 4: <i>LABORATORY STUDY ON THE STORMWATER RETENTION AND RUNOFF ATTENUATION CAPACITY OF FOUR PERMEABLE PAVEMENTS.</i>	163
3.5.5	ARTÍCULO 5: <i>LABORATORY ASSESSMENT OF THE INFILTRATION CAPACITY REDUCTION IN CLOGGED POROUS MIXTURE SURFACES.</i>	165
CAPÍTULO 4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	169
4.1	CARACTERIZACIÓN HIDROLÓGICA IN-SITU DE SISTEMAS DE DRENAJE SOSTENIBLE	171
4.1.1	ANÁLISIS DE LA CAPACIDAD DE INFILTRACIÓN DE PAVIMENTOS PERMEABLES	171
4.1.2	ANÁLISIS DE LA COLMATACIÓN DE SUPERFICIES POROSAS	173
4.1.3	ANÁLISIS DE LA FUNCIÓN DEPURADORA DE FIRMES PERMEABLES	177
4.1.4	ANÁLISIS DE LA FUNCIÓN DEPURADORA DE SISTEMAS LINEALES DE DRENAJE	184

4.2	CARACTERIZACIÓN HIDRÁULICA EN LABORATORIO DE FIRMES PERMEABLES	189
4.2.1	TIEMPO DE ATENUACIÓN Y LLUVIA RETENIDA	190
4.2.2	TIEMPO DE PICO Y CAUDAL PUNTA	192
4.2.3	COLMATACIÓN (POLITÉCNICO DE MILÁN)	195
CAPÍTULO 5.	CONCLUSIONES Y FUTURAS LINEAS DE INVESTIGACIÓN	201
5.1	CONCLUSIONES	203
5.1.1	CONCLUSIONES ESPECÍFICAS	203
5.1.2	CONCLUSIONES GENERALES	204
5.2	FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN	207
CAPÍTULO 6.	EXTENDED ABSTRACT	209
CAPÍTULO 7.	REFERENCIAS	273
CAPÍTULO 8.	ANEXOS	291

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1. SECCIÓN TIPO DE FIRME PERMEABLE	16
FIGURA 2: CÉSPED REFORZADO CON CELDAS DE PLÁSTICO [42]	19
FIGURA 3: ADOQUINES POROSOS	19
FIGURA 4: SUPERFICIES POROSAS: ASFALTO POROSO (IZQUIERDA) Y HORMIGÓN POROSO (DERECHA).....	19
FIGURA 5: CÉSPED REFORZADO CON CELDAS DE HORMIGÓN (PAVÉS)	20
FIGURA 6: ADOQUINES IMPERMEABLES CON JUNTAS ABIERTAS.....	20
FIGURA 7: PREFABRICADOS DE PLÁSTICO PARA EL ALMACENAMIENTO DEL AGUA [42]	21
FIGURA 8: CUNETA VERDE VEGETADA.....	22
FIGURA 9: CUNETA VERDE AJARDINADA	23
FIGURA 10: CUNETA VERDE MOJADA	24
FIGURA 11: CUNETA VERDE SECA	25
FIGURA 12: DREN FILTRANTE RECUBIERTO DE CELDAS DE HORMIGÓN (PAVÉS)	26
FIGURA 13. RESEÑA DEL ARTICULO 1 EN EL WEB OF SCIENCE DEL JCR	37
FIGURA 14. INDICADORES DE IMPACTO Y CALIDAD DE LA REVISTA SOPORTE DEL ARTÍCULO 1.....	37
FIGURA 15. RESEÑA DEL ARTICULO 2 EN EL WEB OF SCIENCE DEL JCR	49
FIGURA 16. INDICADORES DE IMPACTO Y CALIDAD DE LA REVISTA SOPORTE DEL ARTÍCULO 2.....	49
FIGURA 17. RESEÑA DEL ARTICULO 3 EN EL WEB OF SCIENCE DEL JCR	59
FIGURA 18. INDICADORES DE IMPACTO Y CALIDAD DE LA REVISTA SOPORTE DEL ARTÍCULO 3.....	59
FIGURA 19. RESEÑA DEL ARTICULO 4 EN EL WEB OF SCIENCE DEL JCR	71
FIGURA 20. INDICADORES DE IMPACTO Y CALIDAD DE LA REVISTA SOPORTE DEL ARTÍCULO 4.....	71
FIGURA 21. RESEÑA DEL ARTICULO 5 EN EL WEB OF SCIENCE DEL JCR	86
FIGURA 22. INDICADORES DE IMPACTO Y CALIDAD DE LA REVISTA SOPORTE DEL ARTÍCULO 5.....	87
FIGURA 23. LOCALIZACIÓN DEL APARCAMIENTO EXPERIMENTAL DE LAS LLAMAS (SANTANDER)	104
FIGURA 24. FOTO DEL APARCAMIENTO EXPERIMENTAL UBICADO EN EL PARQUE DE LAS LLAMAS (SANTANDER).....	104
FIGURA 25. PLANO DE PLANTA DEL APARCAMIENTO EXPERIMENTAL DE LAS LLAMAS (SANTANDER) Y DISTRIBUCIÓN DE PLAZAS SEGÚN LA SECCIÓN TIPO Y EL GEOTEXTIL USADO.....	105
FIGURA 26. DATOS CLIMATOLÓGICOS PROMEDIADOS DESDE 1997 HASTA 2015 PARA LA ESTACIÓN METEOROLÓGICA 1109 DEL AEMET EN LA CIUDAD DE SANTANDER (CANTABRIA) (FUENTE: AEMET 2017)	105
FIGURA 27. (A) DIAGRAMA ESQUEMÁTICO DE LA SECCIÓN DE LAS PLAZAS DE APARCAMIENTO; (B) ESQUEMA Y FOTOGRAFÍA DE LAS ARQUETAS DE MONITORIZACIÓN; Y (C) SECCIÓN TIPO.....	106
FIGURA 28: APARCAMIENTO DEL PALACIO DE LOS DEPORTES DE LA GUÍA (GIJÓN)	108
FIGURA 29: FOTO DEL TRAMO DE APARCAMIENTO EXPERIMENTAL DE LA GUÍA (GIJÓN)	108
FIGURA 30: LOCALIZACIÓN Y PLANO DE PLANTA DEL TRAMO DE APARCAMIENTO EXPERIMENTAL DEL PALACIO DE LOS DEPORTES DE LA GUÍA (GIJÓN)	109

FIGURA 31: DATOS CLIMATOLÓGICOS PROMEDIADOS DESDE 1997 HASTA 2015 PARA LA ESTACIÓN METEOROLÓGICA 1208 DEL AEMET EN LA CIUDAD DE GIJÓN (ASTURIAS) (AEMET, 2017)	109
FIGURA 32: LAMINA DE IMPERMEABILIZACIÓN EMPLEADA Y SU PUESTA EN OBRA: (A) GEOCOMPUESTO ALVEOLAR Y (B) GEOTEXTIL DE PROTECCIÓN	110
FIGURA 33: APARCAMIENTO EXPERIMENTAL EN EL PARQUE TECNOLÓGICO DE GIJÓN (GIJÓN)	112
FIGURA 34: PLANO DE PLANTA DEL APARCAMIENTO EXPERIMENTAL EN EL PARQUE CIENTÍFICO Y TECNOLÓGICO DE GIJÓN (GIJÓN)	112
FIGURA 35: IMPERMEABILIZACIÓN DE LAS PLAZAS DE APARCAMIENTO Y PRUEBA DE ESTANQUEIDAD DEL APARCAMIENTO EXPERIMENTAL DEL PARQUE CIENTÍFICO Y TECNOLÓGICO DE GIJÓN (ASTURIAS)	113
FIGURA 36: CONEXIÓN E INSTALACIÓN DE ARQUETA DE MONITORIZACIÓN DE LAS PLAZAS DE APARCAMIENTO EN EL PARQUE CIENTÍFICO Y TECNOLÓGICO DE GIJÓN (ASTURIAS)	113
FIGURA 37: TRAMOS DE DRENAJE LINEAL EN EL APARCAMIENTO DE VEHÍCULOS LIGEROS DEL HOTEL DEL CASTILLO DE LA ZOREDA (OVIEDO)	114
FIGURA 38: PLANO DE PLANTA DE LOS TRAMOS DE DRENAJE LINEAL INSTALADOS EN EL MARGEN DEL APARCAMIENTO DE VEHÍCULOS LIGEROS DEL HOTEL DEL CASTILLO DE LA ZOREDA (OVIEDO)	115
FIGURA 39: SECCIÓN Y FOTO DE LOS SUDS LINEALES INSTALADOS EN EL MARGEN DEL APARCAMIENTO DE VEHÍCULOS LIGEROS DEL HOTEL DEL CASTILLO DE LA ZOREDA (OVIEDO)	116
FIGURA 40: ESQUEMA Y FOTO DE LA ARQUETA DE MONITORIZACIÓN CONECTADA A CADA SISTEMA DE DRENAJE LINEAL INSTALADO EN EL MARGEN DEL APARCAMIENTO DE VEHÍCULOS LIGEROS DEL HOTEL DEL CASTILLO DE LA ZOREDA (OVIEDO)	116
FIGURA 41: DATOS CLIMATOLÓGICOS PROMEDIADOS DESDE 1997 HASTA 2015 PARA LA ESTACIÓN METEOROLÓGICA 12491 SITUADA EN LA CIUDAD DE OVIEDO (ASTURIAS) (FUENTE: AEMET 2017)	117
FIGURA 42: ADOQUINES HANSON-FORMPAVE (HANSON-FORMPAVE LTD)	118
FIGURA 43: ADOQUINES MONTSERRAT [42]	119
FIGURA 44: CELDAS DE HORMIGÓN UTILIZADAS EN EL APARCAMIENTO EXPERIMENTAL [178]	119
FIGURA 45: CELDAS DE PLÁSTICO EMPLEADAS EN EL APARCAMIENTO EXPERIMENTAL DE LAS LLAMAS [178]	120
FIGURA 46: GRANULOMETRÍAS EMPLEADAS PARA FABRICAR LOS MATERIALES EMPLEADOS DURANTE LA ESTANCIA EN EL POLITÉCNICO DE MILÁN	122
FIGURA 47: PROCESO DE FABRICACIÓN DE LOS MATERIALES: (A) ASFALTO POROSO Y (B) HORMIGÓN POROSO	123
FIGURA 48: COMPOSICIÓN QUÍMICA DE LA ESCORIA LD [108]	124
FIGURA 49: GEOTEXTILES: A) INBITEX [®] Y B) ONE-WAY [®] [178]	126
FIGURA 50: GEOTEXTILES: A) POLYFELT TS30 [®] Y B) DANOFELT PY150 [®] [178]	126
FIGURA 51: A) TELA ASFÁLTICA Y B) GEO-COMPUESTO ALVEOLAR	127
FIGURA 52: PERMEÁMETRO LCS [42]	128
FIGURA 53: PERMEAMETRO EN 12697-40	130
FIGURA 54: INFILTRÓMETRO CÁNTABRO PORTÁTIL (ICP) [42]	132
FIGURA 55: GRAFICO DE CALIBRACIÓN DEL ICP [42]	133

FIGURA 56: SIMULADOR DE LLUVIA DE CARGA VARIABLE [42]	134
FIGURA 57: CALIBRACIÓN DE LOS SIMULADORES DE CARGA VARIABLE	135
FIGURA 58: SIMULADOR DE LLUVIA DE CARGA CONSTANTE:	136
FIGURA 59: GRÁFICOS DE CALIBRACIÓN DEL SIMULADOR DE CARGA CONSTANTE: HOMOGENEIDAD DE PRECIPITACIÓN EN LAS 8 ZONAS EN QUE SE DIVIDIÓ LA ZONA DE ENSAYO	138
FIGURA 60: GRÁFICOS DE CALIBRACIÓN DEL SIMULADOR DE CARGA CONSTANTE: (A) INTENSIDAD DE LLUVIA SIMULADA Y (B) TAMAÑOS DE GOTA	139
FIGURA 61: MEDIDOR MULTIPARAMETRICO HACH HQ 40D	140
FIGURA 62: EQUIPO DE FILTRACIÓN DE SST: (A) BOMBA DE VACÍO, (B) URNA DE DESECADO, (C) RAMPA DE FILTRACIÓN Y (D) BÁSCULA DE PRECISIÓN, (E) MATRAZ KITASTOS Y (F) FILTROS DE MICROFIBRA DE VIDRIO	142
FIGURA 63: TURBIDÍMETRO HACH 2100Q	143
FIGURA 64: MEDIDOR DE HIDROCARBUROS HORIBA OCMA 310	144
FIGURA 65: DESCRIPCIÓN DE LOS VALORES REPRESENTADOS EN LOS DIAGRAMAS DE CAJAS	147
FIGURA 66: (ARRIBA) APARCAMIENTO EXPERIMENTAL Y ESQUEMA DE LAS PLAZAS MONITORIZADAS Y (ABAJO) ZONIFICACIÓN DE LAS PLAZAS PARA MEDIDAS DE PERMEABILIDAD Y FOTO DE LA MEDICIÓN DE LA PERMEABILIDAD EN UNA DE LAS PLAZAS.....	161
FIGURA 67: DESCRIPCIÓN DE LAS SECCIONES PERMEABLES EXPERIMENTALES ENSAYADAS EN EL SIMULADOR DE LLUVIA DE CARGA VARIABLE: MATERIALES, ESPESORES Y GRANULOMETRÍAS.....	164
FIGURA 68: GRANULOMETRÍA DE SEDIMENTOS USADOS PARA COLMATAR LAS SUPERFICIES Y RANGO DE VALORES REPORTADOS POR LA BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA: [165-168]	166
FIGURA 69: DIAGRAMAS DE CAJAS REPRESENTATIVOS DE LAS DISTRIBUCIONES DE LOS VALORES DE PERMEABILIDAD REGISTRADOS EN CADA PUNTO DE MEDIDA PARA LAS DIFERENTES PLAZAS DE HPMP Y MB PA12 DEL APARCAMIENTO DE LAS LLAMAS TRAS 5 AÑOS DE USO.	173
FIGURA 70: DIAGRAMAS DE CAJAS REPRESENTATIVOS DE LAS DISTRIBUCIONES DE LOS VALORES DE (A) PERMEABILIDAD Y (B) REDUCCIÓN DE PERMEABILIDAD, REGISTRADOS PARA LAS PLAZAS DE HPMP Y MB PA12 DEL APARCAMIENTO DE LAS LLAMAS TRAS 5 AÑOS DE USO.....	175
FIGURA 71: RESULTADOS DE CALIDAD DE AGUA DE LAS PLAZAS DEL APARCAMIENTO EXPERIMENTAL DE LAS LLAMAS EN FUNCIÓN DE LA SUPERFICIE PERMEABLE.	177
FIGURA 72: RESULTADOS DE CALIDAD DE AGUA DE LAS PLAZAS DEL APARCAMIENTO EXPERIMENTAL DEL PARQUE CIENTÍFICO Y TECNOLÓGICO DE GIJÓN EN FUNCIÓN DE LA SUPERFICIE PERMEABLE.	178
FIGURA 73: RESULTADOS DE CALIDAD DE AGUA DE LAS PLAZAS DEL APARCAMIENTO EXPERIMENTAL DEL PARQUE CIENTÍFICO Y TECNOLÓGICO DE LA GUÍA (GIJÓN) EN FUNCIÓN DE LA SUPERFICIE PERMEABLE.....	178
FIGURA 74. DIAGRAMAS DE CAJAS REPRESENTATIVOS DE LAS DISTRIBUCIONES ASOCIADAS A LAS MEDIDAS DE CALIDAD DE AGUA REALIZADAS EN LAS PLAZAS DE APARCAMIENTO ESTUDIADAS, EN FUNCIÓN DE LA SUPERFICIE PERMEABLE Y DEL MATERIAL DE SUB-BASE: PH, OD Y EC.	179

FIGURA 75. DIAGRAMAS DE CAJAS REPRESENTATIVOS DE LAS DISTRIBUCIONES ASOCIADAS A LAS MEDIDAS DE CALIDAD DE AGUA REALIZADAS EN LAS PLAZAS DE APARCAMIENTO ESTUDIADAS, EN FUNCIÓN DE LA SUPERFICIE PERMEABLE Y DEL MATERIAL DE SUB-BASE: SST, TURBIDEZ Y HTP.	180
FIGURA 76. EVENTOS DE LLUVIA ASOCIADOS A LA TOMA DE MUESTRAS REALIZADA EN LOS TRAMOS DE DRENAJE LINEAL DEL APARCAMIENTO EXPERIMENTAL DEL CASTILLO DE LA ZOREDA.....	184
FIGURA 77. RESULTADOS DE CALIDAD DE AGUA EN LOS TRES TRAMOS DE DRENAJE LINEAL	185
FIGURA 78. DIAGRAMAS DE CAJAS REPRESENTATIVOS DE LAS DISTRIBUCIONES ASOCIADAS A LAS MEDIDAS DE CALIDAD DE AGUA REALIZADAS EN LOS TRAMOS DE DRENAJE LINEAL.	186
FIGURA 79. TIEMPO DE ATENUACIÓN Y LLUVIA RETENIDA EN LAS SECCIONES ENSAYADAS EN LABORATORIO CON EL SIMULADOR DE LLUVIA DE CARGA VARIABLE DURANTE LAS 32 SIMULACIONES DE LLUVIA REALIZADAS	189
FIGURA 80. DIAGRAMAS DE CAJAS ASOCIADOS A LOS REGISTROS DE TIEMPO DE ATENUACIÓN Y LLUVIA RETENIDA EN LAS SECCIONES ENSAYADAS EN LABORATORIO CON EL SIMULADOR DE LLUVIA DE CARGA VARIABLE PARA LAS DOS FASES EN QUE SE DIVIDIÓ EL PERIODO EXPERIMENTAL.....	190
FIGURA 81: CAUDAL EFLUENTE DE LAS SECCIONES ENSAYADAS EN LABORATORIO DURANTE LOS EVENTOS DE LLUVIA SIMULADOS TOTALMENTE MONITORIZADOS, PARA CADA FASE EN QUE SE DIVIDIÓ EL PERIODO EXPERIMENTAL.	192
FIGURA 82: SÍNTESIS DEL PROCEDIMIENTO SEGUIDO PARA CONVERTIR LOS DATOS DE CAUDAL EFLUENTE EN INTENSIDAD EQUIVALENTE A INTERVALOS DE 5 MINUTOS.	193
FIGURA 83: HIDROGRAMA EFLUENTE A INTERVALOS DE 5 MINUTOS PARA LAS SECCIONES ENSAYADAS EN LABORATORIO DURANTE LA PRIMERA FASE DE EXPERIMENTACIÓN.....	194
FIGURA 84: HIDROGRAMA EFLUENTE A INTERVALOS DE 5 MINUTOS PARA LAS SECCIONES ENSAYADAS EN LABORATORIO DURANTE LA SEGUNDA FASE DE EXPERIMENTACIÓN.	195
FIGURA 85: DIAGRAMAS DE CAJAS ASOCIADOS A LOS TIEMPOS DE DESCARGA REGISTRADOS EN LAS SUPERFICIES DE PC Y PA EN FUNCIÓN DEL (A) VOLUMEN DE HUECOS Y DE (B) LA CANTIDAD DE SEDIMENTOS APLICADA.	197
FIGURA 86: TIEMPOS DE DESCARGA MEDIOS REGISTRADOS EN LAS SUPERFICIES DE PC Y PA EN FUNCIÓN DEL APOORTE DE SEDIMENTOS Y DEL VOLUMEN E HUECOS DE LOS MATERIALES	198

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 1: COMPARACIÓN DE ALGUNOS PARÁMETROS DE CALIDAD ENTRE AGUAS PLUVIALES Y RESIDUALES [24].....	10
TABLA 2. SECCIONES PERMEABLES CONSTRUIDAS EN EL APARCAMIENTO EXPERIMENTAL DE LAS LLAMAS (SANTANDER)	107
TABLA 3. SECCIONES PERMEABLES CONSTRUIDAS EN EL APARCAMIENTO EXPERIMENTAL DE “LA GUÍA” (GIJÓN).....	111
TABLA 4. ESPECIFICACIÓN DE LAS DIFERENTES SECCIONES EN LAS PLAZAS DE APARCAMIENTO EN EL TRAMO DE APARCAMIENTO EXPERIMENTAL DEL PARQUE CIENTÍFICO Y TECNOLÓGICO DE GIJÓN.	114
TABLA 5. ESPECIFICACIONES GRANULOMÉTRICAS DE LA MEZCLA BITUMINOSA [105].....	120
TABLA 6. ESPECIFICACIÓN DE LOS MATERIALES EMPLEADOS DURANTE LA ESTANCIA EN EL POLITÉCNICO DE MILÁN	122
TABLA 7. ESPECIFICACIONES GRANULOMÉTRICAS DE LOS ÁRIDOS USADOS EN LAS CAPAS GRANULARES DE LOS EMPLAZAMIENTOS EXPERIMENTALES	125
TABLA 8. RESUMEN DE LOS MATERIALES EMPLEADOS EN CADA ARTÍCULO	127
TABLA 9. RESUMEN DE LOS MÉTODOS GENERALES EMPLEADOS EN CADA ARTÍCULO	158
TABLA 10. CRITERIO PARA DEFINIR LA PERMEABILIDAD MEDIDA CON EL PERMEÁMETRO LCS.	160
TABLA 11. PARÁMETROS DE CALIDAD MEDIDOS, MÉTODO DE MEDIDA Y PRECISIÓN DE LAS LECTURAS.....	162
TABLA 12. TIEMPOS DE DESCARGA MEDIOS REGISTRADOS CON EL PERMEAMETRO EN 12697-40 EN EL HORMIGÓN POROSO Y ASFALTO POROSO TRAS LAS VERIFICACIONES REALIZADAS DESPUÉS DE LOS PROCESOS DE LIMPIEZA.	167
TABLA 13. CAPACIDAD DE INFILTRACIÓN MEDIA REGISTRADA EN CADA TIPO DE SUPERFICIE EN LOS DIFERENTES APARCAMIENTOS EXPERIMENTALES ANALIZADOS.	171
TABLA 14. CAPACIDAD DE INFILTRACIÓN MEDIA REGISTRADA CON EL ICP EN CADA TIPO DE SUPERFICIE DEL APARCAMIENTO EXPERIMENTAL DE LAS LLAMAS TRAS 5 AÑOS DE USO.	172
TABLA 15. PERMEABILIDAD MEDIA, REDUCCIÓN DE PERMEABILIDAD Y VALORACIÓN DE LA CAPACIDAD DE INFILTRACIÓN EN LAS DIFERENTES ZONAS DE MEDIDA PARA LAS PLAZAS DE APARCAMIENTO DE HPMP	174
TABLA 16. PERMEABILIDAD MEDIA, REDUCCIÓN DE PERMEABILIDAD Y VALORACIÓN DE LA CAPACIDAD DE INFILTRACIÓN EN LAS DIFERENTES ZONAS DE MEDIDA PARA LAS PLAZAS DE APARCAMIENTO DE MB PA12 DEL APARCAMIENTO DE LAS LLAMAS TRAS 5 AÑOS DE USO	174
TABLA 17. RESULTADOS DEL TEST U DE MANN-WHITNEY Y EL TEST H DE KRUSKAL-WALLIS COMPARANDO LOS VALORES DE PERMEABILIDAD REGISTRADOS EN LAS PLAZAS DE HPMP Y MB PA12 DEL APARCAMIENTO DE LAS LLAMAS TRAS 5 AÑOS DE USO	175
TABLA 18. RESULTADOS DEL TEST H DE KRUSKAL-WALLIS COMPARANDO LOS VALORES DE PERMEABILIDAD Y REDUCCIÓN DE PERMEABILIDAD REGISTRADOS EN CADA UNO DE LOS 9 PUNTOS DE MEDIDA DE LAS PLAZAS DE HPMP Y MB PA12 DEL APARCAMIENTO DE LAS LLAMAS TRAS 5 AÑOS DE USO	176
TABLA 19. RESULTADOS DEL TEST U DE MANN-WHITNEY Y EL TEST H DE KRUSKAL-WALLIS COMPARANDO LOS VALORES DE CALIDAD DE AGUA REGISTRADOS EN FUNCIÓN DEL TIPO DE ÁRIDO DE SUB-BASE Y EL TIPO DE SUPERFICIE PERMEABLE (RESP.)	183

TABLA 20. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE CORRELACIÓN (RHO DE SPEARMAN) ENTRE LOS VALORES DE LOS PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA Y EL TIPO DE SUPERFICIE PERMEABLE Y ÁRIDO DE SUB-BASE.....	183
TABLA 21. RESULTADOS DE LOS TEST U DE MANN-WHITNEY ASOCIADOS A LAS COMPARACIONES MÚLTIPLES REALIZADAS ENTRE LOS VALORES DE LOS PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA MEDIDOS EN FUNCIÓN DEL TIPO DE SISTEMA DE DRENAJE LINEAL.....	187
TABLA 22. RESULTADOS DE LA CAPACIDAD DE INFILTRACIÓN REGISTRADA EN LAS SUPERFICIES DE PC Y PA EN LOS DIFERENTES ESCENARIOS EXPERIMENTALES ENSAYADOS.....	196

Capítulo 1. INTRODUCCIÓN

1.1 MARCO Y ESTRUCTURA DE LA TESIS

1.1.1 Normativa de referencia para la elaboración de la tesis doctoral

La presente tesis doctoral se articula como una tesis por compendio de artículos previamente publicados y se rige según las disposiciones relativas a los estudios de Doctorado y la obtención del Título de Doctor en la Universidad de Cantabria, que se enumeran a continuación:

- La ley Orgánica 6/2001, de 21 de diciembre, de Universidades, y sus normas de desarrollo.
- El Real Decreto 99/2011, de 28 de enero, por el que se regulan las enseñanzas oficiales de Doctorado.
- Los Estatutos de la Universidad de Cantabria, aprobados por Decreto 26/2012, de 10 de mayo (Boletín Oficial de Cantabria de 17 de mayo de 2012).
- Normativa de Gestión Académica de los Estudios de Doctorado aprobada en el Consejo de Gobierno de la Universidad de Cantabria con fecha de 9 de marzo de 2016.
- Normativa para la elaboración de tesis como compendio de artículos dentro del Programa de Doctorado en Ingeniería Civil (PDIC) de la Escuela de Doctorado de la Universidad de Cantabria (EDUC), aprobada el 20 de mayo de 2016 y ratificada el 14 de junio de 2016.

1.1.2 Antecedentes

La presente tesis doctoral se enmarca en la Línea de Investigación denominada “Construcción de Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible” desarrollada en el Grupo de Investigación de Tecnología de la Construcción (GITECO) de la Universidad de Cantabria. Esta línea de investigación se creó en el año 2003 y desde entonces ha venido desarrollando ininterrumpidamente su actividad investigadora a través de diferentes proyectos de investigación, Entre los que destacan 5 proyectos del Plan Nacional de I+D+i:

- “Desarrollo de nuevas estructuras de firmes filtrantes biodegradantes de hidrocarburos (FIDICA)”, con referencia REN2003-05278/TECNO.
- “Desarrollo de nuevos sistemas de captación, pretratamiento y tratamiento in situ, de aguas contaminadas con hidrocarburos procedentes de la escorrentía urbana en aparcamientos con firmes impermeables (TRAPI)”, con referencia CTM2006-00310.
- “Desarrollo de sistemas de captación y almacenamiento de agua de lluvia, mediante firmes filtrantes en aparcamientos, para usos no potables y como aprovechamiento de energía geotérmica de baja entalpía (VEA)”, con referencia BIA2009-08272.
- “Rehabilitación Hidrológica de Infraestructuras Viales Urbanas (RHIVU)”, con referencia BIA2012-32463.
- “Superficies Urbanas Permeables, Resilientes, Inteligentes y Sostenibles (SUPRIS)”, proyecto coordinado entre la Universidad de Cantabria y la Universidad Politécnica de Valencia con referencias BIA2015-65240-C2-1-R y 2-R.

Como parte del trabajo realizado durante estos 15 años en el GITECO-UC se ha dotado a la Universidad de Cantabria del Laboratorio de Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDSlab). Esta instalación ha sido posible gracias a la financiación asociada a los cinco proyectos del Plan Nacional anteriormente mencionados y representa la primera instalación de estas características en España. Además, durante el desarrollo de los diferentes proyectos asociados a la línea de investigación en la que se enmarca esta tesis, se han construido un conjunto de emplazamientos experimentales de técnicas de drenaje sostenible en Santander, Gijón y Oviedo.

Fruto de la continua actividad investigadora del grupo en esta línea de trabajo se han publicado más de 20 artículos indexados en el *Journal Citation Report* (JCR) de Thomson Reuters y se han presentado más de 30 ponencias orales a congresos de ámbito nacional e internacional. Además, han sido defendidas con éxito un total de 6 tesis doctorales, obteniéndose en todos los casos la máxima calificación de Sobresaliente *Cum Laude*, además de varias menciones de Doctor Europeo o Internacional:

- "Estudio, análisis y diseño de secciones permeables de firmes para vías urbanas con un comportamiento adecuado frente a la colmatación y con la capacidad portante necesaria para soportar tráfico ligero". Rodríguez-Hernández, J. (2008).
- "Análisis de los aspectos de depuración y degradación de los hidrocarburos presentes en las aguas procedentes de la escorrentía urbana, en los firmes permeables". Rodríguez-Bayón, J. (2008).
- "Desarrollo de un sistema de captación, pretratamiento y tratamiento in situ, de aguas contaminadas con hidrocarburos procedentes de la escorrentía urbana en aparcamientos con firmes impermeables". Fernández-Barrera, A.H. (2010).
- "Estudio de un aparcamiento de firmes filtrantes para la mejora de la gestión sostenible de las aguas urbanas mediante el almacenamiento y valorización del agua de lluvia". Gómez-Ullate, M.E. (2011).
- "Análisis de la infiltración de agua de lluvia en firmes permeables con superficies de adoquines y aglomerados porosos para el control en origen de la inundación". Sañudo-Fontaneda, L.A. (2014).
- "Modelado hidrológico de cuencas urbanas bajo cambio climático para diseñar un sistema espacial de apoyo a la decisión que mitigue inundaciones mediante firmes permeables cumpliendo los principios de sostenibilidad". Jato-Espino, D.J. (2016).

Con todo, la presente tesis, la séptima de la línea de investigación, se enmarca fundamentalmente dentro del cuarto proyecto del Plan Nacional citado anteriormente: "Rehabilitación Hidrológica de Infraestructuras Viales Urbanas (RHIVU)" con referencia BIA2012-32463, siendo la primera que se presenta en el formato de tesis por compendio de artículos publicados.

Además, es de destacar que el autor de esta tesis logró la concesión de una Ayuda para un Contrato Predoctoral para la formación de doctores (antigua FPI) asociada al proyecto RHIVU y financiada por el Ministerio de Economía del Gobierno de España (referencia BES-2013-062604). Esta ayuda ha permitido al autor desarrollar sus estudios de doctorado, incluyendo la realización de dos estancias de investigación en centros de investigación internacionales, cumpliendo uno de los requisitos para optar a la mención de Doctor Internacional (RD 99/2011):

- Estancia de 4 meses de duración en el Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental del *Politécnico di Milano (Italia)*:
 - *Academic Rank of World Universities*: 232/51 (General/Ingeniería Civil)
 - Investigador Responsable: Prof. Maurizio Crispino (Índice H: 6).
- Estancia de 3 meses de duración en el Departamento de Ingeniería y Ciencias Ambientales de la *University of Florida (USA)*:
 - *Academic Rank of World Universities*: 90/101 (General/Ingeniería Civil)
 - Investigador Responsable: Prof. John J. Sansalone (Índice H: 24).

1.1.3 Estructura del documento

El documento de esta tesis se ha estructurado en siete capítulos que son:

- Capítulo I: Introducción
- Capítulo II: Compendio de artículos
- Capítulo III: Metodología
- Capítulo IV: Resultados y discusión
- Capítulo V: Conclusiones y futuras líneas de investigación
- Capítulo VI: *Extended Abstract* (requisito para la mención de Doctor Internacional).
- Capítulo VII: Referencias bibliográficas
- Capítulo VIII: Anexos

En el primer capítulo se realiza una breve introducción del marco general en el que se desarrolla la tesis doctoral, incluyendo sus antecedentes, el proyecto y línea de investigación en que se enmarca, la normativa que la regula, así como su justificación, estructura y objetivos y se establece la relación existente entre los diferentes artículos que componen el compendio de artículos.

En el segundo capítulo se recoge una transcripción literal de los 5 artículos que componen el compendio de artículos, así como sus principales indicadores bibliométricos.

En el tercer capítulo se describen en detalle los emplazamientos experimentales, equipos de laboratorio, materiales y métodos empleados en el desarrollo de la tesis.

Además, se hace una descripción general de la metodología seguida durante el desarrollo de la tesis doctoral y de las metodologías específicas seguidas en cada una de las publicaciones del compendio de artículos.

En el cuarto capítulo se recogen y analizan los principales resultados obtenidos a lo largo de la investigación recogida en esta tesis y se realiza una discusión de los mismos, utilizando diferentes herramientas de análisis estadístico.

En el capítulo cinco se recogen las principales conclusiones extraídas de la investigación realizada, destacando las aportaciones originales derivadas de esta tesis doctoral, y se identifican las potenciales líneas de investigación futuras que se pueden derivar de la investigación realizada en la presente tesis doctoral.

A continuación, en el capítulo seis, se proporciona un resumen de la tesis doctoral en lengua inglesa, requisito para poder optar a la mención de Doctor Internacional.

Finalmente se dedica un capítulo a las referencias donde se enumeran todos los documentos citados en el desarrollo de la tesis doctoral, y un anexo en el que se recoge un resumen de la trayectoria como Doctorado del autor de esta tesis, destacando las principales actividades de formación y otras publicaciones que han servido de difusión a la investigación presentada.

1.2 SÍNTESIS DEL ESTADO DEL ARTE

1.2.1 El drenaje Urbano en el s.XXI: Problemas y Soluciones

Desde la antigüedad hasta la época actual, el desarrollo social, cultural y económico de las civilizaciones se ha basado en las ciudades. La elección de una adecuada ubicación geográfica favorecedora de las actividades sociales, políticas y económicas estuvo en la base de los primeros asentamientos humanos. Con ese propósito se valoraba la complementariedad entre el clima y el suelo, por su influencia sobre las actividades agrícolas, así como la proximidad de fuentes de agua potable o recursos minerales [1]. A partir de ahí, el desarrollo de los servicios urbanos, entre los que destaca el drenaje superficial, siendo su complejidad un indicador del nivel económico de las ciudades.

Un desarrollo importante de las ciudades, tal y como las conocemos en la actualidad, tuvo lugar durante el proceso industrializador del s.XIX. Entonces la urbanización de amplios terrenos produjo una masiva impermeabilización del suelo urbano, dando lugar a graves problemas de insalubridad en las grandes ciudades en general, y en las principales ciudades españolas en particular [2]. La evacuación inadecuada de las aguas de la superficie urbana producía su estancamiento y favorecía el desarrollo de microorganismos portadores de enfermedades, generando problemas más propios de la Edad Media. Como solución, los ingenieros decidieron tratar de evacuar rápidamente las aguas de lluvia de las ciudades para evitar su encharcamiento y la propagación de enfermedades, dando así lugar al desarrollo industrial y generalizado del drenaje urbano, el saneamiento y la depuración de las aguas. De este modo las aguas de escorrentía pasaron de ser un recurso natural, a constituir un elemento nocivo y perjudicial que requería una rápida evacuación, sentando las bases de los criterios de saneamiento aplicados durante el siglo XX [3], constituyendo el paradigma tradicional del drenaje urbano.

Actualmente, un nuevo desarrollo masivo de las ciudades está teniendo lugar. La progresiva tendencia migratoria del campo a la ciudad, el aumento generalizado de la población mundial y las nuevas necesidades de la sociedad moderna, han provocado un extraordinario crecimiento de los núcleos urbanos en las últimas décadas [4, 5]. La impermeabilización del suelo natural, asociada a los procesos de urbanización, ha

provocado la modificación de los mecanismos naturales de precipitación-escorrentía-infiltración, alterando el ciclo natural del agua y modificando el comportamiento hidrológico de las cuencas afectadas [6, 7]. El resultado final de los procesos de urbanización es un aumento del volumen y velocidad del agua de escorrentía que accede a los sistemas de drenaje y saneamiento, sobrepasando en ocasiones su capacidad [8, 9]. Además, el arrastre de los contaminantes depositados en las superficies urbanas, produce un empeoramiento de la calidad de las aguas de escorrentía, aumentando los niveles de contaminación y aportando algunos contaminantes antrópicos para los cuales las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR), muchas veces, no están preparadas [5, 10-13].

El incremento de la cantidad de agua a evacuar y su velocidad puede dar lugar a riadas, corrimientos de tierras e inundaciones localizadas en las zonas bajas de los núcleos urbanos [14]. Además, durante el proceso de transporte de la escorrentía, las aceras y carreteras urbanas actúan como canales artificiales. Esto provoca una pérdida de comodidad para los peatones y un aumento del riesgo de circulación de vehículos, dando lugar en ocasiones a la pérdida de la capacidad de servicio de las infraestructuras viales [9].

La existencia predominante de sistemas de saneamiento unitarios en numerosos países como España, provoca que haya una gran influencia de las aguas de precipitación en la efectividad de la gestión de las aguas residuales. Un incremento de precipitación provoca un aumento de la escorrentía, y, por tanto, un incremento del volumen de agua que accede al sistema de saneamiento, y que requiere ser transportada y tratada antes de ser vertida al medio receptor. El aumento de los caudales de agua en los sistemas de saneamiento en periodos de intensas precipitaciones, da lugar a otro de los problemas que acusan los actuales sistemas de gestión de aguas pluviales: las Descargas de Sistemas Unitarios (DSU). Las DSU son descargas de aguas residuales, diluidas por el gran aporte de agua de lluvia y escorrentía, pero sin otro tratamiento que un desbaste primario, presentando altos grados de contaminación [5, 15].

Las DSUs se producen en puntos concretos del trazado de las redes de saneamiento [16], debido a la incapacidad de la red de gestionar, transportar y tratar toda el agua residual afluente en tiempo de lluvia. Dada la contaminación que presenta este agua, el impacto medioambiental en los medios naturales receptores es elevado [17],

habiéndose convertido en unos de los principales problemas a solucionar desde la transposición de la Directiva 2000/60/CE [18], también llamada Directiva Marco del Agua, a la legislación española.

El desarrollo urbano e industrial provoca además que las aguas de escorrentía arrastren los contaminantes presentes en la atmósfera y depositados en las superficies impermeables que lava, añadiendo esta contaminación a la ya presente en las aguas residuales urbanas [13]. Diversos estudios confirman la importancia de la contaminación presente en el agua de escorrentía superficial, llamada contaminación difusa por su origen no localizado [19]. Esta contaminación está directamente relacionada con las actividades que se desarrollen en los entornos interceptados por el flujo de agua, por lo que presenta una alta variabilidad en función de los distintos usos del suelo [20].

La contaminación difusa es difícil de gestionar y tratar, al arrastrar contaminantes muy diversos, como hidrocarburos o metales pesados, que pueden producir daños en los tratamientos biológicos de las depuradoras y en los medios receptores en caso de vertido directo deslocalizado [16, 21, 22]. Numerosos estudios muestran además que la contaminación arrastrada por el agua de escorrentía muestra sus máximos valores al comienzo de las precipitaciones, debido al mayor lavado y arrastre ejercido por las primeras aguas de lluvia o *first flush*, decreciendo su concentración a partir de los 20-30 minutos de precipitación. La Tabla 1 muestra una comparativa de calidad entre el agua pluvial de redes separativas y el agua residual.

Tabla 1: Comparación de algunos parámetros de calidad entre aguas pluviales y residuales [24]

ELEMENTO	AGUA PLUVIAL		AGUA RESIDUAL		
	Redes Separativas		Antes de tratamiento		Tras tratamiento secundario
	Rango	Típico	Rango	Típico	
DQO	20-275	75	250-1000	500	80
SST	20-2980	150	100-350	220	20
Pt	0.02-4.3	0.36	4-15	8	2
Nt	0.4-20	2.0	20-85	40	30
Pb	0.01-1.2	0.18	0.02-0.94	0.1	0.05
Cu	0.01-0.4	0.05	0.03-1.19	0.22	0.03
Zn	0.01-2.9	0.2	0.02-7368	0.28	0.08
Coliformes Fecales¹	400-50·10 ³		1·10 ⁶ -1·10 ⁸		200

¹ Coliformes Fecales en cada 100 mL de agua

La magnitud de estos problemas ha ido creciendo a medida que lo han hecho los núcleos urbanos y sus poblaciones, viéndose agravados aún más por los efectos visibles del Cambio Climático [23]. Por ello, la búsqueda de soluciones a estos problemas ha ido cobrando cada vez más importancia, especialmente por las grandes inversiones y mejoras requeridas para evacuar la totalidad de la escorrentía urbana producida durante eventos de lluvia intensos.

Frente a los problemas descritos surgen dos posibles soluciones [5, 25]:

- Incrementar la capacidad de los colectores en los núcleos urbanos con problemas de drenaje y en las EDAR que les dan servicio
- Poner en práctica técnicas alternativas de drenaje que, cambiando el paradigma tradicional de gestión de aguas pluviales, permitan recuperar en parte el ciclo natural del agua en los entornos urbanos.

Si bien ambas opciones suponen un reto técnico, tecnológico y de escala, resulta evidente la necesidad de invertir en la aplicación de una o de las dos soluciones posibles. En el caso de optar únicamente por la aplicación de la primera opción, la situación desembocará en un incremento progresivo del volumen de agua que debe ser recogida, transportada y depurada, por lo que las infraestructuras de saneamiento y drenaje deberán ampliarse periódicamente para satisfacer las nuevas necesidades [5]. Esto, necesariamente desembocará en un aumento de los costes de explotación y mantenimiento, fundamentalmente debidos a los consumos de bombeo y tratamiento, además de producir impactos ambientales cada vez mayores asociados a las DSUs, cada vez mayores al aumentar la escala de los sistemas de drenaje convencionales

Tras casi diez años de trabajo en la línea de investigación en la que se enmarca esta tesis doctoral, el autor de la misma aboga por la combinación de las dos opciones, al suponer una reducción de costes, una mejora de la calidad del servicio, y un paso necesario e imprescindible para cambiar el paradigma del drenaje urbano en el s.XXI [25]. A continuación, se resume en que consiste la segunda opción y cuáles son los beneficios que ofrece a la hora de minimizar la necesidad de invertir en la primera y sus problemas asociados.

1.2.2 El desarrollo de bajo impacto y el desarrollo urbano sensible al agua

La integración de medidas de control de la escorrentía en los desarrollos urbanos se está convirtiendo en un elemento fundamental para mitigar los problemas relacionados con la gestión de las aguas pluviales [14]. En este contexto surge el concepto de drenaje sostenible, como un conjunto de medidas cuyo objetivo es mantener y replicar, de la forma más similar posible, el régimen hidrológico natural, la funcionalidad y el aspecto pre-existente del paisaje natural [26, 27]. Este concepto, se ha incluido en diferentes corrientes de pensamiento que promulgan un desarrollo urbano más sostenible, fundamentalmente desde el punto de vista ambiental y especialmente en lo que a la gestión del agua se refiere. Las más conocidas son [27]:

- El Desarrollo de Bajo Impacto o *Low Impact Development* (LID), corriente de pensamiento surgida en Estados Unidos [28].
- El Desarrollo Urbano Sensible al Agua o *Water Sensistive Urban Design* (WSUD) cuyo origen se encuentra en Australia [29].

Ambas corrientes de pensamiento vuelven a considerar el agua pluvial urbana como un recurso natural, cuya correcta gestión debe condicionar el desarrollo de la propia ciudad. Para ello, la gestión de la escorrentía urbana que proponen se fundamenta en dos paradigmas fundamentales. Por un lado, considerar que la gestión de las aguas pluviales no debe basarse en su rápida evacuación y eliminación, ya que de esa forma se altera el ciclo natural del agua [30]. Y por otro lado, considerar que existen numerosas posibilidades de controlar la escorrentía en origen, en el mismo lugar donde se produce, incluso en zonas urbanas ya desarrolladas mediante procesos de rehabilitación hidrológica [30].

El drenaje sostenible es un concepto que incluye factores ambientales, sociales y económicos en el diseño y aplicación del drenaje urbano, considerando tanto los volúmenes de agua a tratar como su calidad, así como la comodidad de la población y el valor estético del agua en los entornos urbanos [27]. Expresado de otro modo, el drenaje sostenible engloba aquellos sistemas de drenaje de bajo impacto que pueden complementar y ayudar a resolver las deficiencias de los sistemas convencionales [31].

1.2.3 Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS)

Para lograr la materialización de estas filosofías, existen un conjunto de técnicas constructivas que tratan de atajar los problemas generados por el agua de lluvia en las ciudades [32-34]. Su objetivo es gestionar los volúmenes de escorrentía y reducir la contaminación de las aguas mediante la aplicación de mecanismos de infiltración, transporte, filtración, sedimentación y retención. Su desarrollo inicial se produjo en EE.UU en la década de los 70 bajo el nombre de *Stormwater Best Management Practices* (BMP) [35] y posteriormente a finales de la década de los 80 se empezaron a estudiar en Europa, principalmente en el Francia y el Reino Unido, con el nombre de *Sustainable Urban Drainage Systems* (SUDS) o más globalmente *Sustainable Drainage Systems* (SuDS) [36-38]. En España estas técnicas han recibido diferentes nombres desde su introducción en la década de los 90. Originalmente se denominaron Técnicas Compensatorias de Infiltración-Retención (TECIR), y posteriormente se fueron acuñando diferentes nombres para definir las como Técnicas de Drenaje Urbano Sostenible (TEDUS) o Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS) [5, 31, 38, 40].

Los SUDS comprenden un conjunto de técnicas que ayudan en la gestión de las aguas de pluviales mediante la reducción de los volúmenes de agua de escorrentía, y la mejora de su calidad [27]. Estos sistemas se basan en la reproducción de los procesos naturales de gestión de las aguas pluviales, procurando gestionar la escorrentía en el mismo sitio donde se produce en vez de transportarla a centrales de tratamiento. Para lograr estos objetivos, basan su funcionamiento en mecanismos de infiltración, retención, filtración, absorción, y sedimentación. Los SUDS, además, ofrecen importantes beneficios ambientales y de bienestar a los habitantes de la ciudad, favoreciendo el desarrollo de ecosistemas en entornos urbanos [30].

En general, los SUDS pueden clasificarse en Sistemas de gestión y sistemas constructivos [27]. Dentro de los sistemas constructivos existen varias tipologías, que incluyen [16, 27, 41, 42]:

- Sistemas de control en origen: firmes permeables, zanjas y depósitos de infiltración.
- Sistemas de captación y transporte: drenes filtrantes, cunetas verdes y franjas filtrantes.

- Sistemas de almacenamiento y tratamiento pasivo: estanques y depósitos de retención, áreas de biorretención y humedales artificiales.

La capacidad de los SUDS para combatir los problemas relacionados con la gestión de la escorrentía urbana está ampliamente demostrada tanto en la laminación de la escorrentía como en la reducción de su contaminación [43-45]. En términos generales, estas técnicas han demostrado ser capaces de retrasar el acceso de las aguas pluviales al saneamiento, reducir su volumen, reducir el caudal punta y retrasar su aparición, reducir la contaminación por sólidos, materia orgánica, hidrocarburos, nutrientes y metales pesados [43-46]. La reducción de la contaminación y de los volúmenes de escorrentía proporcionada por estas técnicas muestra una gran dispersión dependiendo de la investigación analizada. La tipología concreta de SUDS, su diseño, materiales y las condiciones del emplazamiento parecen influir en la capacidad de estos sistemas para gestionar la escorrentía. La topografía, el nivel de tráfico, las condiciones climáticas, la presencia, proximidad y tipología de vegetación, la climatología, el área de la cuenca, sus actividades y el tipo de sedimentos son otros factores que pueden condicionar el funcionamiento, la eficiencia y las necesidades de mantenimiento de estas técnicas [43, 45, 47, 48].

Los límites impuestos a la construcción en zonas densamente urbanizadas influyen en la toma de decisión acerca de la instalación del sistema más adecuado. De entre las diferentes técnicas SUDS existentes, destacan por su aplicabilidad en los entornos urbanos aquellas que presentan un comportamiento multifuncional, como el caso de los firmes permeables [9]. Otras técnicas con un alto grado de aplicabilidad son aquellas que pueden instalarse en sustitución de los elementos convencionales de drenaje como el caso de los drenes filtrantes o cunetas verdes [31]. Finalmente, un último grupo se encuentra constituido por técnicas que pueden aplicarse en espacios reducidos como las zanjas y los depósitos de infiltración [42], aunque al ser elementos que favorecen la infiltración al terreno ven limitada su aplicabilidad en entornos muy urbanizados por poder causar fallos estructurales a construcciones cercanas.

De entre estas técnicas, aquellas con mayor potencial aplicación como sistema de drenaje de infraestructuras viales son las técnicas de firmes permeables, los sistemas de cunetas verdes y los sistemas de drenes filtrantes. Mientras que las técnicas de firmes

permeables pueden emplearse para sustituir a los firmes convencionales en numerosas áreas urbanas, sin un aumento de la ocupación de espacio en planta, las técnicas de cunetas verdes y drenes filtrantes pueden sustituir las cunetas convencionales, con un incremento de la ocupación mínimo.

Sistemas de firmes permeables

Las medidas de control en origen se refieren a aquellas técnicas que se aplican dónde surge la escorrentía, previamente a que ésta se incorpore a través de los imbornales a la red de saneamiento. En estos sistemas se busca la infiltración del agua de lluvia y de la escorrentía en el mismo sitio donde se produce. Los sistemas englobados en esta categoría son principalmente técnicas de firmes permeables, depósitos de infiltración y pozos o zanjas de infiltración [43].

Los firmes permeables son un subconjunto importante y ampliamente estudiado dentro de los SUDS [21,49-56]. En particular, los firmes permeables entran dentro de la categoría de sistemas de infiltración o de control en origen de la escorrentía superficial, siendo un tipo específico de superficies permeables [27]. Además, los firmes permeables permiten controlar en origen la escorrentía superficial, laminando los flujos de aguas pluviales [57] y ofreciendo un servicio a la sociedad como pavimentos estéticos, cómodos y seguros.

Los firmes permeables se pueden definir como secciones compuestas de varias capas de materiales de construcción que permiten el paso del agua a través suyo, desde la superficie hasta la explanada (Figura 1), y en conjunto ofrecen la capacidad portante necesaria para resistir un tráfico determinado [42]. Los firmes permeables son una alternativa multifuncional, sostenible y resiliente a los firmes impermeables, contruidos ambos con los mismos materiales de construcción: mezcla bituminosa, hormigón, adoquines, áridos, geosintéticos, etc.

El agua infiltrada a través del firme puede ser almacenada en las capas inferiores de la sección o bien desaguar a otro SUDS (en las llamadas cadenas de tratamiento, ver 1.2.4), al sistema de saneamiento general, o al medio receptor. El agua almacenada puede, si su calidad lo permite, reutilizarse para otros usos, como riego o lavado de calles, o bien infiltrarse al terreno [31]. Schlüter y Jefferies [58] destacan, desde el punto de vista del

drenaje urbano sostenible, que los firmes permeables disminuyen la cantidad de aguas pluviales que llega a los sistemas de alcantarillado y mejoran además su calidad, mediante el efecto filtro de las distintas capas que constituyen la sección permeable.

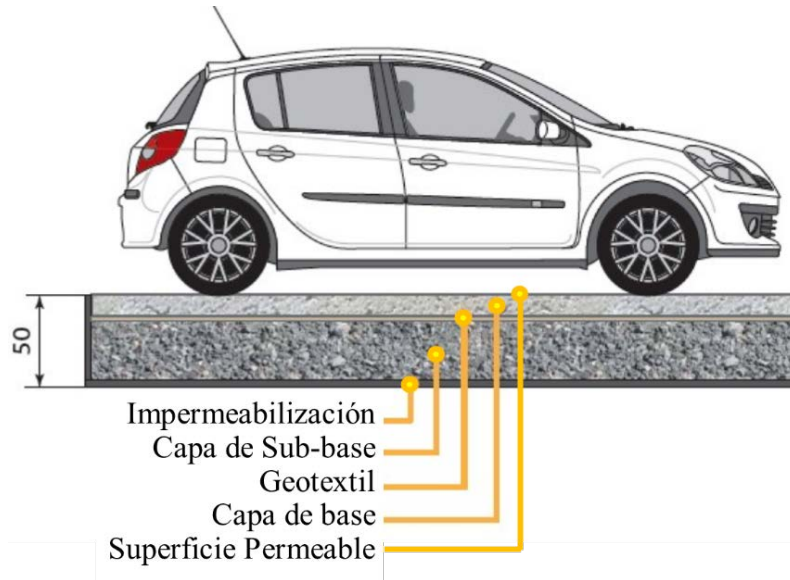


Figura 1. Sección tipo de firme permeable

Respecto a la gestión de la cantidad de aguas pluviales, el uso de firmes permeables ofrece reducciones de coste al minimizar la generación de escorrentía superficial y por tanto las dimensiones de cunetas, sumideros y otros elementos parte del sistema de alcantarillado [35, 59]. Además, los firmes permeables ofrecen un ahorro económico durante la ejecución, dado que no requieren de nivelación de la superficie para dirigir el drenaje, ni tampoco necesitan la colocación de sumideros ni alcantarillas [60]. A pesar de todas sus ventajas, los firmes permeables también presentan problemas que deben ser estudiados y tenidos en cuenta. Los principales inconvenientes comunes a todos los firmes permeables, además del desconocimiento y desconfianza generados por experiencias fallidas, son [27]:

- Colmatación.
- Degradación.

En concreto la colmatación es uno de los problemas más importantes a los que se enfrenta la aplicación de técnicas de firmes permeables. Las infraestructuras viales reciben diferentes tipos de contaminantes, provenientes de las ruedas de los vehículos, el desgaste de los frenos, los lubricantes, la deposición atmosférica de sedimentos, vertidos

accidentales, operaciones de limpieza, mantenimiento de la vegetación cercana y operaciones de deshielo [43, 61, 62]. Estas actividades, no solo pueden aumentar la contaminación, sino que las sustancias contaminantes, al ser filtradas por las superficies permeables, van quedando retenidas en los intersticios o ranuras que permiten la infiltración, reduciendo progresivamente la permeabilidad de la superficie [63]. La tasa de colmatación ha mostrado verse influenciada por la localización del firme, las características de los sedimentos y otros factores externos como los niveles de tráfico o la proximidad de vegetación [63, 64]. La naturaleza de los sedimentos ha mostrado influir significativamente en las tasas de infiltración registradas por los firmes permeables, observándose menores tasas de colmatación para sedimentos arenosos frente a los arcillosos [65, 66]. Además, la distribución del tamaño de partículas de los sedimentos ha mostrado ser un factor clave en la colmatación de las técnicas de firmes permeables [67, 68]. De hecho, la tasa de colmatación en los firmes permeables se puede expresar como una relación entre el tamaño de las partículas de sedimentos y la estructura y características de los huecos que permiten la infiltración, especialmente en el caso de superficies porosas [63, 69].

Debido a estos inconvenientes existen una serie de limitaciones en el uso de los firmes permeables. Ferguson [70] resume las limitaciones de aplicación en las siguientes zonas no aptas para la construcción de firmes permeables:

- Áreas industriales contaminadas.
- Zonas con gran aporte de sedimentos.
- Áreas con gran pendiente.
- Carreteras con alta intensidad de tráfico pesado.

Respecto a su aplicación, los firmes permeables han sido fundamentalmente utilizados en aparcamientos de vehículos ligeros y en carreteras de bajas intensidades de tráfico [59, 71]. Hay que destacar las aplicaciones que los firmes permeables tienen en zonas de nuevo desarrollo, disminuyendo el incremento en la escorrentía que recibe el sistema de alcantarillado existente. También son de aplicación en emplazamientos donde ni siquiera existe una red de saneamiento, como áreas recreativas en parques naturales u otras áreas protegidas. En estas zonas aisladas, los firmes permeables ayudan a controlar la escorrentía y su contaminación [72].

Las técnicas de firmes permeables han sido aplicadas de manera habitual en zonas de aparcamiento o viales residenciales de nueva construcción [5]. Sin embargo, los aparcamientos y viales existentes suponen una oportunidad para implementar estas técnicas en zonas ya desarrolladas [73] y realizar la rehabilitación hidrológica de zonas ya construidas [9]. De hecho, actualmente, el ámbito de aplicación de los firmes permeables no sólo se restringe a zonas residenciales de nueva construcción [74], sino que además se ha ampliado a zonas renovadas del centro urbano [70]. Las técnicas de firmes permeables han sido ampliamente aplicadas en la rehabilitación de zonas existentes en países como EE.UU, Nueva Zelanda y Australia [73]. La implementación de sistemas de firmes permeables por los municipios puede proporcionar grandes beneficios en la reducción de los volúmenes de escorrentía y en el tratamiento de la polución que arrastra [75]. Los viales y aceras representan la gran mayoría de zonas impermeables que los municipios gestionan y mantienen [9], suponiendo una gran oportunidad para la aplicación de estas técnicas en procesos de regeneración urbana. Swan y Stovin [76] y el *SNIFFER group* [77] reportaron que los elementos que afectan la viabilidad de los sistemas de firmes permeables en la rehabilitación son variables, concluyendo que la rehabilitación es más aplicable si se combinan sistemas convencionales con los firmes permeables conformando sistemas híbridos.

Existen diferentes tipologías de firmes permeables, dependiendo de los materiales empleados en su construcción, y que a su vez dependerán del uso final que se dé al pavimento. Existen diferentes clasificaciones de estos sistemas realizadas por diferentes autores [21, 42, 70]. Sin embargo, Rodríguez-Hernandez [42] presenta probablemente la clasificación más completa de firmes permeables atendiendo al tipo de pavimento o superficie:

- Opciones de superficies porosas: Se entiende por superficie porosa aquella que permite la infiltración del agua de lluvia a través de una serie de poros repartidos de forma heterogénea en la estructural del material. Se pueden sub-dividir en:

- O Suelos abiertos o materiales granulares con refuerzos geosintéticos celulares de confinamiento

- O Grava o césped protegidos con sistemas geosintéticos (Figura 2).



Figura 2: Césped reforzado con celdas de plástico [42]

O Adoquines y baldosas porosos (Figura 3)



Figura 3: Adoquines porosos

O Materiales porosos de puesta en obra continua: asfalto poroso, hormigón poroso o áridos con ligante sintético (Figura 4).



Figura 4: Materiales porosos de puesta en obra continua: Asfalto poroso (izquierda) y hormigón poroso (derecha)

- Opciones de superficies permeables: Este tipo de superficies están formadas por materiales impermeables, generalmente prefabricados, diseñados para permitir el paso del agua a través de ranuras, juntas o retículas permeables. Dentro de esta categoría destacan:

0 Elementos prefabricados de hormigón de gran tamaño: césped con hormigón (Figura 5).



Figura 5: Césped reforzado con celdas de hormigón (pavés)

0 Adoquines y baldosas (Figura 6).



Figura 6: Adoquines impermeables con juntas abiertas

Por debajo de las superficies permeables artificiales que sirven de pavimento, existen una serie de capas y elementos, también permeables, que completan la correspondiente sección del firme permeable. Estas capas y elementos pueden ser:

- Capas granulares: bases y sub-bases compuestas por áridos naturales o artificiales, con una distribución de tamaños fijada y que proporcionan una capacidad portante adecuada para sustentar cargas de tráfico.
- Estructuras de plástico: elementos resistentes de plástico con espesores variables (Figura 7).
- Geosintéticos: geotextiles, geomallas y geomembranas con misiones de filtro, separación, refuerzo o impermeabilización.



Figura 7: Prefabricados de plástico para el almacenamiento del agua [42]

Sistemas de transporte lineal

Cunetas verdes

Las cunetas verdes son pequeños canales superficiales abiertos y vegetados con fondo generalmente plano y con forma trapezoidal (aunque puede ser en forma de V o de U), que conducen el agua hacia la red de alcantarillado u otro sistema de drenaje [78, 79]. Su estructura es generalmente lineal, y se ubican en los márgenes de carreteras, vías y aparcamientos para recibir el agua de escorrentía lateralmente a través de sus pendientes laterales suaves ($H:V < 3:1$) y vegetadas [79]. Generalmente tienen pendientes longitudinales muy tendidas (en el rango del 1-3%), y a veces incorporan pequeñas presas de tierra transversales para salvar desniveles mayores o para favorecer los diferentes procesos de filtración, infiltración, y sedimentación [16, 31].

Estas cunetas se pueden colocar paralelas a las calles o bordeando áreas de aparcamiento de manera que recojan la escorrentía de esas superficies impermeables y las conduzcan a otros SUDS de mayor entidad. En general se diseñan con una función principalmente depuradora. Estos sistemas pueden sustituir a cunetas de hormigón existentes en las áreas urbanas con una anchura mínima de 60 cm y longitudes no inferiores a 50 metros para que el agua tarde tiempo suficiente en recorrer la cuneta [16]. Como principal ventaja estos sistemas permiten la reducción de la contaminación presente en el agua de escorrentía y la laminación de los caudales punta durante eventos de lluvia [43, 80]. La magnitud del impacto de estos sistemas dependerá en gran medida de la tipología específica de cuneta verde instalada.

Entre los inconvenientes que presentan estos sistemas, aparte del mantenimiento de la vegetación, es que no permiten pendientes elevadas por la posible erosión del lecho

de la cuneta [16]. Además, dependiendo de la tipología específica de cuneta verde, pueden presentarse otros problemas e inconvenientes en su aplicación.

Existen varias tipologías de cuentas verdes, pudiendo clasificarse de acuerdo al tipo de vegetación que emplean en [43, 81]: cuentas vegetadas (*Vegetated Swales*) y cunetas ajardinadas (*Grassed Swales*). Estas últimas a su vez se clasifican según la posición relativa de la lámina de agua en cunetas verdes mojadas (*Wet Swales*) y cunetas verdes secas (*Dry Swales*).

Cunetas verdes vegetadas (*Vegetated Swales*)

Una cuneta verdes vegetada (Figura 8) consiste básicamente en una banda de densa vegetación ubicada sobre un lecho de material permeable que permite mejorar la capacidad de tratamiento del sistema [43].



Figura 8: Cuneta verde vegetada

Las cunetas verdes vegetadas son áreas lineales de biorretención usadas generalmente para reducir parcialmente la contaminación del agua de escorrentía, atenuar las inundaciones y conducir el agua de escorrentía [82]. La gran ventaja de este tipo de cuentas verdes es la gran capacidad de integración con el medio ambiente que poseen, ya que la vegetación empleada para constituir la cuneta vegetada puede ser autóctona permitiendo una integración paisajística óptima.

Cunetas verdes ajardinadas (*Grassed Swales*)

Las cunetas verdes ajardinadas (Figura 9) son, esencialmente, cunetas convencionales en las que el hormigón ha sido sustituido por una superficie ajardinada [83]. Estos sistemas son bastante más económicos y fáciles de mantener que las cuentas

vegetadas, cuya vegetación requiere un mayor espacio y mantenimiento. Como contraparte, estos sistemas proveen una menor capacidad de infiltración y una menor capacidad de retener contaminantes [84] por lo que en zonas donde se tengan redes separativas su uso está únicamente recomendado para la conducción de aguas y como sistema de pretratamiento del agua de escorrentía previamente al uso de otro SUDS. Sin embargo, estos sistemas pueden suponer una alternativa interesante en las zonas donde se disponga de redes de saneamiento unitarias. La laminación y la reducción de la contaminación de la escorrentía que proporcionan podría ser suficiente para evitar posibles daños o sobrecostes de las estaciones depuradoras que acabarían por tratar el agua recogida.



Figura 9: Cuneta verde ajardinada

La efectividad de las cunetas verdes como sistema de gestión de la escorrentía está directamente relacionada con su diseño [85]. Numerosos estudios demuestran que las cuentas verdes vegetadas de gran longitud y pendientes graduales muestran una mayor reducción de la contaminación [86]. Por sus características, los sistemas de cunetas verdes ajardinadas se emplean para gestionar la escorrentía de áreas relativamente reducidas, inferiores a 20000 m² [87].

Los mecanismos principales para la reducción de contaminantes en las cunetas verdes ajardinadas son procesos de filtración, sedimentación e infiltración [85], aunque los procesos de sedimentación predominan en la reducción de contaminantes [88]. En general, las cuentas verdes ajardinadas muestran una cierta eficiencia en la remoción de las partículas más gruesas de la escorrentía como los Sólidos Suspendidos Totales (SST),

habiéndose detectado tasas de reducción de SST entre el 48% y el 98% [79]. Otros beneficios añadidos incluyen su efectividad en la reducción de contaminación por metales pesados en la escorrentía urbana, probablemente debido a la reducción de partículas y a una cierta eficiencia del material vegetal en fijar los metales pesados. Sin embargo, durante lluvias intensas, se ha detectado en ciertos casos una re-suspensión de las partículas sedimentadas en el fondo de la cuneta, dando lugar a concentraciones de contaminantes superiores a las previstas en estos sistemas [85, 89, 90].

Cunetas verdes mojadas (*Wet Swales*)

Las cunetas verdes mojadas (Figura 10) constituyen una técnica SUDS específicamente diseñada para reducir la contaminación presente en la escorrentía. Este tipo de cunetas se denominan mojadas porque tienen un nivel de agua permanente en su interior, generado ubicando el fondo de la cuneta por encima del nivel freático en tiempo seco. Estas condiciones de humedad y saturación superficial favorecen el crecimiento y mantenimiento de vegetación típica de humedales en la cuneta, incrementando por tanto su función depuradora. Aunque sus costes de construcción son limitados, estos sistemas tienen una gran demanda de mantenimiento lo que podría, según casos, incrementar el coste total del drenaje [87].



Figura 10: Cuneta verde mojada

Las cunetas verdes mojadas proporcionan mejoras en la gestión de los volúmenes de escorrentía a través de la reducción o laminación del pico de escorrentía mediante el

almacenamiento y reducción de velocidad de la escorrentía [91]. Generalmente se diseñan para permitir un tiempo de permanencia en el sistema mínimo de 24 horas para favorecer los diferentes procesos de reducción de contaminantes [87]. Estos sistemas se limitan en general a zonas muy llanas ubicadas en las proximidades de áreas costeras, ya que requieren un nivel freático relativamente elevado para poder construirse adecuadamente. Las principales limitaciones de estos sistemas están relacionadas con la formación de la lámina de agua permanente, con el mantenimiento requerido por la vegetación y por los requerimientos geométricos y estructurales de estos sistemas para optimizar su eficiencia.

Cunetas verdes secas (*Dry Swales*)

Una cuneta verde seca (Figura 11) es, en esencia, como una cuneta verde mojada, pero en la que no es necesario mantener una lámina permanente de agua, por lo que únicamente se encontrará inundada durante los eventos de lluvia [92]. Este tipo de cunetas presentan la ventaja de ser muy versátiles, ya que sus requerimientos de espacio son más reducidos que en el caso de una cuneta mojada. Los requerimientos geométricos también son más limitados, ya que no es necesario que el nivel freático sea elevado, aunque siguen necesitando de pendientes suaves para tener una buena eficiencia en la reducción de contaminantes. En ocasiones, se ubican drenes subterráneos para favorecer la infiltración o conducción de los excedentes de agua que no pueden ser gestionados por la propia cuneta.



Figura 11: Cuneta verde seca

Las cunetas verdes secas almacenan temporalmente el agua de escorrentía y precipitación, para filtrar sus contaminantes previamente a la salida del sistema. De ese

modo, estos sistemas reducen el pico de escorrentía, retardando la aparición de escorrentía [91]. Los procesos para la mejora de la calidad del agua incluyen la actividad biológica de las plantas instaladas, así como procesos de filtración, infiltración y sedimentación.

Drenes filtrantes

Los drenes filtrantes, también conocidos como drenes franceses, son zanjas estrechas y poco profundas recubiertas de geotextil y rellenas de grava u otro material filtrante, que pueden estar recubiertas de algún otro material permeable (Figura 12) y por las que circula el agua procedente de las superficies adyacentes o tuberías de aportación [31]. Estos sistemas pueden incorporar una tubería perforada interiormente para facilitar la conducción de aguas. Su objetivo principal es transportar el agua de escorrentía y reducir la velocidad del flujo de agua. Las ventajas que aporta a la gestión de la escorrentía se centran principalmente en reducir la caudal punta al disminuir la velocidad del agua, pero también en la retención de parte de la contaminación del agua por favorecer procesos de filtración y sedimentación [16]. Aunque por lo general estos sistemas permiten infiltración libre al terreno sobre el que se instalan, en ocasiones pueden impermeabilizarse inferiormente para evitar la infiltración en ciertos tramos o en la longitud completa del dren.



Figura 12: Dren filtrante recubierto de celdas de hormigón (pavés)

Se colocan bordeando carreteras y áreas de parking para recoger el agua y conducirla lentamente a otro SUDS de mayor entidad o al sistema de saneamiento. Pueden sustituir a las cunetas verdes cuando no hay suficiente espacio [16]. También puede combinarse con otros SUDS, por ejemplo, en la base de franjas filtrantes o cunetas verdes para recoger su escorrentía [31].

Para su correcto funcionamiento la pendiente de los drenes filtrante no debe superar el 2-3%, y en general, deben instalarse a una cierta distancia de las carreteras y edificaciones para evitar la afección a la explanada o cimentación de la construcción cercana [43]. Para evitar esta limitación es posible impermeabilizar inferiormente el dren.

El inconveniente principal de estos sistemas es el mantenimiento que necesitan para evitar el crecimiento de vegetación y para la eliminación de las partículas sólidas retenidas superficialmente, y que pueden reducir la capacidad de infiltración del sistema, limitando los volúmenes de agua que es capaz de tratar.

1.2.4 Cadenas de tratamiento

El éxito de la utilización de estas técnicas en la gestión de las aguas procedentes de lluvia se basa en el concepto de cadena de tratamiento (*Management Train Concept*) [16] que está formada por distintos elementos constructivos de drenaje alternativo, separados en varias etapas de gestión:

- Prevención. En esta etapa tiene especial relevancia la actuación de las instituciones, promoviendo medidas preventivas que eviten problemas asociados a la escorrentía superficial. Entre dichas medidas, [19] destaca las siguientes: legislación, educación y programación económica.
- Control en el origen. Los sistemas de infiltración o de control en origen implican infiltración superficial de la escorrentía. Están diseñadas para atajar desde el inicio la formación de la escorrentía superficial. Con la aplicación de estos sistemas se pretende recuperar para las ciudades la capacidad de infiltración de los suelos naturales. Esto se consigue aumentando el porcentaje de superficie permeable en la ciudad mediante zonas verdes, pavimentos permeables, depósitos de infiltración y pozos o zanjas de infiltración [16, 21].
- Control local mediante sistemas de captación y transporte. Estos sistemas sirven para recoger y conducir lentamente la escorrentía superficial y están diseñados para permitir los procesos naturales de oxigenación, filtración, almacenamiento, infiltración y evaporación del agua a lo largo del trayecto, con la consiguiente laminación de la cantidad y mejora de calidad del agua [16, 93]. Existen dos tipos principales: subterráneos (drenos filtrantes) y superficiales (cunetas verdes y franjas filtrantes).

- Control regional con sistemas de almacenamiento. Permiten gestionar grandes cuencas urbanas proporcionando una laminación de la cantidad de aguas pluviales, una depuración de su calidad mediante procesos naturales y un servicio a la comunidad aportando un valor paisajístico y natural al entorno urbano [41]. Además estos sistemas suponen una medida de seguridad adicional en áreas industriales, carreteras y zonas con riesgo de vertidos, dado que permiten atrapar derrames accidentales [16, 93]. Pueden agruparse en: Sin lámina permanente de agua (depósitos de detención) y con lámina permanente de agua (estanques de retención y humedales artificiales).

1.3 MOTIVACIÓN Y OBJETIVOS

Si bien la efectividad de las diferentes técnicas SUDS para combatir los problemas relacionados con la gestión urbana del agua está suficientemente demostrada en la bibliografía de referencia, existen aún numerosas dudas respecto a su funcionamiento, eficacia y potencial aplicación. La selección de los sistemas más adecuados para el fin perseguido, la selección de los materiales para su construcción, las necesidades de mantenimiento y la efectividad en el largo plazo son cuestiones que aun requieren de un análisis en profundidad. La investigación realizada en el marco de esta tesis doctoral se centró en dar respuesta a cuestiones básicas relacionadas con el funcionamiento hidrológico de diferentes sistemas SUDS. Concretamente se buscó analizar la capacidad hidráulica y depuradora de las técnicas SUDS más aplicables para la rehabilitación hidrológica de infraestructuras viales urbanas.

La tesis doctoral ha tenido como objetivo principal evaluar la capacidad de diferentes técnicas SUDS para gestionar los problemas relacionados con la escorrentía en las infraestructuras viales urbanas. Con este fin se ha revisado la principal bibliografía relacionada con el uso y aplicación de estas técnicas y se han identificado aquellas con un mayor potencial de aplicación en los entornos urbanos. Con esa base, y a partir de la disponibilidad de emplazamientos experimentales que permitiesen una monitorización en continuo, se seleccionaron para el análisis tres técnicas SUDS diferentes: firmes permeables, cunetas verdes y drenes filtrantes.

La consecución del objetivo principal perseguido se ha logrado a partir del cumplimiento de diferentes objetivos particulares:

- Determinar el comportamiento hidrológico de diferentes estructuras de firmes permeables en condiciones reales de uso para cuantificar la influencia de sus elementos en el comportamiento de la estructura completa.
- Analizar la eficacia en la reducción de contaminantes de los sistemas de captación y transporte seleccionados (drenes filtrantes y cunetas verdes) en relación a un sistema de drenaje convencional, para valorar la idoneidad de su aplicación en infraestructuras viales urbanas en sustitución de las cunetas de hormigón convencional.

- Determinar la influencia en la reducción y retención de la escorrentía de los materiales de construcción empleados en la sección resistente de los firmes permeables, y valorar los principales parámetros representativos de su funcionamiento hidráulico
- Analizar la pérdida de permeabilidad producida en las superficies porosas usadas en las técnicas de firmes permeables debido a su progresiva colmatación con el tiempo, para valorar su funcionamiento en condiciones reales y las necesidades de mantenimiento a medio-largo plazo.
- Estudiar y cuantificar la relación existente entre la capacidad hidráulica de las superficies porosas (asfalto poroso y hormigón poroso), con sus parámetros básicos de diseño de los materiales, la cantidad de sedimentos depositados y las características de los eventos de lluvia.

1.4 RELACIÓN ENTRE ARTICULOS DEL COMPENDIO

El compendio recogido en esta tesis está formado por cinco artículos científicos indexados en el *Journal Citation Report* (JCR) de Thomson Reuters. En estos artículos se da cumplimiento a los diferentes objetivos específicos que se han definido para el desarrollo de la presente tesis. Los artículos publicados comprenden tanto estudios en campo como trabajos en laboratorio, donde se han analizado parámetros característicos de la capacidad de gestión de la escorrentía de diferentes técnicas SUDS. Los parámetros analizados incluyen la capacidad de infiltración, la efectividad en la laminación de la escorrentía, la calidad general del agua y los procesos de colmatación superficial.

La investigación que da lugar a esta tesis doctoral se dividió en dos fases diferenciadas. En una primera etapa (artículos 1, 2 y 3), se aprovecharon diversos emplazamientos experimentales disponibles (Santander, Gijón y Oviedo) para realizar estudios *in-situ* del comportamiento hidrológico de los diferentes sistemas SUDS considerados en la presente tesis doctoral (firmes permeables, cunetas verdes y drenes filtrantes). En una segunda etapa (artículos 4 y 5), tras identificar aquellos factores de funcionamiento que requerían un análisis más detallado (materiales empleados, tipo y características de la capa superficial, cantidad de sedimentos depositados en la superficie y características de la lluvia), se realizaron estudios de laboratorio que proporcionasen la información necesaria para caracterizar adecuadamente los sistemas analizados.

Las publicaciones empleadas para constituir esta tesis por compendio se resumen a continuación siguiendo el orden expuesto, basado en la metodología seguida para la consecución del objetivo buscado en la presente tesis doctoral, y no el orden cronológico de publicación, el cual no resultaría representativo de las fases llevadas a cabo en la investigación.

La primera publicación que conforma el compendio se titula *Water quality and quantity assessment of pervious pavements performance in experimental car park áreas* (DOI: 10.2166/wst.2014.056), aceptada para publicación en enero de 2014 y publicada en abril de 2014. En este artículo se analizaron los datos de capacidad de infiltración y de calidad general del agua efluente de varias estructuras de firmes permeables, configuradas por diferentes materiales y dispuestas en diferentes aparcamientos experimentales con unas condiciones climáticas muy similares, ubicados en Santander, Gijón y Oviedo. El

objetivo de la publicación fue determinar la idoneidad de los diferentes materiales comúnmente empleados en la construcción de estas técnicas de cara a su aplicación para la rehabilitación hidrológica de zonas urbanas. La principal conclusión obtenida de la investigación es que las superficies porosas de puesta en obra continua, especialmente las de hormigón poroso, presentan un mejor comportamiento en términos de capacidad de infiltración y calidad de agua, que otras superficies permeables. Por otro lado, se observó que las sub-bases de árido calizo presentaron un mejor comportamiento que las constituidas por escorias, especialmente en los parámetros de calidad general del agua efluente. Los resultados obtenidos en esta investigación, pusieron de manifiesto la influencia de los materiales constituyentes de las secciones de firmes permeables en el comportamiento hidráulico y depurador de estos sistemas.

La segunda publicación que compone este compendio es la titulada *Field Study of Infiltration Capacity Reduction of Porous Mixture Surfaces* (DOI: 0.3390/w6030661), aceptada para publicación y publicada en marzo de 2014. En esta publicación se trata de analizar el comportamiento hidráulico de las superficies porosas usadas como pavimentos en estructuras de firmes permeables, así como la evolución temporal de la capacidad de infiltración debida a la progresiva colmatación de los huecos superficiales de estos materiales. Para ello, se utilizó el aparcamiento experimental de firmes permeables ubicado en el Parque de Las Llamas de Santander, donde existen plazas de aparcamiento con superficies de hormigón poroso y asfalto poroso. Se realizaron medidas de permeabilidad tras cinco años de uso ininterrumpido y se compararon con las medidas de permeabilidad originales para tener una estimación del potencial de colmatación de cada una de estas superficies. Además, se realizó una zonificación de las plazas de aparcamiento, midiéndose la permeabilidad en diferentes puntos, con el objetivo de evaluar la potencial influencia del paso de los vehículos en la pérdida de capacidad de infiltración. Los resultados obtenidos, mostraron que las superficies de hormigón poroso presentan una mayor permeabilidad inicial, una mayor permeabilidad al cabo del tiempo y una menor reducción porcentual de su capacidad de infiltración, indicando su menor potencial de colmatación. Además, se observó que las zonas de paso de vehículos presentaron una mayor reducción de la permeabilidad, especialmente en las plazas de asfalto poroso, indicando un cierto grado de degradación de este tipo de superficie debido a la influencia conjunta de las acciones meteorológicas y las acciones debidas a las cargas

del tráfico. Los resultados obtenidos en esta investigación pusieron de manifiesto la influencia de las características de la capa superficial del pavimento, en el comportamiento hidráulico de los sistemas de firmes permeables.

La tercera publicación recogida en este compendio se titula *Comparative analysis of the outflow water quality of two sustainable linear drainage systems* (DOI: 10.2166/wst.2014.382), aceptada para publicación en agosto de 2014 y publicada en octubre de 2014. En este artículo se realizó un análisis comparativo *in-situ* de la calidad del agua efluente de tres sistemas de drenaje lineal: un dren filtrante, una cuneta verde y una cuneta de hormigón convencional. Se midieron periódicamente los valores de diferentes parámetros fisicoquímicos de la calidad general del agua y se monitorizaron los factores ambientales que podían influir en las medidas realizadas. Los resultados mostraron que los dos SUDS ensayados (cuentas verdes y drenes filtrantes) reducen de forma significativa e importante la contaminación el agua de escorrentía en relación a los valores observados en la cuenta de hormigón convencional. Comparando ambos sistemas SUDS se concluyó que los sistemas de drenes filtrantes son los que presentan mayores ventajas en términos de reducción de la contaminación del agua.

La cuarta publicación que forma este compendio de artículos tiene por título *Laboratory Study on the Stormwater Retention and Runoff Attenuation Capacity of Four Permeable Pavements* (DOI: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001033), aceptada para publicación en diciembre de 2015 y publicada en febrero de 2016. En esta publicación se estudió a escala de laboratorio la capacidad de laminación de la escorrentía y de retención de las aguas pluviales de cuatro estructuras de firmes permeables. Las secciones se constituyeron por dos tipos diferentes de áridos de sub-base con características muy distintas: árido calizo y árido reciclado; y por dos tipos de superficies, una de puesta en obra continua (asfalto poroso tipo PA-12) y una de puesta en obra discontinua (adoquines impermeables con juntas abiertas). El objetivo de la publicación fue complementar los datos obtenidos en campo, y recogidos en la primera publicación, acerca de la capacidad de gestionar la escorrentía de las técnicas de firmes permeables y de la influencia de los materiales usados en su construcción. La capacidad de infiltración se evaluó a través de simulaciones de lluvia, midiendo los principales parámetros representativos del comportamiento hidráulico de las secciones de pavimento ensayadas. Los resultados mostraron una gran influencia del material de sub-base en la retención de escorrentía

durante las primeras lluvias tras la construcción. Sin embargo, en el largo plazo se encontró una mayor influencia del material superficial, siendo la superficie porosa continua (asfalto poroso) la que presentó un mejor comportamiento en términos de retención y capacidad de laminación de la escorrentía. Estos resultados confirmaron de forma unívoca la influencia que los materiales de construcción pueden tener en el funcionamiento de las técnicas SUDS en general, y de las técnicas de firmes permeables en particular.

La quinta publicación que completa este compendio de artículos es la titulada *Laboratory Assessment of the Infiltration Capacity Reduction in Clogged Porous Mixture Surfaces*, (DOI: 10.3390/su8080751), aceptada para publicación y publicada en agosto de 2016. En este artículo se estudió a escala de laboratorio, el potencial de colmatación de dos tipos de superficies permeables de puesta en obra continua: hormigón poroso y asfalto poroso. Además, se analizó la influencia del volumen de huecos de los materiales porosos, de la intensidad de lluvia, y de la cantidad de sedimentos depositados sobre el pavimento, en la respuesta hidráulica de dichas superficies. Los resultados obtenidos mostraron una mayor capacidad de infiltración inicial y final en el hormigón poroso para todos los volúmenes de huecos y en todos los escenarios de colmatación ensayados. También se observó una mayor tasa de escorrentía residual en los pavimentos de asfalto poroso, confirmando los resultados previamente observados en los ensayos *in-situ*. Por otro lado, se observó que la acción de la lluvia produce un cierto lavado de los sedimentos depositados sobre la superficie, reduciendo ligeramente la colmatación del pavimento y recuperando parcialmente la capacidad de infiltración perdida. En estos términos, se observó que el hormigón poroso, no solo presenta un mejor comportamiento hidráulico, sino que además tiene un mayor potencial de auto limpieza al observarse una mayor recuperación porcentual de la capacidad de infiltración perdida tras las simulaciones de lluvia en todos los casos. Estos resultados, junto con los obtenidos en el artículo 2, evidenciaron la influencia de las características de la capa superficial en el comportamiento hidráulico de las técnicas de firmes permeables, tanto en el corto plazo como en el largo plazo.

Capítulo 2. COMPENDIO DE ARTÍCULOS

2.1 ARTÍCULOS QUE COMPONEN EL COMPENDIO

2.1.1 Artículo 1: Water quality and quantity assessment of pervious pavements performance in experimental car park areas

2.1.1.1 Reseña del artículo 1 en el Web of Science

The screenshot shows the Web of Science interface for the article. The title is 'Water quality and quantity assessment of pervious pavements performance in experimental car park areas'. The authors listed are Sannudo-Fontaneda, LA (Sanudo-Fontaneda, Luis A.), Charlesworth, SM (Charlesworth, Susanne M.), Castro-Fresno, D (Castro-Fresno, Daniel), and Rodríguez-Hernández, J (Rodríguez-Hernández, Jorge). The journal is 'WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY', Volume 69, Number 7, Pages 1526-1533, DOI: 10.2166/wst.2014.056, published in 2014. The abstract mentions that pervious pavements have become one of the most used sustainable urban drainage system (SUDS) techniques in car parks. The article has been cited 3 times, with 25 references cited. The citation index shows it is in the top 34 of 47 in the Engineering, Environmental, and Water Resources category.

Figura 13. Reseña del artículo 1 en el Web of Science del JCR

2.1.1.2 Indicadores bibliométricos de la revista soporte del artículo 1 en el JCR

The screenshot shows the JCR indicators for the journal 'Water Science & Technology'. The impact factor for 2014 is 1,106, and the 5-year impact factor is 1,208. The journal is ranked 34 out of 47 in the Engineering, Environmental, and Water Resources category, with a quartile of Q4. The journal is also ranked 157 out of 223 in the Environmental Sciences category (Q3) and 52 out of 83 in the Water Resources category (Q3). The editorial board is listed as IWA Publishing, Alliance House, 12 Caxton St, London SW1H0QS, England. The ISSN is 0273-1223 and the eISSN is 1996-9732. The domain of investigation is Engineering, Environmental Sciences & Ecology, and Water Resources.

Figura 14. Indicadores de impacto y calidad de la revista soporte del artículo 1

2.1.1.3 *Transcripción del artículo.*

**WATER QUALITY AND QUANTITY ASSESSMENT OF PERVIOUS
PAVEMENTS PERFORMANCE IN EXPERIMENTAL CAR PARK AREAS**

Luis A. Sañudo-Fontaneda^{1*}, Susanne M. Charlesworth², Daniel Castro-Fresno¹,
Valerio C.A. Andres-Valeri¹, Jorge Rodriguez-Hernandez¹

¹ Construction Technology Research Group (GITECO). Dept. of Transport, Project and Process
Technology, ETSICCP, Universidad de Cantabria, 39005 Santander, Spain.

² Sustainable Drainage Applied Research Group (SUDS ARG). Department of Geography, Environment
and Disaster Management. Coventry University. Faculty of Business, Environment and Society, CV1
5LW, UK.

*Corresponding author: Luis Angel Sañudo-Fontaneda (sanudola@unican.es)

ABSTRACT

Pervious pavements have become one of the most used Sustainable Urban Drainage Systems techniques in car parks. This research paper presents the results of monitoring water quality from several experimental car park areas designed and constructed in Spain with bays made of interlocking concrete blocks pavement, porous asphalt, polymer modified porous concrete and reinforced grass with plastic and concrete cells. Moreover, two different sub-base materials were used (limestone aggregates and Basic Oxygen Furnace slag). This study therefore encompasses the majority of the materials used as permeable surfaces and sub-base layers all over the world. Effluent from the test bays were monitored for Dissolved Oxygen, pH, Electric Conductivity, Total Suspended Solids, Turbidity and Total Petroleum Hydrocarbons in order to analyze the behaviour showed by each combination of surface and sub-base materials. In addition, permeability tests were undertaken in all car parks using the “Laboratorio Caminos Santander” permeameter and the Cantabrian Portable Infiltrometer. All results are presented together with the influence of surface and sub-base materials on water quality indicators using bivariate correlation statistical analysis at a confidence level of 95%. The polymer modified porous concrete surface course in combination with limestone aggregate sub-base presented the best performance.

KEYWORDS: infiltration; permeable surfaces; stormwater; SUDS.

1. INTRODUCTION

There is broad agreement of the necessity to increase permeable surfaces in urban areas to reduce runoff peak flows [14]. In this context, Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS) as Pervious Pavements Systems (PPS) have important advantages [94], not only in the reduction of runoff by decreasing impermeable areas [95], but also in the reduction of pollutants [96], recharge of aquifers [97], erosion control [98] and increased urban amenity [99]. The main applications of PPS in urban areas are car parks for light traffic where PPS have the potential to occupy large urban areas [100], access roads for residential streets, parking areas and roads for recreational facilities such as golf courses and bike lanes, amongst others [101]. There are many field studies of the efficiency of PPS such as Collins et al. [51] in the USA, Pratt et al. [102] in the UK, Lucke and Beecham [53] in Australia, Pagotto et al. [103] in France, and Acioli et al. [104] in Brazil, amongst others. In spite of the fact that the results are slightly different depending on the climatic conditions of the region where the car park is located, important benefits in terms of runoff reduction, water quality and amenity were demonstrated in all of them.

The main aim of this paper was to compare the water quality and water quantity of experimental in-use PPS constructed with four different surfaces: interlocking concrete block pavement (ICBP), porous asphalt (PA), polymer modified porous concrete (PMPC) and grass reinforced with plastic (GRPC) or concrete cells (GRCC), and two different sub-bases: limestone aggregates (LA) and Basic Oxygen Furnace slag (BOF-slag). The three experimental parking areas, called “La Guía” and “Parque Tecnológico”, located in Gijón and “Las Llamas”, in Santander, were all in the north of Spain. The impacts on water quality parameters of BOF-slag used as a sub-base layer were compared with limestone aggregate materials, whilst the influence of the surface course was analyzed through the use of bivariate correlations and a descriptive analysis of all water quality parameters shown in box plots.

2. RESEARCH METHODOLOGY

2.1. Experimental car park features

All parking areas were located on the north coast of Spain which has an annual average temperature and precipitation of 15°C and 1,000 mm, respectively, with similar rainfall patterns at both locations. The occupational level of all the car park bays in all the

parking areas during the research period was the same (nearly 100%) which made them comparable for water quality and quantity analysis. Table 1 details the materials, layers, number of bays, and dimensions in each of the experimental car park areas. Figure 1 shows the general car park bay features and details of the manhole access for sampling.

Table 1. Parking bay sections monitored at each car park area with their thickness.

Location	Layer	PERMEABLE SURFACE TYPE					
		ICBP (Aquaflow)	ICBP (Montserrat)	PA-12*	PMPC**	GRCC	GRPC
“La Guía” (Gijón) 798 bays (15 monitored) 2005 Bay dimensions 5.0 m × 2.5 m	Surface	—	100 mm	100 mm (2 layers of 50 mm)	—	—	80 mm
	Base	—	Clean limestone aggregate (50-70 mm)		—	—	Clean limestone aggregate (50-70 mm)
	Geotextile	—	Terratest TMA 125	Geotextile (Amopave)	—	—	—
	Sub-base (350 mm)	—	Recycled aggregates (3 bays)	Recycled aggregates (3 bays)	—		Blast furnace slag with a low infiltration rate
Clean LA without fines (3 bays)			Clean LA without fines (3 bays)				
“Las Llamas” (Santander) 45 bays (45 monitored) 2008 Bay dimensions 4.2 m × 2.4 m	Surface	80 mm	100 mm	80 mm	80 mm	90 mm	80 mm
	Base	Clean limestone aggregates (50-70mm)					
	Geotextile	Inbitex (4bays)	Polyfelt TS30 (4bays)	Polyfelt TS30 (4bays)	Polyfelt TS30 (4bays)	Polyfelt TS30 (2bays)	Polyfelt TS30 (2bays)
		One-Way (4bays)	Danofelt PY150 (4bays)	Danofelt PY150 (4bays)	Danofelt PY150 (4bays)	Danofelt PY150 (2bays)	
		Without geotextile (2bays)	Without geotextile (1bay)	Without geotextile (1bay)	Without geotextile (1bay)	Without geotextile (2bays)	
Sub-base	Clean LA without fines (350-370mm)						
“Parque Tecnológico” (Gijón) 51 bays (8 monitored) 2010 Bay dimensions 4.2 m × 2.4 m	Surface	—	100 mm (4bays)	80 mm (4bays)	—	—	—
	Base and geotextile	—	50 mm of clean limestone aggregates (4-8 mm)	70 mm of clean limestone aggregates (4-8 mm)	—	—	—
	Sub-base	350 mm of BOF-slag					

* [105], ** [106]

* [105], ** [106]

Each car park bay in the three experimental parking areas was designed and constructed in order to store stormwater separately [107]. This was achieved by tanking the bays individually using a waterproof bituminous membrane, protected from damage due to the sub-base aggregates with a geotextile. The sub-base layer was added followed by the geotextile to separate it from the base layer aggregates, and then the surface course laid on top.

The particle size distributions of the sub-base layer aggregates (LA and BOF-slag) are shown in Table 2. The chemical composition of the BOF-slag was described in Andrés-Valeri et al. [108].

Table 2. Sub-base of aggregates (LA and BOF-slag) particle size distribution.

Sub-base material	Spanish UNE sieves (mm)										
	40	25	20	12.5	8	4	2	0.5	0.25	0.125	0.063
LA (% passing)		70-100	50-65	30-65	30-40	10-14	-	-	-	-	-
BOF-slag aggregates (% passing)	-	100	75-100	-	45-73	31-54	20-40	9-24	5-18	-	0-9

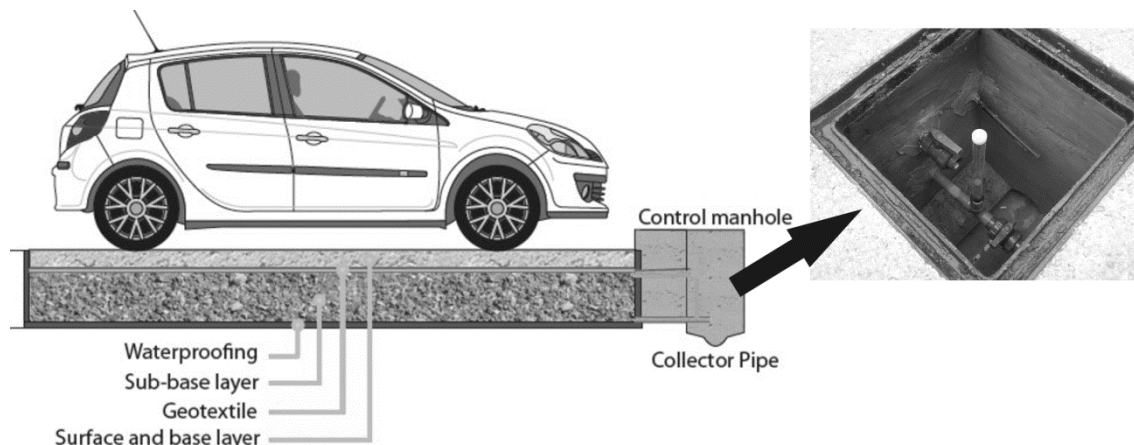


Figure 1. (Left) Generalised scheme of the PPS parking bay for all experimental parking areas and (right) the control manhole.

2.2. Methodology for measuring water quality

Water quality analysis was undertaken based on the following water quality parameters: total suspended solids (TSS) and turbidity, which are relevant indicators for water reuse according to the Spanish Royal Decree RD, 1620/2007 [109]. Others

including pH, Electric Conductivity (EC) and Dissolved Oxygen (DO) were chosen as they represent water quality parameters used in previous research [107]. Finally, Total Petroleum Hydrocarbons (TPH) were measured since they have been found to be one of the most common pollutants present in runoff [110].

All experimental car park bays in all three parking areas were monitored by collecting three 1 L container of effluent water from each control manhole (see Figure 1) once a month during the research period of least 12 months for all parking areas. The following were measured on-site: pH, EC and DO using the multi-parameter analyzer HACH HQ-40D, whilst the remaining parameters (TSS, turbidity and TPH) were analyzed at the Sustainable Urban Drainage Systems laboratory of the University of Cantabria (SUDSlab) within 24 hours of collection.

A statistical analysis gave average outflow water quality of all the parking areas depending on the type of permeable surface and sub-base materials used. It allowed comparison of the behaviour of different materials and layers since the rainfall patterns associated with all the parking areas and the percentage of occupation of each car park bay by vehicles was similar. Therefore, neither specific rainfall events, nor surface runoff water inflow into each car park bay were taken into account since they were not the main purpose of this study.

2.3. Methodology for measuring water quantity

To assess the water quantity aspects of the whole parking area, both the “Laboratorio Caminos Santander” (LCS) permeameter [111] and the Cantabrian Portable (CP) Infiltrometer device were used in the field to measure permeability and infiltration behaviour respectively [112].

Three permeability tests with three repetitions each per test were undertaken for all car park bays with porous surfaces (PA-12 and PMPC) using the LCS permeameter, in order to obtain an average value. No LCS tests were carried out for the ICBP and GRPC or GRCC surfaces.

However, it was possible to use the CP Infiltrometer on all permeable surfaces at “La Guía” and “Las Llamas” to obtain their infiltration capacity. This measure is based on the height of inundation as is described in Fernández-Barrera et al. [112]. Three

different rainfall intensities of five minutes duration were simulated per measurement corresponding to ten years (78 mm/h), fifty years (115 mm/h) and one hundred years return period (142 mm/h) in the city of Gijón, and ten years (98 mm/h), fifty years (155 mm/h) and one hundred years return period (178 mm/h) in Santander over the ICBP and PA-12 surfaces, respectively.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Water quality

Bivariate correlation was carried out using IBM SPSS Statistics 22 in order to assess the relationship between the different surface courses and sub-surface layers, and resultant water quality parameters. These analyses, at a confidence level of 95%, are shown in Table 3.

Table 3. Spearman Rho coefficients.

		pH	DO	EC	TSS	Turbidity	TPH
Surface	Correlation coefficient	-0.398**	-0.102	-0.079	0.375**	0.400**	-0.340**
	Significance (Bilateral)	0.000	0.216	0.337	0.003	0.001	0.002
Sub-base	Correlation coefficient	0.693**	0.157	0.684**	-0.453**	-0.541**	0.689**
	Significance (Bilateral)	0.000	0.056	0.000	0.000	0.000	0.000

*** Correlation is significant at the 0.01 level (bilateral).*

It was demonstrated that both surface and sub-base layers were significantly correlated with water quality parameters in almost all cases except for surface materials which were not linearly related with DO and EC (see significance values for all coefficients in Table 3).

Higher correlation coefficients were found for sub-base materials and all water quality parameters than was the case for surface materials (Table 3). This fact is also illustrated in Figures 2 and 3 where the difference between the average values for all water quality parameters were notable depending on the type of sub-base material used.

Correlation coefficients obtained in Table 3 for the sub-bases were high or moderate (high for values between 0.60-0.79; moderate for those between 0.40-0.59) for the surfaces, correlation coefficients were moderate or low (moderate for values between 0.40-0.59; low for those between 0.20-0.39) based on the classification given by

Bisquerra [113]. Nevertheless, a more in-depth statistical analysis was required to check the significance differences between water quality parameters depending on the surfaces and the sub-base materials used. Therefore, a Kruskal Wallis test was undertaken for surfaces, while the Mann-Whitney test was developed to analyze the sub-base materials as shown in Table 4.

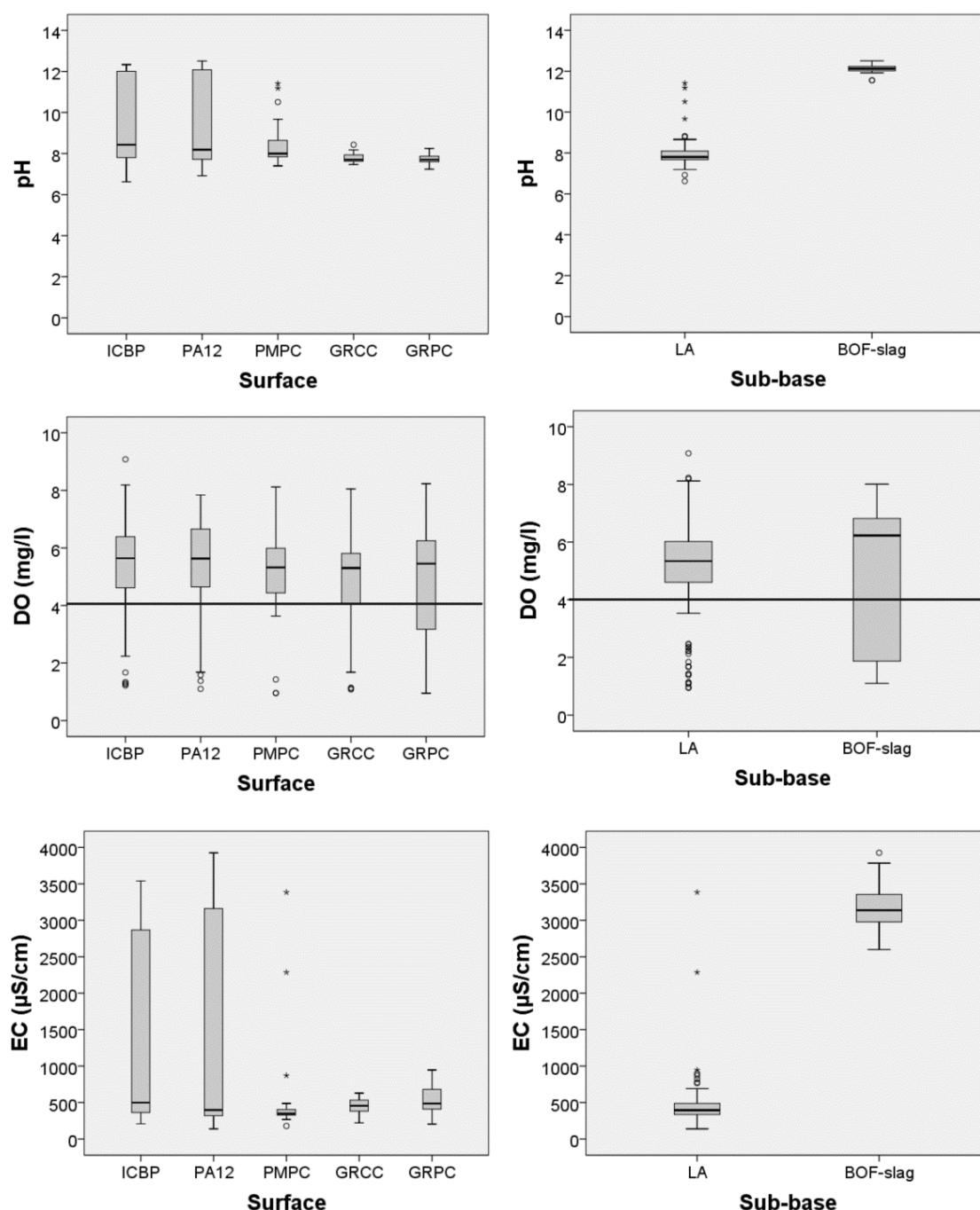


Figure 2. Boxplot of pH, DO and EC values obtained through the use of the multi-parameter analyzer HACH HQ-40D in all parking areas.

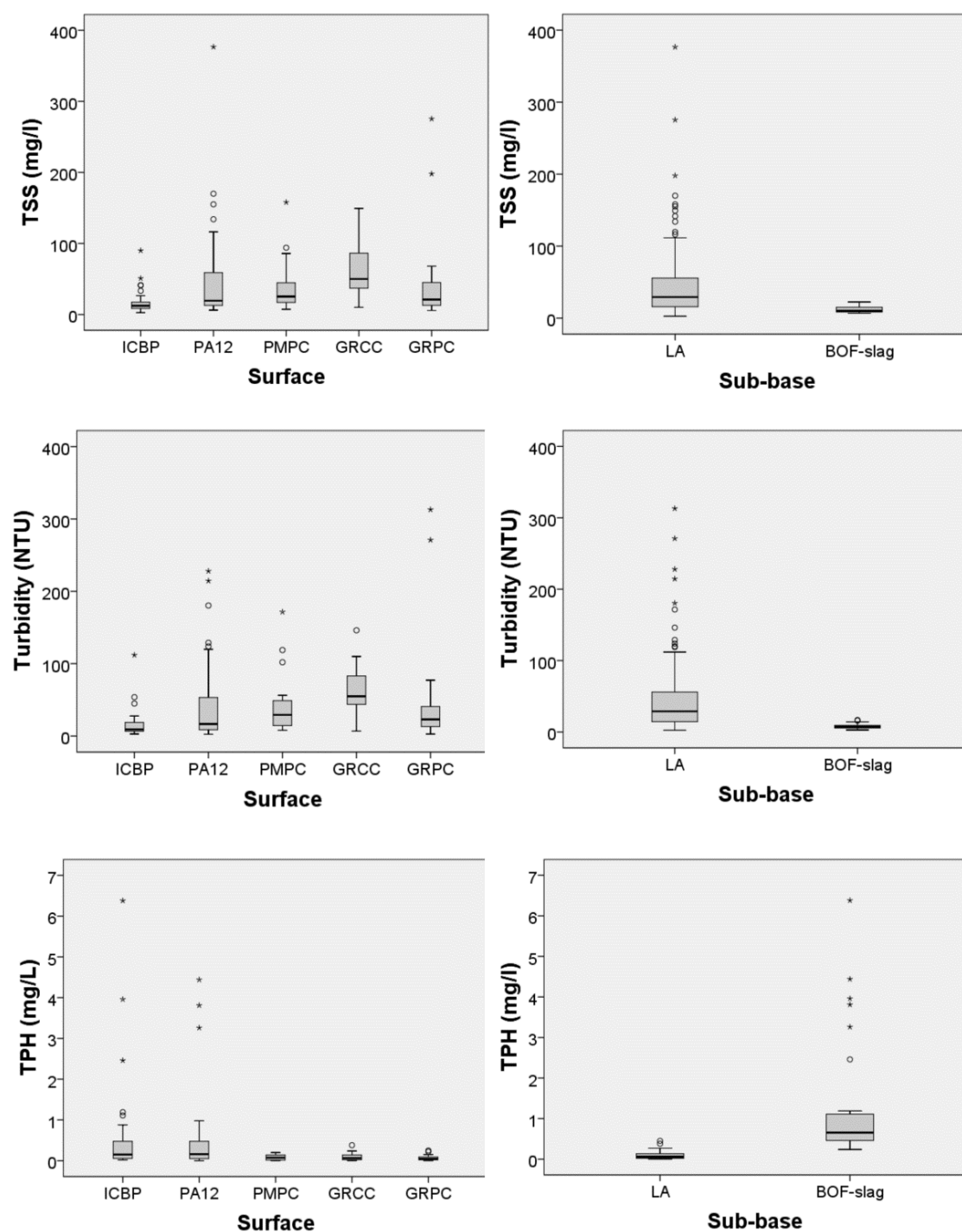


Figure 3. Boxplot of TSS, turbidity and TPH values obtained in laboratory for all watersamples taking from all parking areas.

Both analyses (Table 4) confirmed the results shown in Table 3 of the bivariate correlation between surfaces and water quality parameters and sub-base materials and

water quality parameters apart from that of DO (for both surface and sub-base) as is also confirmed in Table 3.

Table 4. Results of the significance tests of Kruskal Wallis for the case of the surfaces and Mann-Whitney for the case of the sub-base materials.

			pH	DO	EC	TSS	Turbidity	TPH
Kruskal H-test*	Wallis	Chi-square	29.401	3.826	12.096	33.995	35.564	19.593
		Asymptotic Significance	0.000	0.430	0.017	0.000	0.000	0.001
Mann-Whitney U-test**		Mann-Whitney U	0.000	1393.0	23.0	623.0	394.0	13.5
		Asymptotic Significance	0.000	0.056	0.000	0.000	0.000	0.000
*Grouping variable for the Kruskal Wallis tests: surface.								
** Grouping variable for the Mann-Whitney test: sub-base.								

Differences observed between both types of sub-base materials and measured values of pH and EC were significant (Table 3), highlighting the highly alkaline character of the BOF-slag sub-base due to its chemical composition, being rich in calcium oxide and other metal compounds, which also resulted in high EC values as shown on Figure 2. No significant differences were observed, however, in the case of DO values for either surface or sub-base materials. It was found that average values registered in both sub-base materials always exceeded the DO limit of 4 mg/l required for good quality water (Figure 2) according to the Spanish Royal Decree RD, 927/1988 [114].

Despite there being little statistical relationship between DO and EC for the surface materials, nonetheless they were highly linearly correlated with TSS, turbidity and TPH values, with car park bays containing ICBP, PA-12, PMPC and GRPC presenting the lowest average TSS and turbidity values (Figure 3), as well as EC (Figure 2). The influence of the sub-base consisting of BOF-slag aggregates modified the extreme values of EC for ICBP and PA-12 surfaces (Figure 2), where this kind of sub-base material was used. This tendency was also confirmed in Figure 2 when comparing the EC values for the two types of sub-base materials utilized in this research.

More hydrocarbons were retained in association with bays containing PMPC due to the filtering effect of its porous surface, and also GRCC and GRPC due to the retention of more oils as solids in their surface layers than was found for ICBP and PA-12 (Figure

3). This was demonstrated by the high initial TPH values registered in the PA-12 bays due to the degradation of their bitumen content. The BOF-slag sub-base was associated with high values of TPH (Figure 3) due to its chemical composition.

In summary, it was found that PMPC was the most efficient surface course in terms of improvement in water quality as is shown in Figures 2 and 3, followed by ICBP and PA-12. A sub-base of limestone aggregate presented the best performance in terms of pH, EC and TPH. However, BOF-slag showed the best performance in terms of TSS, turbidity and DO. Limestone aggregates can therefore be considered the best option for sub-base material across all water quality parameters.

3.2. Water quantity

Field tests undertaken using the LCS permeameter and the CP Infiltrometer in parking areas in Gijón and Santander demonstrated that PMPC surfaces showed the best infiltration performance, followed by ICBP and PA-12 as seen in Table 5.

Table 5. Average permeability measurements obtained with the LCS permeameter and height of inundation values obtained with the CP Infiltrometer.

Pervious Surface	Site (number of car park bays)	LCS		CP Infiltrometer (cm)		
		Time (s)	Permeability (m/s)	T=10 year	T=50 year	T=100 year
ICBP	“La Guía” (15 bays)	—	—	0	0	0
PA-12		21	0.0119	0	0	0
GRPC		—	—	0.6	0.6	1.0
ICBP	“Las Llamas” (45 bays)	—	—	0	0	0
PA-12		21	0.0119	0	0	0
PMPC		19	0.0200	0	0	0
GRPC		—	—	0.45	0.5	1.1
ICBP	“Parque Tecnológico” (8 bays)	—	—	—	—	—
PA-12		21	0.0119	—	—	—

The CP Infiltrometer also showed that there was no generation of surface runoff under rainfall intensities of five minutes duration, corresponding to ten years (78 mm/h), fifty years (115 mm/h) and one hundred years (142 mm/h) in Gijón and ten years (98 mm/h), fifty years (155 mm/h) and one hundred years (178 mm/h) in Santander over the ICBP and PA-12 surfaces. However, the reinforced grass with plastic cells did generate a small amount of surface runoff (see Table 5).

4. CONCLUSIONS

The results of the three PPS field studies have been statistically analyzed, demonstrating important correlations between the sub-base materials (limestone aggregates and BOF-slag) and outflow water quality parameters: pH, DO, EC, TSS, turbidity and TPH. Limestone aggregates performed better than BOF-slag in terms of water quality, especially pH, EC and TPH.

A Spearman Correlation test accompanied by significance tests (Mann-Whitney and Kruskal Wallis) demonstrated that surface materials (PMPC, ICBP, PA-12, GRCC and GRPC) had a statistically significant influence on effluent water quality in terms of pH, TSS, Turbidity and TPH. However, this significance was not demonstrated for DO or EC. The surface utilising PMPC was slightly better in terms of water quality and quantity, according to the parameters analyzed in this paper. However, it was found that the difference with ICBP and PA-12 was not significant.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was funded by the Spanish Ministry of Economy and Competitiveness with the PGE of the Spanish Government and FEDER funds through the research projects REN2003-05278 / TECNO, BIA2009-08272 and BIA 2012-32463. The authors also wish to thank Construction Technology Applied Research Group, Highways Research Group and SUDS laboratory of the University of Cantabria, Coventry University, and the companies SIEC SA, Hanson-Formpave, Bloques Montserrat SL, DANOSA and Contratas Iglesias for their collaboration. Luis A. Sañudo-Fontaneda also thanks Ministry of Economy and Competitiveness for the FPI fellowship.

2.1.2 Artículo 2: Field study of infiltration capacity reduction of porous mixture surfaces

2.1.2.1 Reseña del artículo 2 en el Web of Science

The screenshot shows the Web of Science interface for the article 'Field Study of Infiltration Capacity Reduction of Porous Mixture Surfaces'. The article is by Sanudo-Fontaneda, LA (Sanudo-Fontaneda, Luis A.)^[1], Andrés-Valeri, VCA (Andrés-Valeri, Valerio C. A.)^[2], Rodríguez-Hernández, J (Rodríguez-Hernández, Jorge)^[2], Castro-Fresno, D (Castro-Fresno, Daniel)^[2]. The journal is WATER, Volume 6, Number 3, Pages 661-669, DOI: 10.3390/w6030661, published in MAR 2014. The abstract mentions that porous surfaces have been used to minimize flooding problems in car parks, and the study aimed to quantify the reduction in infiltration capacity after several years of use. The article presents results using the LCS permeameter and Polymer-Modified Porous Concrete (9 bays) and Porous Asphalt (9 bays) surfaces. Statistical analysis showed significant differences in permeability and reduction in infiltration capacity for porous concrete, while no differences were found for porous asphalt.

Palabras clave: Porous concrete; porous asphalt; permeameter; stormwater management; SuDS; source control
Keywords Plus: PERMEABILITY MEASUREMENT; PAVEMENTS; CONCRETE; ASPHALT; PERMEAMETER; BEHAVIOR; EUROPE

Red de citas:
 1 Veces citado
 19 Referencias citadas
 Ver Related Records
 Crear alerta de cita
 (datos de Colección principal de Web of Science)

Número de todas las veces citado:
 1 en Todas las bases de datos
 1 en Colección principal de Web of Science
 0 en BIOSIS Citation Index
 0 en Chinese Science Citation Database
 0 en Data Citation Index
 0 en Russian Science Citation Index
 0 en ScELO Citation Index

Conteo de uso:
 Últimos 180 días: 2
 Desde 2013: 20
 Más información

Figura 15. Reseña del artículo 2 en el Web of Science del JCR

2.1.2.2 Indicadores bibliométricos de la revista soporte del artículo 2 en el JCR

The screenshot shows the MDPI Water journal page. The Impact Factor for 2014 is 1,428, and the 5-year average is 1,751. The JCR classification for WATER RESOURCES is 39 de 83, with a Q2 quartile.

Categoría de JCR ®	Clasificación en la categoría	Cuartil en la categoría
WATER RESOURCES	39 de 83	Q2

Datos de la edición 2014 de Journal Citation Reports

Editorial:
 MDPI AG, POSTFACH, CH-4005 BASEL, SWITZERLAND
 ISSN: 2073-4441

Dominio de investigación:
 Water Resources

Figura 16. Indicadores de impacto y calidad de la revista soporte del artículo 2

2.1.2.3 *Transcripción del artículo 2.*

FIELD STUDY OF INFILTRATION CAPACITY REDUCTION OF POROUS MIXTURE SURFACES

Luis A. Sañudo-Fontaneda ¹, Valerio C.A. Andrés-Valeri ², Jorge Rodríguez-
Hernández^{2,*} and Daniel Castro-Fresno ²

¹Sustainable Drainage Applied Research Group, Faculty of Business Environment and Society, Coventry
University, Priory Street, Coventry, CV1 5FB, United Kingdom

²Construction Technology Research Group (GITECO). Dept. of Transports and Project and Process
Technology, ETSICCP, Universidad de Cantabria, 39005 Santander, Spain;

*Corresponding author: Jorge Rodríguez-Hernández; rodrighj@unican.es

ABSTRACT

Porous surfaces have been used all over the world in source control techniques to minimize flooding problems in car parks. Several studies highlighted the reduction in the infiltration capacity of porous mixture surfaces after several years of use. Therefore, it is necessary to design and develop a new methodology to quantify this reduction and to identify the hypothetical differences in permeability between zones within the same car park bay due to the influence of static loads in the parked vehicles. With this aim, nine different zones were selected in order to check this hypothesis (four points under the wheels of a standard vehicle and five points between wheels). This article presents the infiltration capacity reduction results, using the LCS permeameter, of Polymer-Modified Porous Concrete (9 bays) and Porous Asphalt (9 bays) surfaces in the University of Cantabria Campus parking area (Spain) 5 years after their construction. Statistical analysis methodology was proposed for assessing the results. Significant differences were observed in permeability and reduction in infiltration capacity in the case of porous concrete surfaces, while no differences were found for porous asphalt depending on the measurement zone.

KEYWORDS: porous concrete; porous asphalt; permeameter; stormwater management; SuDS; source control

1. INTRODUCTION

Intense urban growth during the last decades [4], together with large-scale waterproofing of the natural soil in cities [115] and changes in the rainfall intensity patterns in the world [116], have led to many problems regarding flooding. This is actually the most common and costly disaster in the world [117,118].

Porous surfaces are one of the main Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS) for source control in car park areas [5, 94, 119]. Many different devices have been used to measure the infiltration capacity on-site. Some of the most widely applied field devices nowadays around the world are single-ring and double ring infiltrometers [120, 121], and the LCS (Laboratorio de Caminos de Santander) permeameter [112,122].

Previous studies, [47], highlighted the importance of analyzing different zones within a car park bay in order to obtain a more comprehensive view of real infiltration behavior in a car park with porous surfaces. The static and dynamic loads produced by the vehicle wheels can produce permanent deformations in the pervious surface, which could affect both porosity and permeability. Moreover, the vehicle wheels are the main source of particulate matter that can clog the pervious surfaces, especially due to the compaction force produced by the vehicle loads, this effect being more important in the contact zone between wheel and surface [123,124].

A new methodology was created for this research. Firstly, a scheme of field tests was created by using the LCS permeameter to measure the permeability, and finally, a statistical scheme of several analyses was designed and developed specifically for this kind of on-site test.

The aim of the new methodology presented in this paper was twofold. Firstly, the analysis of the influence of the porous mixture surface type on the permeability and the reduction in the infiltration capacity after 5 years of use. Secondly, the analysis of the possible differences in the infiltration capacity in different zones within the pervious parking bays.

2. EXPERIMENTAL METHODOLOGY

The whole study was carried out in the “Las Llamas” parking area in the University of Cantabria campus in Santander (Spain) 5 years after this car park

was opened for light traffic. No maintenance operations have been carried out during this period. This parking area registers intense traffic activity every day, being nearly 100% occupied. Eighteen car parking bays of 4.2 m long and 2.4 m wide were analyzed with nine bays of Polymer Modified Porous Concrete (PMPC) and nine of Porous Asphalt (PA) surfaces (Figure 1).

The specific characteristics of the two porous mixture surface materials used can be checked in [121] based on the dosage recommended by [106] for PMPC, and [105] for PA. The high percentage of voids is remarkable, 25%–30% in the case of PMPC and 23% in the case of PA [122], as was the thickness of both porous surfaces (80 mm).



Figure 1. (Above) Scheme of the eighteen car parking bays analyzed, and (Below) measurement zones selected within each car park bay and LCS on-site.

The infiltration capacity reduction was analyzed through the permeability results obtained now (after 5 years of operational life) in each test carried out using the LCS permeameter [111], comparing these values with those registered by [122] for the same porous surfaces when built (0.020 m/s for the case of the PMPC surfaces and 0.012 m/s for PA surfaces on average).

Nine different points were selected within each car parking bay in order to undertake the LCS tests. Each point represents a specific zone (Figure 1) which hypothetically could influence the infiltration capacity reduction. Points 1, 3, 7 and 9 (Figure 1) represent the zone of the car parking bays in static contact with wheels, the zones that directly support the weight of the vehicles when parked. In contrast, points 4 and 6 (Figure 1) represent the zones that were in dynamic contact with wheels while a vehicle is performing its parking maneuver, being part of the wheels path. Finally, points 2, 5 and 8 (Figure 1) represent the zones that almost never have been in contact with vehicles tires.

2.1. Descriptive analysis

The permeability results in the tests were partially described based on permeability ranges defined by [125] for porous asphalt surfaces when using the LCS permeameter. Each measurement zone in every car park bay and all car park bays received a score based on the time taken by the LCS test, using the criteria in Table 1. Moreover, plots of the average values of the outcome variables (permeability and reduction of the infiltration capacity) were used to analyze descriptively the infiltration behavior of the whole car parking area studied.

Table 1. Criteria for defining the permeability of a porous mixture surface when using the LCS permeameter.

TIME (seconds)	PERMEABILITY (cm/s)	SCORE
< 50	> 0.50	Newly built
50 – 100	0.25 – 0.50	High
100 – 200	0.13 – 0.25	Medium
> 200	< 0.13	Poor

2.2. Statistical analysis

To achieve the objectives explained in the introduction, a statistical methodology was designed, as can be seen in Figure 2. The statistical approach begins with the analysis of the normality distribution of the data in order to decide the path to follow in the statistical scheme in Figure 2: Parametric test for normally distributed data and non-parametric test for non-normally distributed parameters. Then, a more in-depth statistical analysis was done based on different significance tests (see Figure 2) with the aim

of determining whether there are significant differences among the results obtained for the variables considered.

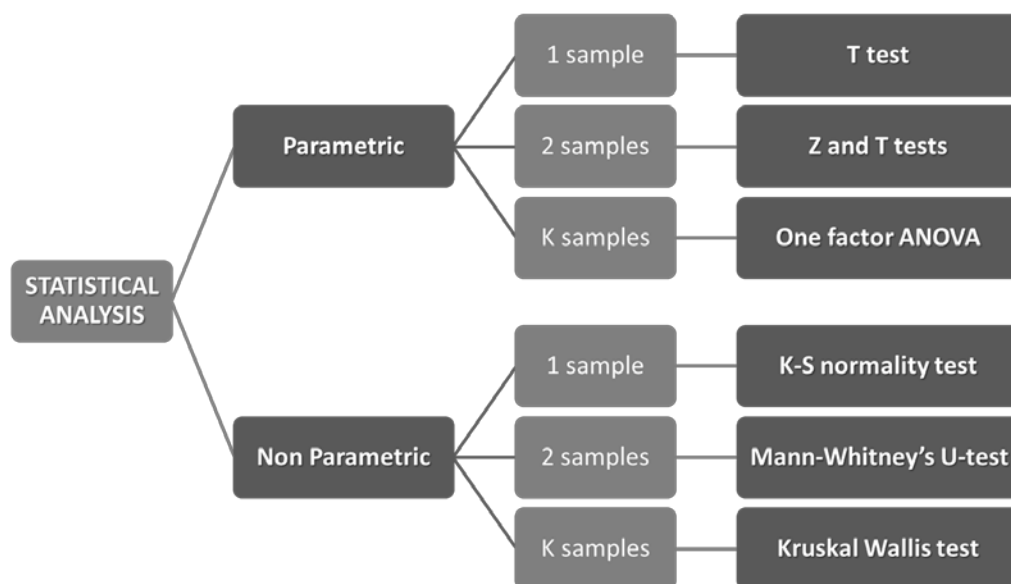


Figure 2. Scheme of the statistical methodology designed.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Descriptive analysis

The distribution of the permeability values registered using the LCS permeameter at each measurement point of the analyzed parking bays of both types of pervious surfaces is in Figure 3.

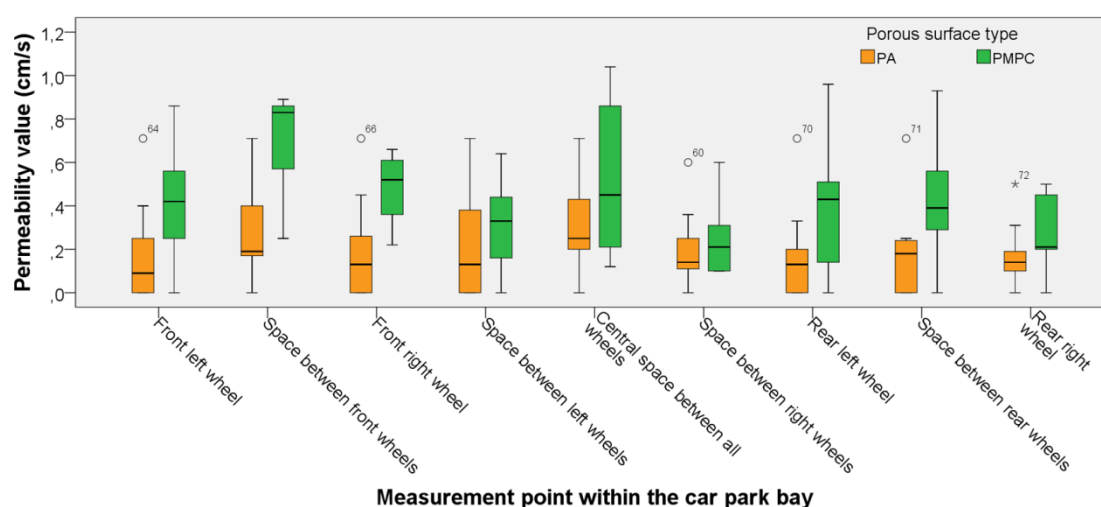


Figure 3. Box-plots of the average values of permeability in each measurement zone of parking bays

It can be observed descriptively that there are differences in the infiltration capacity among the different measurement zones on both types of pervious surfaces, generally showing a reduction in infiltration capacity in some wheel-surface contact zones. Considering the average permeability values in each measurement zone of each pervious surface type, the average reductions of the infiltration capacity were calculated and the results are shown in Tables 2 and 3 for the PMPC and PA surfaces, respectively.

Although the average value of the PMPC surface infiltration capacity demonstrated a high decrease of 79.43% (Table 2), the average permeability value is still high (0.41 cm/s). This value can be considered “high” in the score classification based on the criteria shown in Table 1. A highly similar decrease in the average reduction of the infiltration capacity was found in Table 3 for the PA surface (82.04%). However, the average score was “medium” for PA surfaces. This indicated possible problems in the future with the permeability behavior of this surface.

Table 2. Average permeability and reduction of the infiltration capacity values registered in each measurement zone within each PMPC surface car park and their corresponding score.

MEASUREMENT ZONE	PERMEABILITY (cm/s)	SCORE	INFILTRATION CAPACITY REDUCTION (%)
1	0.41	High	79.65
2	0.69	Newly built	65.62
3	0.47	High	76.45
4	0.31	High	84.47
5	0.54	Newly built	73.22
6	0.25	High	87.62
7	0.39	High	80.67
8	0.40	High	79.97
9	0.26	High	87.24
Mean value	0.41	High	79.43

As can be seen in the box-plots in Figure 4, average PMPC permeability was almost double that of PA (0.41 cm/s for PMPC and 0.22 cm/s for PA), while the reduction in the infiltration capacity on both porous mixture surfaces was quite similar (79.43% in the case of the PMPC surface and 82.04% in the case of the PA surface).

Table 3. Average permeability and reduction of the infiltration capacity values registered in each measurement zone within each PMPC surface car park and their corresponding score.

MEASUREMENT ZONE	PERMEABILITY (cm/s)	SCORE	INFILTRATION CAPACITY REDUCTION (%)
1	0.20	Medium	83.52
2	0.27	High	77.46
3	0.21	Medium	82.40
4	0.22	Medium	81.70
5	0.30	High	74.85
6	0.21	Medium	82.57
7	0.17	Medium	85.61
8	0.18	Medium	85.05
9	0.18	Medium	85.23
Mean value	0.22	Medium	82.04

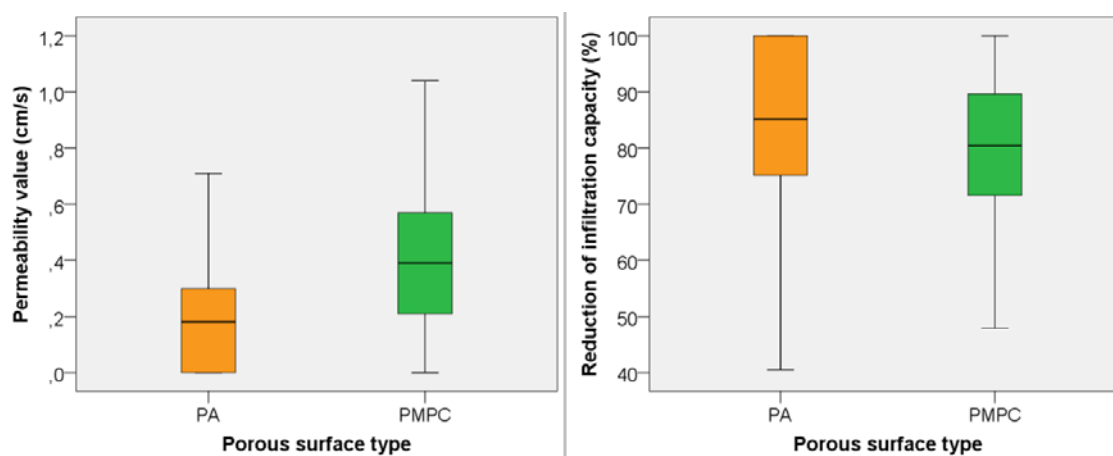


Figure 4. Box-plots of the average values of permeability and the reduction of the infiltration capacity.

3.2. Statistical analysis

The first step was to check the normality of both outcome variables by using the Kolmogorov-Smirnov test. Neither variable had a normal distribution. Therefore, non-parametric significance analyses were carried out (Figure 2), by using a Mann-Whitney test for the type of porous mixture surface (two samples: PMPC and PA) and a Kruskal Wallis test for the measurement zone (9 samples: zones 1 up to 9) (Table 4).

Significance tests shown in Table 4 demonstrate that only the type of porous mixture surface significantly influenced permeability results, while neither the type of porous surface nor the measurement zone influenced the reduction in infiltration capacity.

Table 4. Mann-Whitney and Kruskal Wallis significance tests for the outcome variables.

Significance test		Permeability	Infiltration capacity Reduction
Mann-Whitney*	U de Mann-Whitney	1,888.5	2,716.5
	Significance (Sig)	0.000	0.058
Kruskal Wallis**	Square Chi	12.493	13.329
	Significance (Sig)	0.131	0.101

*Notes: * Grouping variable: type of porous mixture surface., ** Grouping variable: measurement zone.*

Once the influence of the porous mixture surfaces has been demonstrated in Table 4, it is only necessary to verify the real influence of the measurement zone on the outcome variables for each type of porous mixture surface. With this aim, the normality and homoscedasticity of both outcome variables was analyzed as an initial step. PMPC surface permeability and reduction in infiltration capacity results were distributed according to a normal and homoscedastic distribution, while in the case of the PA surface, these results were not normal. Thus, in order to use the same test for both types of pervious surfaces, a Kruskal Wallis test was done to analyze the influence of the measurement zone on the outcome variables (Table 5) based on the statistical scheme shown in Figure 2.

Table 5. Significance analyses for measurement zones by using Kruskal Wallis test

Significance test		Permeability	Infiltration capacity Reduction
Mann-Whitney*	U de Mann-Whitney	17.752	17.742
	Significance (Sig)	0.023	0.023
Kruskal Wallis**	Square Chi	4.397	4.522
	Significance (Sig)	0.820	0.807

*Notes: * Grouping variable: type of porous mixture surface., ** Grouping variable: measurement zone.*

The results shown in Table 6 demonstrate the influence of the measurement zone on permeability values and on the reduction in infiltration capacity obtained after 5 years of use in car parking bays made of PMPC. However, in the case of PA, no influence was identified.

Therefore, both the statistical methodology and the measurement zones shown in this article can be used for present and future research when using the LCS permeameter

to study the infiltration behaviour of porous mixture surfaces on-site during their operational life.

4. CONCLUSIONS

The statistical methodology described in this article has proven its efficiency in this particular scenario. Therefore, this methodology could be used in similar investigation in order to prove the general suitability of materials used in infiltration surfaces

In this field study, permeability is significantly different for PMPC and PA surfaces after 5 years of use, as it was at the beginning of their operational life, the PMPC surfaces having higher permeability values.

No significant differences were found between PMPC and PA surfaces regarding their infiltration capacity reduction after 5 years of use.

The measurement zones proposed for this research for analyzing the infiltration capacity behavior of a porous surface car parking bay after 5 years have demonstrated a significance influence of the zone on permeability results for PMPC surfaces.

No significant differences were identified among all the measurement zones for PA surfaces, its infiltration behavior being quite uniform after 5 years of use.

ACKNOWLEDGMENTS

This study was funded by the Spanish Ministry of Economy and Competitiveness through the research projects BIA2009-08272 and BIA2012-32463 with PGE and FEDER funds. The authors wish to thank the GCS and GITECO research groups of the University of Cantabria, Coventry University, and the companies SIEC SA, Hanson-Formpave, Bloques Montserrat SL and DANOSA for their collaboration. Luis A. Sañudo-Fontaneda would also like to thank the Ministry of Economy and Competitiveness for the FPI fellowship funding for his research activity in the University of Cantabria.

2.1.3 Artículo 3: Comparative Analysis of the outflow water quality of two sustainable linear drainage systems

2.1.3.1 Reseña del artículo 3 en el Web of Science

Web of Science Clarivate Analytics

Buscar Regresar a los Resultados de búsqueda Mis herramientas Historial de búsqueda Lista de registros marcados

Opciones de texto completo Guardar en EndNote online Agregar a la lista de registros marcados 5 de 7

Comparative analysis of the outflow water quality of two sustainable linear drainage systems

Por: **Andrés-Valeri, V.C.** (Andrés-Valeri, V. C. ^{1,11}; Castro-Fresno, D. (Castro-Fresno, D. ^{1,11}; Sanudo-Fontaneda, L. A. ^{1,21}; Rodríguez-Hernández, J. (Rodríguez-Hernández, J. ^{1,11})

Ver ResearcherID y ORCID

WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY
Volumen: 70 Número: 8 Páginas: 1341-1347
DOI: 10.2166/wst.2014.382
Fecha de publicación: 2014
Ver impacto de la revista

Resumen
Three different drainage systems were built in a roadside car park located on the outskirts of Oviedo (Spain): two sustainable urban drainage systems (SUDS), a swale and a filter drain, and one conventional drainage system, a concrete ditch, which is representative of the most frequently used roadside drainage system in Spain. The concentrations of pollutants were analyzed in the outflow of all three systems in order to compare their capacity to improve water quality. Physicochemical water quality parameters such as dissolved oxygen, total suspended solids, pH, electrical conductivity, turbidity and total petroleum hydrocarbons were monitored and analyzed for 25 months. Results are presented in detail showing significantly smaller amounts of outflow pollutants in SUDS than in conventional drainage systems, especially in the filter drain which provided the best performance.

Palabras clave
Palabras clave de autor: best management practice (BMP); concrete ditch; filter drain; SUDS; swale; water quality
KeyWords Plus: HIGHWAY RUNOFF; REDUCTION PERFORMANCE; GRASSED SWALES

Red de citas
0 Veces citado
23 Referencias citadas
Ver Related Records
Crear alerta de cita
(datos de Colección principal de Web of Science)

Número de todas las veces citado
0 en Todas las bases de datos
0 en Colección principal de Web of Science
0 en BIOSIS Citation Index
0 en Chinese Science Citation Database
0 en Data Citation Index
0 en Russian Science Citation Index
0 en ScELO Citation Index

Conteo de uso
Últimos 180 días: 3

Figura 17. Reseña del artículo 3 en el Web of Science del JCR

2.1.3.2 Indicadores bibliométricos de la revista soporte del artículo 3 en el JCR

Water Science & Technology

WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY

Impact Factor
1,106 1,208
2014 5 años

Categoría de JCR®	Clasificación en la categoría	Cuartil en la categoría
ENGINEERING, ENVIRONMENTAL	34 de 47	Q4
ENVIRONMENTAL SCIENCES	157 de 223	Q3
WATER RESOURCES	52 de 83	Q3

Datos de la edición 2014 de Journal Citation Reports

Editorial
IWA PUBLISHING, ALLIANCE HOUSE, 12 CAXTON ST, LONDON SW1H0QS, ENGLAND

ISSN: 0273-1223
eISSN: 1996-9732

Dominio de investigación
Engineering
Environmental Sciences & Ecology
Water Resources

Figura 18. Indicadores de impacto y calidad de la revista soporte del artículo 3

2.1.3.3 Transcripción del artículo 3

COMPARATIVE ANALYSIS OF THE OUTFLOW WATER QUALITY OF TWO SUSTAINABLE LINEAR DRAINAGE SYSTEMS

V.C. Andrés-Valeri¹, D. Castro-Fresno², L.A. Sañudo-Fontaneda³, J. Rodríguez-Hernandez⁴

¹Ph.D. candidate, Department of Transport, Civil Engineering School (ETSICCP), Universidad de Cantabria, Avda. Los Castros s/n, 39005 Santander, Spain.

²Professor, Department of Transport, Civil Engineering School (ETSICCP), Universidad de Cantabria, Avda. Los Castros s/n, 39005 Santander, Spain

³Research Assistant, University Research Centre for Agroecology, Water and Resilience (CAWR), Coventry University, Priory Street, Coventry, CV1 5FB, United Kingdom.

⁴Assistant Professor, Department of Transport, Civil Engineering School (ETSICCP), Universidad de Cantabria, Avda. Los Castros s/n, 39005 Santander, Spain.

ABSTRACT

Three different drainage systems were built in a roadside car park located on the outskirts of Oviedo (Spain); two Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS), a swale and a filter drain, and one conventional drainage system, a concrete ditch, which is representative of the most frequently used roadside drainage system in Spain. The concentrations of pollutants were analyzed in the outflow of all three systems in order to compare their capacity to improve water quality. Physicochemical water quality parameters such as DO, TSS, pH, EC, TPH and Turbidity were monitored and analyzed for 25 months. Results are presented in detail showing significantly smaller amounts of outflow pollutants in SUDS than in conventional drainage systems, especially in the filter drain which provided the best performance.

KEYWORDS: BMP, concrete ditch, filter drain, SUDS, swale, water quality.

1. INTRODUCTION

During the last decades, urbanization growth has significantly increased waterproofing of natural areas [4], causing problems in stormwater management [126], disruption of natural water balance [8], diffuse pollution [127], lack of urban services [104] and loss of natural wealth [31]. High intensity rainfalls often surpass the infiltration capacity in urban land producing runoff and diffuse pollution as one of the most dangerous problems. Diffuse pollution is generated when rainfall washes down atmospheric pollutants and then picks up surface pollutants with different point and non-point sources [19].

Pollutants in runoff are directly related to land uses [20]. More specifically in the case of roads, high percentages of pollutant agents can affect surrounding water and soil due to the influence of the traffic effect [44]. Several studies [128] have confirmed that runoff road pollutants produce immediate and chronic toxic effects. Depending on the drainage management of any waterproof area, such as a road or a motorway, all the pollutant substance deposits will be washed away and carried into the drainage systems or discharged into the environment [44].

Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS) have been used to solve problems related to water quantity, quality and amenity [93]. Swales and filter drains are linear drainage systems included in SUDS that improve stormwater management, especially in roadside and parking areas. Furthermore, SUDS are an aesthetic solution which can be integrated into the environment [31] improving the landscape. These systems collect the stormwater runoff from the adjacent impervious surfaces and transport it toward storage systems or sewage systems, allowing water infiltration into the subsoil during this transportation. These systems reduce runoff peak flow and reduce pollution by filtering water through their different layers [60]. In groundwater protected areas or when it is necessary, these systems can be sealed underneath in order to prevent infiltration processes in a specific stretch [93].

After an exhaustive search in the main scientific databases, several studies about swales and filter drain performance and their outflow water quality have been found: [79, 129-137]. Nevertheless, no comparative studies were found with the particular conditions, construction and methodology used in this research.

The main aim of this research is to analyze and compare the capacity of two SUDS-based linear drainage systems to reduce water pollutants concentration in a suburban roadside car park with low traffic and therefore with low pollution levels. The first step of the research was the analysis of several physicochemical water quality parameters: pH, Electrical Conductivity (EC), Dissolved Oxygen (DO), Total Suspended Solids (TSS), Turbidity and Total Petroleum Hydrocarbons (TPH). After that, the water quality results were statistically analyzed in order to find any significant difference among the systems.

2. MATERIALS AND METHODS

This research was carried out in three full-scale drainage stretches built in a roadside car park located on the outskirts of the Northern Spanish city of Oviedo. This place is close to the Castle-Hotel of 'La Zoreda' Forest an extensive green area far away from urban centers, and therefore a place with low traffic density. There are three stretches of 20m, corresponding to two sustainable drainage systems: swale and filter drain, and a third corresponding to a concrete ditch used to represent the surface runoff (Figure 1).

The pavement slope in both longitudinal and transversal directions was 2.5% and the drainage area of each linear drainage system was 100 square meters. The linear SUDS systems were designed and built with the following cross section elements:

- Pervious surface to allow the infiltration of the runoff.
- Limestone base layer with a size distribution of 4-20mm.
- Upper polypropylene based geotextile (Polyfelt TS20).
- Sub-base layer made of limestone aggregates of 20-40mm.

Under all these layers, the natural soil has been waterproofed by using a geomembrane in order to avoid infiltration into the natural soil.

A control manhole was built at the end of each stretch in order to sample the sub-superficial outflow from the SUDS-based system and the surface runoff from the conventional system. The three stretches collect the runoff from the same drainage area,

so the runoff volumes collected by each system could be expected to be the same. Moreover, the three stretches were placed at the same location and the water sampling was carried out at the same time, so the water quality differences between the runoff treated by each system are assumed not to be significant allowing the comparative analysis by using concentrations.

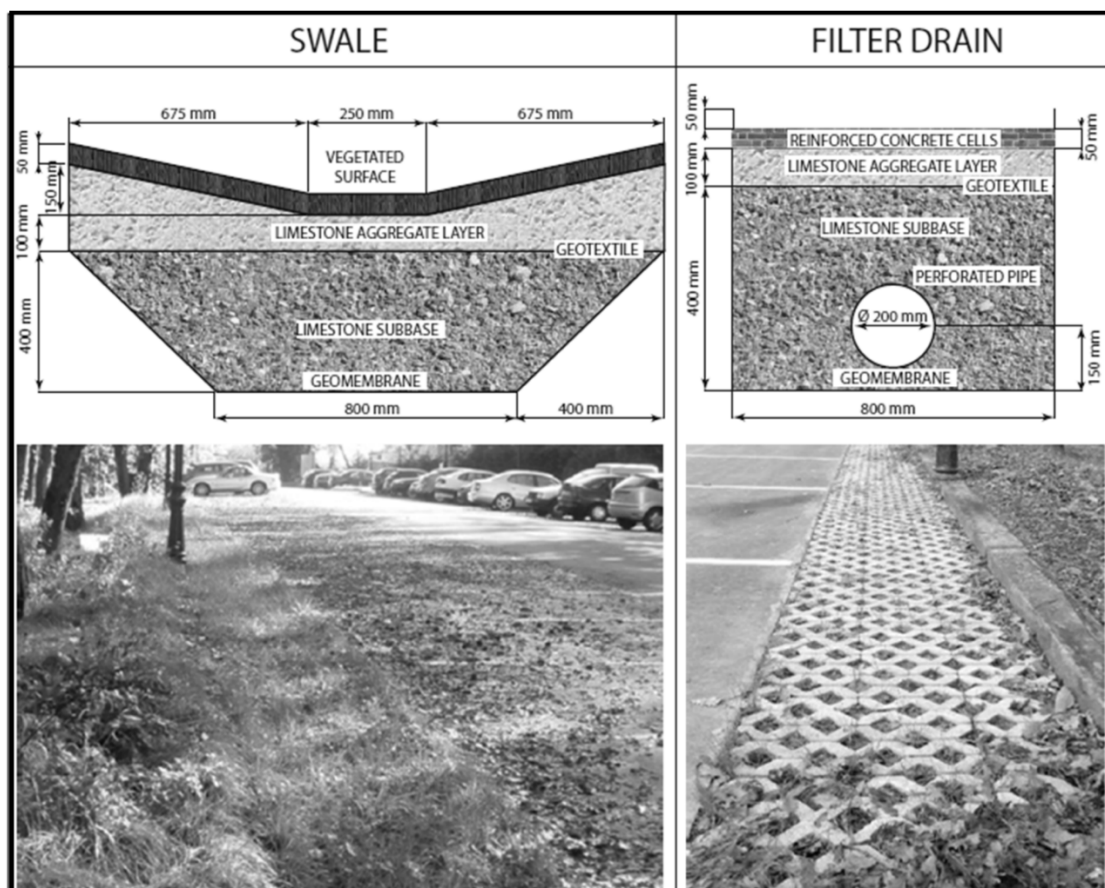


Figure 1. Cross Section and photograph of the linear systems analyzed

The research period started in August 2009 and lasted 25 months until August 2011. During the 25 months of the experimental program no specific maintenance was applied, so in autumn and winter periods, large amounts of leaves were deposited on the systems surfaces. This organic matter was probably the main pollution source and it affects the systems performances by reducing the infiltration capacity and affecting water quality results, especially DO, TSS and Turbidity values.

Three water samples from each drainage system were taken once a month, after the end of the rainfall events, in 1 liter containers. For water sampling, the first step was the manual mixing of the water stored in the manhole for 30 seconds in order to resuspend

the solid particles deposited at the bottom of the storing chamber. The DO, pH and EC measurements were performed on site by submerging the probes (Table 1) in the water stored in the control manhole and, at the same time, the sample containers were submerged into the manhole in order to sample the stored water. Finally, after sampling, the storage chamber was cleaned and the samples were kept at $4\pm1^{\circ}\text{C}$ until the TPH, TSS and Turbidity analysis were performed in laboratory by using the test methods shown in Table 1. The results shown in this paper are the outcome of the average value of the results obtained for each sample.

Table 1. Physicochemical water quality parameters monitored.

PARAMETER	UNIT	METHOD	INSTRUMENTATION	DETECTION LIMITS
Total Petroleum Hydrocarbons (TPH)	mg/l	ASTM D7066-04	Horiba OCMA-310 absorption infrared oil detector with the solvent S-316	0.1 mg/l
Dissolved Oxygen (DO)	mg/l	Hach Method 10360 (US-EPA Approved for 40 CFR 136)	Hach HQ 40D Multi-parameter meter with LDO10103, CDC401 and PHC30103 probes	0.01 mg/l
pH	-	Hach Method 8156 (US-EPA accepted for SM 4500-H+B)		-
Electrical Conductivity (EC)	$\mu\text{S}/\text{cm}$	Hach Method 8160 (US-EPA accepted for SM 2510 B)		1 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Total Suspended Solids (TSS)	mg/l	US-EPA Method 160.2 (UNE-EN 872:2006 in Spain)	IF platform, glass microfiber filters, vacuum pump, analytical balance (0.1 mg), desiccator and laboratory oven.	0.1 mg/l
Turbidity	NTU	US-EPA 180.1	Hach 2100 P Turbidimeter	1 NTU

In order to properly characterize the results obtained, total rainfall volumes associated with the sampling program were obtained from the Spanish Meteorological Agency (AEMET) in the weather station 1249I, located 4 km away from the experimental site. The 25 monitored storm events were selected in order to cover the full range of the rainfalls that normally occur in the north of Spain. With this aim, five groups of rainfalls

were established in order to properly select the rain events: very light rain (<5mm), light rain (5-10mm), medium rain (10-15mm), heavy rain (15-20mm) and very heavy rain (>20mm).

The water quality results were statistically analyzed by using IBM SPSS 22 ® in order to find possible significant differences between outflow water qualities obtained from the systems studied.

The first step of the statistical analysis was to analyze the normality of the data obtained by using a Shapiro-Wilk test or a Kolmogorov-Smirnoff Test, depending on the number of samples of each population analyzed. Once the normality of the data distribution had been determined, the next step was to determine the homoscedasticity by using a Levene Test, assessing the null hypothesis of the equality of variances.

Depending on the normality and homoscedasticity of the data distribution, different tests were applied: parametric tests for homoscedastic and normally distributed parameters, and non-parametric tests for non-homoscedastic and/or non-normally distributed parameters. Considering that all the observations were independent of each other two kinds of test were used: the T-Test or the Mann-Whitney U-Test for two independent populations, and the ANOVA or Kruskal-Wallis test for more than two independent populations. These tests compare the results obtained from each population, assessing the null hypothesis of equality of distributions, and indicating whether the observed differences among the results for each population were statistically significant.

3. RESULTS AND DISCUSSION

The box plots of the water quality results for the 25 storms monitored and the outliers of the distributions, marked in the charts with points and an adjacent number that represent the data register, are shown in Figure 2. The total rainfall volumes of the storm events monitored were obtained by the Spanish National Meteorological Agency and are shown in Figure 3.

A Shapiro-Wilk test was carried out in order to analyze the normality of the data obtained, showing a non-normal distribution for all the parameters studied. After a logarithmic transformation, DO concentrations and pH values remained non-normally distributed, while the rest of parameters showed a normal distribution. In order to use the

same test for all the parameters, and considering the presence of non-normally distributed parameters, a means' comparison was made applying the non-parametric Mann-Whitney U-Test.

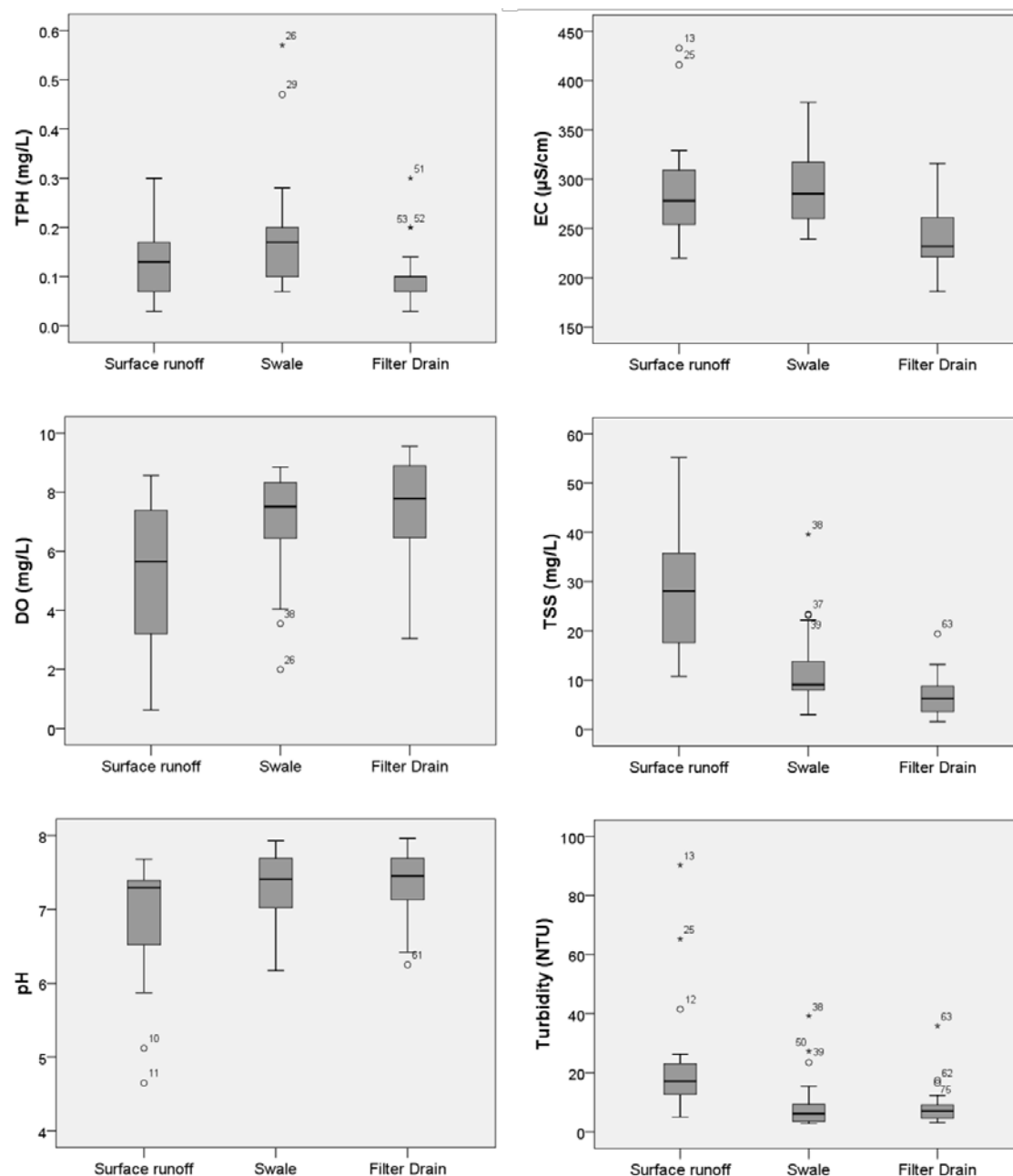


Figure 2. Water quality results in the three systems over the 25 months of monitoring

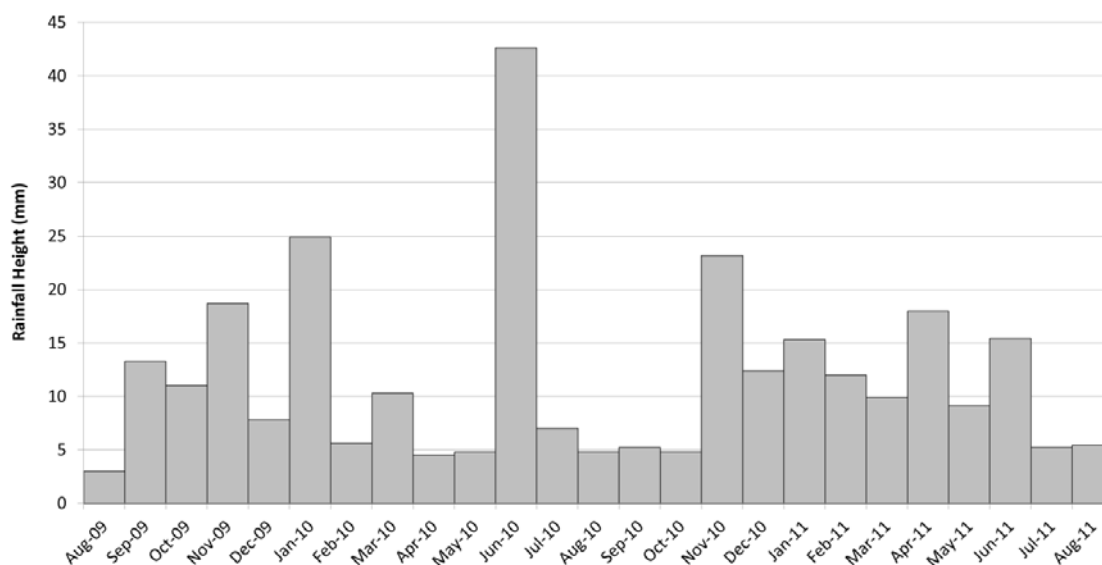


Figure 3. Rainfall volumes of the storm events monitored

These results shown that there are significant differences between the surface runoff and the outflow of the two SUDS studied in DO, pH, TSS and Turbidity ($p\text{-value} < 0.05$), there being a significant difference in EC results for surface runoff and filter drain ($p\text{-value} < 0.05$). Comparing the two types of SUDS analyzed, it could be observed that there are significant differences in EC values, TPH and TSS ($p\text{-value} < 0.05$), while DO, pH and Turbidity results showed no significant differences between swale and filter drain ($p\text{-value} > 0.05$).

The registered values of TPH were very low during the monitoring period due to the light traffic in the experimental site. Considering that the data plotted in Figure 2 were obtained as the average value of the three samples taken in each sampling, some of the results plotted in the box-plot can fall below the detection limits of the TPH analyzer (ie. 0.1 mg/l; 0.0mg/l; 0.0mg/l). Analyzing the data obtained, no significant differences were found between the surface runoff and the SUDS studied. However comparing the two SUDS, significant differences were found between average registered values ($p\text{-value} < 0.05$), showing 42% less hydrocarbon concentration in the filter drain outflow than in the swale's.

The average values of DO are 18% higher in the swale and 35% higher in the filter drain than the DO values observed in the surface runoff, the statistical analysis demonstrating that these differences were significant ($p\text{-value} < 0.05$). Considering the nearby vegetated area and assuming the same pollutants inflow, the higher values of DO

in SUDS could be explained by the filtration through the geotextiles and granular layers, which reduces the organic matter content and the oxygen depletion by biodegradation in these systems. The leaves deposited on the systems surface could be biodegraded there and later washed off by the runoff reaching the manhole where the samples are taken so reducing DO values. Moreover, turbulence along with the mixing that can take place in the SUDS systems can increase the DO in the outflow of these systems, increasing the observed differences between SUDS and surface runoff. Comparing the two SUDS studied, no significant differences were observed; however, lower values of DO were found in the swale outflow, probably due to some depletion of DO by the vegetated surface of this system.

The pH values remained in the range of 6-8 for the outflow of all systems, being slightly higher in the SUDS system, showing similar results to those that previous studies have found [58]. Surface runoff shows a significantly lower outflow pH than the SUDS ($p\text{-value} < 0.05$) due to the alkaline nature of the limestone used in their granular layers and the longer permanence of water in these systems due to the lower water velocity.

The registered data of EC values seemed similar in the surface runoff and in both SUDS systems, but the statistical analysis showed a significantly lower EC in the filter drain with a reduction of 16% compared to surface runoff ($p\text{-value} < 0.05$) and 17% compared to the swale ($p\text{-value} < 0.05$). Greater contact of water with the limestone sub-base increases the dissolution of some chemical compounds in the aggregate that could increase EC values. The presence of perforated pipe in the filter drain cross section reduces the contact time of water with the limestone sub-base, collecting the infiltrated water and transporting it to the manhole, so reducing EC values respect to the swale.

The outflow TSS and Turbidity results registered in SUDS were significantly lower than in the surface runoff. Average TSS outflow concentrations were 76% lower than in the surface runoff, while the Turbidity was 59% lower, both reduction rates being in agreement with the data provided by Schlüter et al. [58] for a longer filter drain system with higher TSS and turbidity inflows. On the other hand, average TSS concentration in the outflow of swale was 56% lower than in surface runoff, while average registered turbidity was 54% lower. The TSS results obtained show a similar reduction rate to the median value of TSS reduction in vegetated swales provided by Barrett [138] based on

the international BMP database. These are within the range of reduction rates reported by Stagge et al. [79] and Lucke et al [136] for longer vegetated swales. Nonetheless, the observed TSS reduction rates in the swale were lower than those obtained in other studies [129, 131, 132], probably by the lower TSS inflow, reported as an important factor in the TSS reduction rates of vegetated swales by Winston et al. [134] and Lucke et al. [136]. These studies reported a background TSS in these systems in the range of 40-50 mg/l due to the scouring of sediments along the swale, making it difficult to quantify the reduction rates of TSS with low TSS inlet. Nevertheless the results obtained showed an average outflow TSS concentration slightly lower than 10 mg/l, probably by the presence of geotextile in the cross section of the vegetated swale, which reduces the TSS background avoiding the scouring of sediments. Comparing the two SUDS systems, significant differences were found due to the lower concentration of TSS in the outflow of the filter drain, which shows a reduction of 45% in average values compared to the swale probably influenced by the presence of a perforated pipe, that reduces the solid content by reducing the water washing over the sub-base aggregates, and therefore, the amount of solid particles washed off by the infiltrated water.

4. CONCLUSIONS

Throughout the 25 months of monitoring, low pollution levels were found in the surface runoff, limiting the conclusions of the present research.

Water quality results showed that the outflow water from SUDS systems was less polluted than the surface runoff confirming the filtering effect provided by geotextile and granular layers.

Significant differences between Filter Drain and the surface runoff were found in terms of DO, pH, EC, TSS and Turbidity, while there are significant differences between the swale and surface runoff in DO, pH, TSS and Turbidity results. These differences were especially important in the case of DO, TSS and Turbidity, confirming SUDS capacity to reduce water pollutants associated with solid particles.

The use of geotextile in both SUDS analyzed reduced the TSS concentration in the outflow in comparison with previous studies, reaching TSS concentrations of 10 mg/l and avoiding the possible scouring of sediments.

Comparing the two SUDS studied, the filter drain system shows a lower level of average pollutants concentration than the swale in all water quality parameters analyzed, being significant in EC, TSS and TPH values.

ACKNOWLEDGEMENTS

This paper was possible thanks to the research project entitled “Design and monitoring of a linear system of sustainable drainage” developed by the Construction Technology Applied Research Group (GITECO) of the University of Cantabria, financed by the companies Contratas Iglesias S.L and Impulso with the support of the Spanish Centre for the Industrial Technological Development (CDTI).

2.1.4 Artículo 4: Laboratory study on the stormwater retention and runoff attenuation capacity of four permeable pavements

2.1.4.1 Reseña del artículo 4 en el Web of Science

Web of Science

Buscar Regresar a los Resultados de búsqueda Mis herramientas Historial de búsqueda Lista de registros marcados

Texto completo de la editorial Guardar en EndNote online Agregar a la lista de registros marcados

Laboratory Study on the Stormwater Retention and Runoff Attenuation Capacity of Four Permeable Pavements

Por: Rodríguez-Hernández, J. (Rodríguez-Hernández, Jorge)¹; **Andrés-Valeri, V.G.** (Andrés-Valeri, Valerio C.)¹; Ascorbe-Salcedo, A. (Ascorbe-Salcedo, Agustín)²; Castro-Fresno, D. (Castro-Fresno, Daniel)¹

Ver ResearcherID y ORCID

JOURNAL OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING
Volumen: 142 Número: 2
Número de artículo: 04015058
DOI: 10.1061/(ASCE)EE-1943-7870.0001033
Fecha de publicación: FEB 2016
Ver impacto de la revista

Resumen

Hydrological behavior of pervious pavements during rainfall events is a complex process that is affected by many factors such as surface type, nature of aggregates, layer thickness, rainfall height, rainfall intensity, and the preceding dry period. In order to determine the influence of construction materials on the runoff attenuation capacity of pervious pavements, 16 laboratory models were created with four different cross sections obtained by combining two pervious surfaces and two subbase aggregate materials. Successive rainfall simulations were applied over the laboratory models, measuring lag times, retained rainfalls, and times to peak, and peak outflows were registered for the simulated rainfalls. The results obtained were grouped depending on the materials used and statistically analyzed in order to compare their stormwater retention and runoff attenuation capacities. Both surface type and subbase aggregate characteristics were proven to influence the attenuation capacity of pervious pavements. While subbase aggregate materials highly influence the hydrological performance during the first rainfall simulations, the permeable surface affects the hydrological behavior during the final rainfall events and the retention capacity variation over time. (C) 2015 American Society of Civil Engineers.

Palabras clave
Palabras clave de autor: Permeable pavement; Porous asphalt; Interlocking concrete blocks; BMP; SuDS
KeyWords Plus: QUALITY; PERFORMANCE; QUANTITY; CONCRETE; DRAINAGE; ASPHALT; SYSTEMS

Red de citas

0 Veces citado
21 Referencias citadas
Ver Related Records
Crear alerta de cita
(datos de Colección principal de Web of Science)

Número de todas las veces citado

0 en Todas las bases de datos
0 en Colección principal de Web of Science
0 en BIOSIS Citation Index
0 en Chinese Science Citation Database
0 en Data Citation Index
0 en Russian Science Citation Index
0 en ScELO Citation Index

Conteo de uso
Últimos 180 días: 10
Desde 2013: 34
Más información

Figura 19. Reseña del artículo 4 en el Web of Science del JCR

2.1.4.2 Indicadores bibliométricos de la revista soporte del artículo 4 en el JCR

JOURNAL OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING

Impact Factor
1.541 **1.649**
2016 5 años

Categoría de JCR ®	Clasificación en la categoría	Cuartil en la categoría
ENGINEERING, CIVIL	52 de 125	Q2
ENGINEERING, ENVIRONMENTAL	34 de 49	Q3
ENVIRONMENTAL SCIENCES	146 de 229	Q3

Datos de la edición 2016 de Journal Citation Reports

Editorial
ASCE-AMER SOC CIVIL ENGINEERS, 1801 ALEXANDER BELL DR, RESTON, VA 20191-4400 USA

ISSN: 0733-9372
eISSN: 1943-7870

Dominio de investigación
Engineering
Environmental Sciences & Ecology

Figura 20. Indicadores de impacto y calidad de la revista soporte del artículo 4

2.1.4.3 *Transcripción del artículo 4*

**LABORATORY STUDY ON THE STORMWATER RETENTION
AND RUNOFF ATTENUATION CAPACITY OF FOUR
PERMEABLE PAVEMENTS**

Jorge Rodríguez-Hernández^{1,*}, Valerio C. Andrés-Valeri², Agustín Ascorbe-Salcedo³
and Daniel Castro-Fresno⁴

¹ Ph.D. M.Sc. Civil Engineer, Assistant Professor, Civil Engineering School, Universidad de Cantabria, Av. de los Castros 44, 39005, Santander, Spain.

² Ph.D. Student M.Sc. Civil Engineer, Civil Engineering School, Universidad de Cantabria, Av. de los Castros 44, 39005, Santander, Spain.

³ Ph.D. M.Sc. Civil Engineer, Professor, Civil Engineering School, Universidad de Cantabria, Av. de los Castros 44, 39005, Santander, Spain.

⁴ Ph.D. M.Sc. Civil Engineer, Professor, Civil Engineering School, Universidad de Cantabria, Av. de los Castros 44, 39005, Santander, Spain.

*E-Mail: rodrighj@unican.es; Tel.: +34-942-20-39-43; Fax: +34-942-20-17-03.

ABSTRACT

Hydrological behavior of pervious pavements during rainfall events is a complex process that is affected by many factors such as surface type, aggregates nature, layer thickness, rainfall height, rainfall intensity and the preceding dry period. In order to determine the influence of construction materials on the runoff attenuation capacity of pervious pavements sixteen laboratory models were created with four different cross sections obtained by combining two pervious surfaces and two sub-base aggregate materials. Successive rainfall simulations were applied over the laboratory models measuring lag times, retained rainfalls, times to peak and peak outflows were registered for the simulated rainfalls. The results obtained were grouped depending on the materials used and statistically analysed in order to compare their stormwater retention and runoff attenuation capacities. Both surface type and sub-base aggregate characteristics were proven to influence the attenuation capacity of pervious pavements. While sub-base aggregate materials highly influence the hydrological performance during the first rainfall simulations, the permeable surface affects the hydrological behavior during the final rainfall events and the retention capacity variation over time.

KEYWORDS: Permeable pavement; Porous asphalt; Interlocking concrete blocks; BMP; SuDS.

1. INTRODUCTION

Rainfall water is a fundamental resource for urban settlement development, being essential for refilling reservoirs and aquifers. Nonetheless, the massive waterproofing of natural land in urban areas has disturbed the natural processes of water drainage [139], generating flooding problems, loss of serviceability of urban infrastructures and water pollution. For this reason, stormwater runoff was normally treated as an undesirable waste in urban areas, being drained as fast as possible from impervious surfaces and piped into the surrounding environment or sewage systems [5]. Conventional drainage systems have been widely used to manage stormwater runoff, but the progressive growth of urban centers has enlarged impervious areas [115] and caused increasing runoff volumes [70]. In lowland urbanized areas, this situation leads to flooding problems for surpassing the drainage capacity of conventional systems. The sustainable flood risk management approach is gaining ground worldwide and the integration of control measures for runoff management in urban development is becoming increasingly important to mitigate the problems related to stormwater management [14].

One of the main solutions to reduce runoff volumes in urbanized areas is the substitution of impervious surfaces by permeable ones [140], allowing runoff to infiltrate into the ground. In fact, McBride and Knapton [141] pointed out that the use of pervious surfaces in new urban development allows the permeability levels of natural land to be maintained. Moreover, retrofitting of impervious areas in urban centers, replacing them with permeable surfaces, helps control runoff directly in the origin, increasing the amount of infiltrated water and reducing runoff volumes [142]. Specifically, permeable surfaces, which can resist traffic loads, have been widely used to mitigate runoff volumes and pollutants in urban areas [143]. The main advantage of using pervious pavements is the reduction of the runoff volume that flows into sewage systems [58]. Moreover, the application of these techniques provides peak flow reductions in the range of 40%-60% [74] and sometimes, with light rainfall intensities, the complete disappearance of runoff [51, 127].

The hydrological performance of pervious pavement systems is complex due to the different factors that determine their behavior over time. Pratt et al [36, 102] found that outflow intensities from permeable pavements were 30% lower than rainfall intensities, delaying the outflow and prolonging it after the end of the rainfall event. They

observed delays in the range of 5-10 min between the start of the rainfall event and the beginning of the outflow. The variability found in those results was mainly related to the sub-base aggregates used in the construction of pervious pavements [144] and other hydrological parameters such as rainfall intensity, rainfall volumes and length of dry period between rainfall events [102].

Some studies [145] showed that, depending on the materials used, permeable pavement systems provide different stormwater retention capacities in terms of lag time and retained rainfall volumes. Other studies [146] showed statistical differences in the rainwater harvesting capacity of permeable pavements depending on the surface type, indicating some influence of the infiltration behavior on the hydrological performance of the systems. The different infiltration processes between permeable surfaces and porous surfaces [21] along with the different nature of the aggregates can lead to different hydrological performances depending on the materials used. With the aim of analyzing the influence of the surface and sub-base materials on the stormwater retention and the runoff attenuation capacity of pervious pavements over time, a long-term laboratory study was developed. Successive rainfall simulations were applied to different permeable pavement cross sections registering the lag times, retained rainfalls, times to peak and peak outflows, in order to study the differences in their hydrological performance depending on the materials used. Therefore, for assessing only the materials influence, no clogging effects were studied in the present research, limiting the results obtained to field applications, where the surface characteristics can affect the clogging influence on the hydrological behavior of permeable pavements.

2. MATERIALS AND METHODS

Two sub-base aggregate materials, with different characteristics were used: limestone and recycled aggregate from construction and demolition debris. The gradations used were quite similar for both aggregates (Fig.1a), resulting in similar air void content. The water absorption capacities according to UNE-EN 1097-6 were 1.6% for limestone and 9.4% for recycled aggregates; while the particle densities were 2702 kg/m³ for limestone and 2554 kg/m³ for recycled aggregates.

In order to study the influence of the different infiltration processes induced by porous and permeable surfaces, two different surfaces were selected:

- Interlocking Concrete Blocks (ICB) with dimensions 100x200x100 mm and 4 permeable semi-elliptical slots of 100 mm².
- Porous Asphalt with a nominal maximum aggregate size of 12 mm made with limestone aggregates and polymer-modified bituminous binder, resulting in a mixture with 20±1% of total air voids.

Four permeable pavement cross sections were obtained by combining the two permeable surfaces with the two aggregate materials (Fig. 1b), and four replicas of each cross section were tested. All laboratory models include a base layer of limestone aggregate (5-6.35 mm) under the permeable surface, and a plastic cell with 53 mm of thickness under the sub-base layer. Finally, two geotextile layers were used: a separation geotextile between base and sub-base, and a retention geotextile under the sub-base in order to avoid the scouring of the fine aggregates. Both geotextiles have the same characteristics: non-woven polypropylene-based geotextiles with 0.15 mm in thickness, 0.11 mm of opening size and vertical permeability of $5 \cdot 10^{-2}$ cm/s.

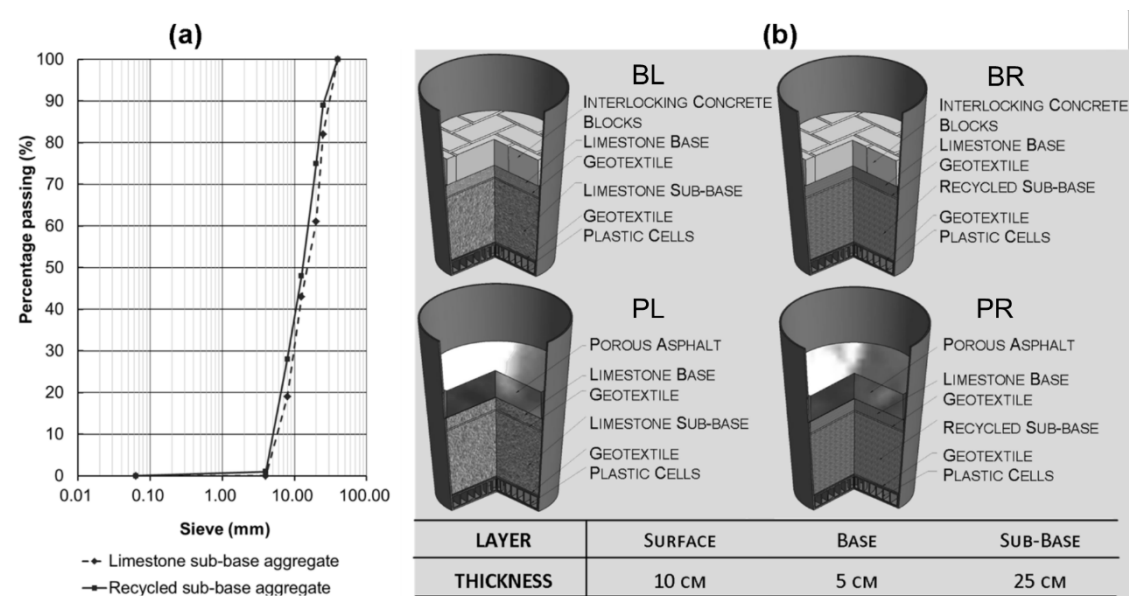


Fig. 1 (a) Gradation of the sub-base aggregates; (b) Cross sections tested

The simulated rainfall events were 50 mm in height and lasted 1 hour, resulting in a similar rainfall intensity used in previous studies [94, 142, 147]. In order to reduce the influence of one simulated rainfall on the following one, the dry period between successive simulations was fixed at two weeks. Four different rainfall simulators were constructed in order to test simultaneously the four replicas of each cross section. The

rainfall simulators were built using cylindrical containers with droppers at their bottom. The surface covered by the droppers was 0.05m^2 so filling the containers with 2500ml a 50 mm of rainfall height was simulated. By modifying the number of droppers, different rainfall durations can be obtained. The preliminary tests had shown that by using 18 droppers, the simulated rainfall events lasted 1 hour, fulfilling the experimental design requirements. The droppers were placed covering a circular area slightly lower than the tested surface area in order to reduce possible edge effects and distilled water was used for simulating rainfall in order to avoid the progressive clogging of the droppers, what can affect the simulated rainfall characteristics. During the monitoring period, three control tests were carried out for each rainfall simulator, measuring the cumulated rainfall volumes during the simulated rainfall events. The data obtained was mathematically modelled by polynomial distributions reaching determination coefficients higher than 0.9. By using the mathematical models obtained, the 5-minutes interval rainfall intensity was calculated for each rainfall simulator, and the results obtained are shown in Fig. 2a.

Sixteen laboratory models of pervious pavements, corresponding to the four different cross sections were constructed in cylindrical containers. The surface layer was peripherally sealed with polyurethane foam in order to minimize the possible edge effects due to the containers wall. The containers provided an effective surface area of 0.05 m^2 and were perforated at the bottom allowing the collection of the water drained through the cross section. The rain simulators were mounted on support structures placed 50cm above the permeable surface and a funnel was placed under each laboratory model in order to collect the infiltrated water. The outflow was conducted to little rain gauges that were used to register the cumulated volumes with a precision of 7.2 ml. Each rain gauge was placed inside a plastic bucket which was weighed after the rainfall simulation in order to verify the total outflow volume. The experimental setup used can be seen in Fig. 2b.

After the laboratory models were mounted, 32 rainfall simulations were applied to the permeable pavement structures over 64 weeks resulting in 1600mm of rainfall applied to each laboratory model. For all the rainfall simulations two different stormwater retention parameters were measured:

- Lag Time: time elapsed between the beginning of the rainfall and the beginning of the outflow from the permeable pavement.

- Retained Rainfall: difference between the cumulated outflow 48 hours after finalizing the rainfall simulation and the rainfall volume simulated.

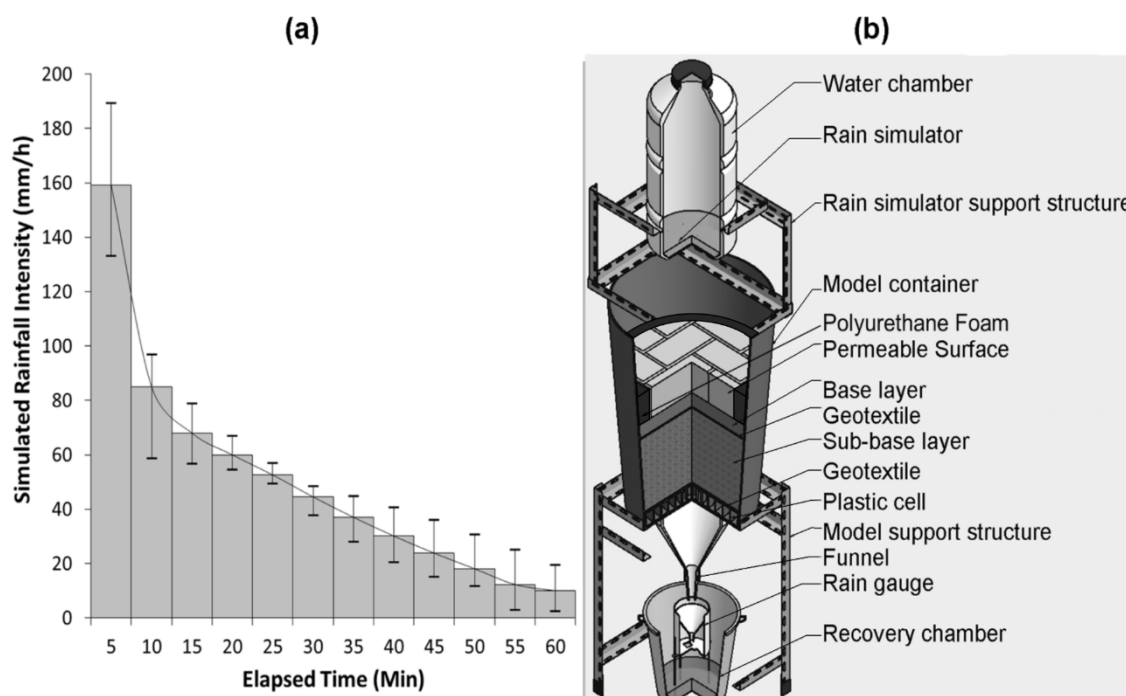


Fig. 2 (a) Average simulated rainfall intensity (N=12); (b) Rainfall simulation experimental set up

Moreover, every 8 weeks the cumulated outflow volumes from the different laboratory models were registered during the simulated rainfalls with a maximum frequency interval of 5 minutes. These volumes were mathematically modelled and the 5-minute interval outflow intensities were calculated for each cross section in order to obtain the main indicators of the runoff attenuation capacity:

- The Peak Outflow, defined as the maximum 5-minute outflow intensity from the permeable pavement structure during the rainfall simulation.
- The Time to Peak, or the time passed between the beginning of the rainfall event and the occurrence of the Peak Outflow.

Finally, the obtained data was divided into two groups: a first group that enables the study of the short-term performance of the cross sections tested, in which the first 16 rainfall simulations were considered; and a second group in which the last 16 rainfall simulations were studied. Moreover, as was necessary, the obtained results were statistically analyzed by using SPSS software in order to enable valid interpretation of the

results. All the statistical analysis were performed at 95% of confidence level, accepted as a standard value for statistical analysis.

3. RESULTS AND DISCUSSION

Lag Time and Retained Rainfall

The average values of Lag Time and Retained Rainfall for the four replicas of each cross section are shown in Fig. 3. It can be observed that during the initial rainfall simulations, high Lag Time and Retained Rainfall values were observed probably due to the initial washing of fine particles and the higher water absorption of the dry aggregates. The initial performance of permeable pavements was mainly conditioned by the sub-base aggregate nature, with higher Lag Time and Retained Rainfall values for recycled aggregates probably due to the higher content in fine particles and the higher water retention capacity of this material. As the number of rainfall simulations increases, a continuous downward trend was observed in cross sections with ICB surface, such that at the end of the experimental program the values obtained were grouped by the surface type, with lower Lag Time and Retained Rainfall results for BR and BL cross sections.

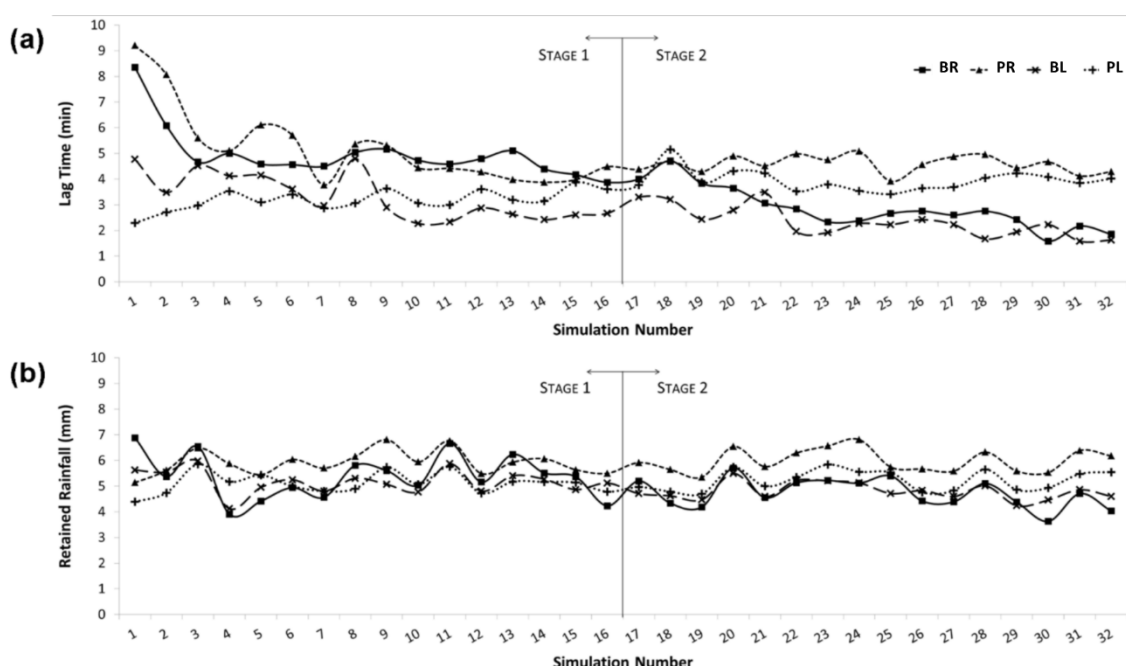


Fig. 3 (a) Lag Time and (b) Retained Rainfall during rainfall simulations

The values of Lag Time and Retained Rainfall obtained were grouped and statistically analyzed in order to compare the different cross sections during the two stages into which the monitoring period was divided. The box plots of the average results obtained by the four replicas of each cross section tested during each stage and the outlier values of the data distributions are shown in Fig. 4. It can be observed that the outliers of the Lag Time data distribution correspond to the values obtained in the first rainfall events showed in Fig. 3. These values, although considered extreme from the statistical point of view, were also representative of the materials influence in the short term, and for this reason were included in the further analysis.

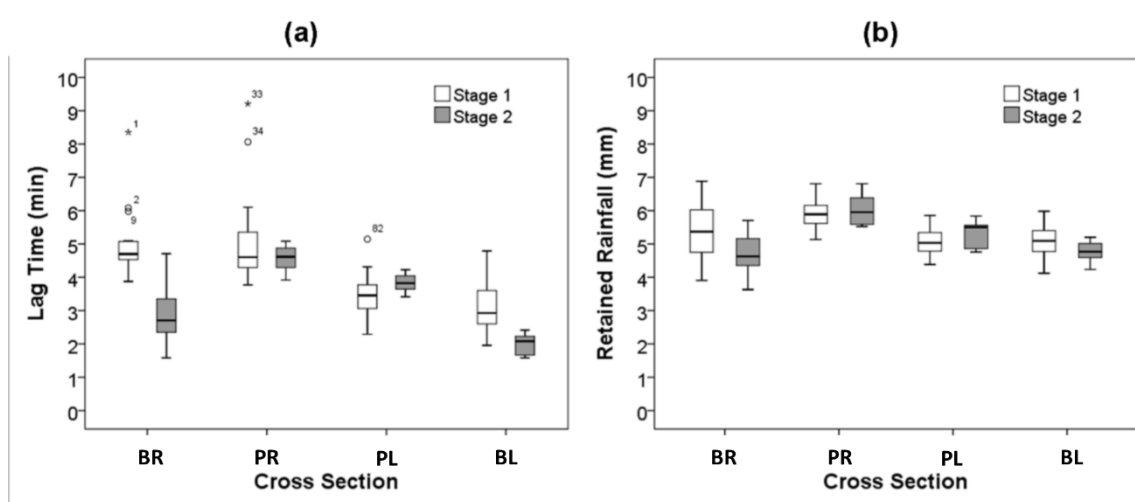


Fig. 4 Box-Plots of the average (a) Lag Time and (b) Retained Rainfall (N=16)

The statistical analysis showed non-normal distributions for Lag Time values of BR and PR cross sections during Stage 1, so non parametric statistical analysis was performed in order to assess the significance of the observed differences. Specifically a Kruskal-Wallis H-test was performed, testing the null hypothesis of equality of populations, and showing there were significant differences in the results obtained for Lag Time (Sig=0.000) and Retained Rainfall (Sig=0.001) depending on the cross section. Moreover, multiple pairwise Mann-Whitney U-Tests were performed among the Lag Time and Retained Rainfall results of the different cross sections in order to verify whether there are significant differences in their mean values. The results of the analyses showed significantly higher Lag Time values for recycled aggregate sub-bases (Sig<0.001), while the differences observed between the different permeable surfaces were not significant (Sig>0.108). On the other hand, higher Retained Rainfall values were

observed in cross sections with recycled aggregate sub-bases, especially in PR cross section which showed significantly higher Retained Rainfall values than permeable pavements with limestone sub-base ($\text{Sig} < 0.001$). Interestingly, Retained Rainfall values in PR cross section also proved to be significantly higher than those observed in BR one ($\text{Sig} = 0.033$), while no significant differences were observed between BR, BL and PL laboratory models.

These results indicate that, during the first stage, Lag Time and Retained Rainfall values were mainly conditioned by the sub-base aggregate nature. During the first rainfall simulations, the sub-base aggregates were not fully saturated and the residual fine particles of the aggregates were not totally washed so the aggregate characteristics had more influence on the starting results. The highest Lag Time and Retained Rainfall values were observed for recycled aggregate sub-bases due to the higher water absorption capacity of recycled aggregates and their slightly higher content in fine particles. Especially PR cross section showed the highest initial values of Retained Rainfall, indicating some influence of the permeable surface. In porous asphalt surfaces, water infiltrates through the connected air voids spread over the entire surface and some rainfall water can be retained in the air voids. Moreover, this infiltration behavior resulted in dispersed water flows inside the pavement structures and increased the water contact with the sub-base aggregates. The higher water absorption capacity of recycled aggregates as well as the infiltration performance of porous surfaces resulted in higher values of Retained Rainfall for the PR cross section.

In order to study whether there are statistical differences between the results obtained for each cross section over time, the Mann-Whitney U-Test was applied to the Lag Time and Retained Rainfall values registered for each cross section for the two stages into which the experimental period was divided. The results obtained showed that Lag Time and Retained Rainfall values were significantly lower in the second stage for BR and BL cross sections ($\text{Sig} < 0.048$), while the PL cross section showed significantly higher values of Lag Time during the second stage ($\text{Sig} = 0.020$).

As the number of simulations increases Lag Time and Retained Rainfall values tend to decrease for BR and BL cross sections while for PR and PL remained similar or showed a little upward tendency. This indicates the influence of the permeable surface on

the variation of these parameters over time. The different infiltration behavior of the permeable surfaces can explain the observed differences. While ICB surfaces infiltrate the water through the permeable joints, leading to concentrated water flows, in porous asphalt the water infiltrates through connected air voids spread over the entire surface. The concentrated water flows through the permeable joints of the ICB surfaces increase the erosive power of the infiltrated water, leading to the progressive development of preferential paths, progressively reducing Lag Time values for BR and BL cross sections. This fact also reduces the water contact with the sub-base aggregates, progressively reducing the water retained by the sub-base aggregates in cross sections with ICB surfaces. On the other hand, the higher dispersion of the infiltrated water inside the pavement structure for PL and PR cross sections reduced the erosive power of the water flows resulting in more homogeneous performance over time.

Finally, during Stage 2, it can be observed that Lag Time and Retained Rainfall values were grouped by the surface type, with higher values for cross sections with porous asphalt surfaces. Moreover, for the same surface type, higher values of Lag Time and Retained Rainfall were observed for the recycled aggregate sub-base. In order to analyze the statistical significance of these differences, and considering the normal and homoscedastic data distribution for the different cross sections, parametric statistics were used. Specifically, the ANOVA test with Tukey HSD correction was applied to the results obtained in order to assess the statistical significance of the differences among the mean scores of Lag Time and Retained Rainfall for the different cross sections tested. The results of this analysis showed that porous asphalt surfaces provide significantly higher runoff attenuation capacity, significant differences existing between the PR and BR cross section, and between the PL and BL for Lag Time and Retained Rainfall values ($\text{Sig} < 0.001$). Similarly to the first stage, depending on the surface type, the sub-base aggregate can influence the performance, significant differences existing in Retained Rainfall and Lag Time results between PR and PL cross sections ($\text{Sig} = 0.013$), but not between BR and BL ($\text{Sig} = 0.061$).

The progressive downward trend of Retained Rainfall and Lag Time observed in BR and BL cross sections together with the homogeneous performance observed in PR and PL resulted in final results grouped by the surface type. Higher values of Retained Rainfall and Lag Time were observed for cross sections with porous asphalt surfaces as

a result of the dispersed water flows provided by porous asphalt surfaces and the lower erosive power of the infiltrated water. Some influence of the sub-base aggregate was also observed during the second stage, with higher values of Lag Time and Retained Rainfall for recycled aggregate sub-bases. Similarly to the first stage, the PR cross section showed the highest attenuation capacity in terms of Lag Time and Retained Rainfall values due to the interaction of the dispersed water flows provided by porous surfaces with the higher water absorption capacity of recycled aggregates.

Peak Outflow and Time to Peak

Every eight weeks the outflow volumes during a single rainfall event from each cross section were monitored and mathematically modelled. Polynomial distributions were used to fit the obtained data, reaching determination coefficients higher than 0.95 in all cases. The 5-minute interval outflow intensities were calculated from the regression models. The hydrographs obtained are shown in Figs. 5 and 6.

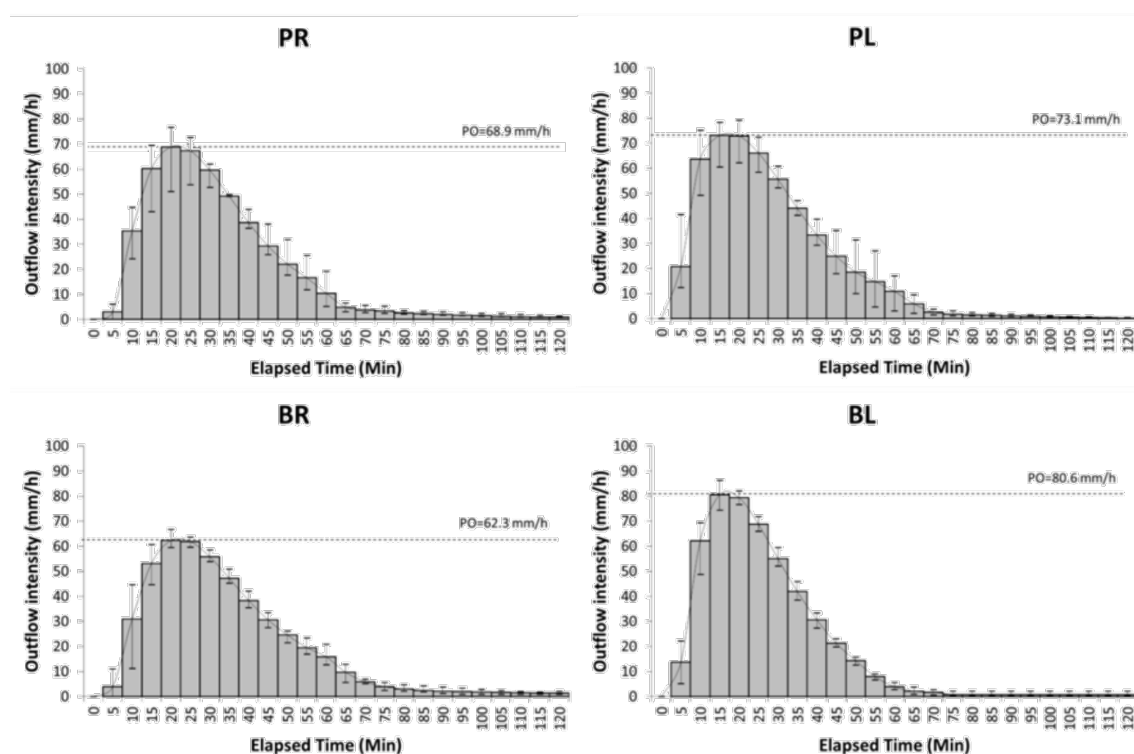


Fig. 5 Five-minute interval outflow hydrographs for the first stage (N=16)

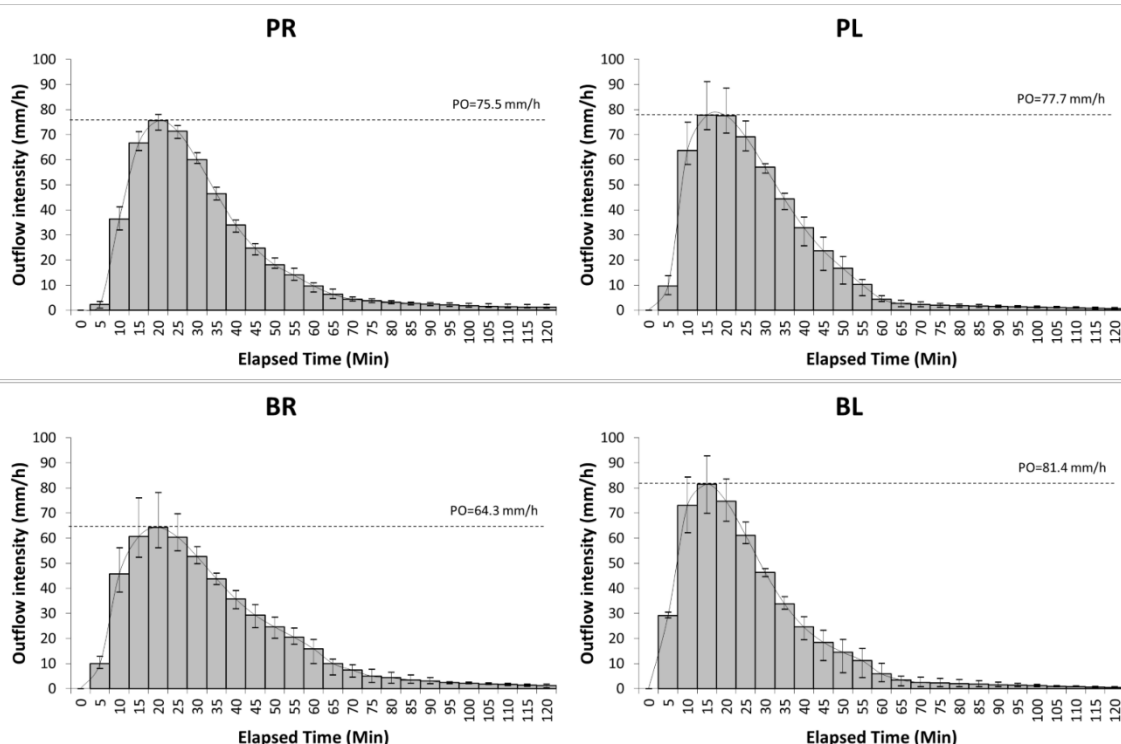


Fig. 6 Five-minute interval outflow hydrographs for the second stage (N=16)

These hydrographs showed higher Time to Peak and lower Peak Outflow values for recycled aggregate sub-bases in both stages. The lower water absorption capacity of limestone aggregates along with its slightly lower content of fine particles in relation to recycled aggregates resulted in the lower Time to Peak and the higher Peak Outflow values observed in the BL and PL cross sections. The second stage showed lower Time to Peak and slightly higher Peak Outflow for all cross sections. The progressive wash off of the fine particles reduces the Time to Peak values, while the progressive clogging of the bottom geotextile reduced the Peak Outflow, explaining the observed performance.

It can be observed that, depending on the surface type, sub-base aggregates can increase their influence on the Peak Outflow values. While for PR and PL cross sections the Peak Outflow results were quite similar, cross sections with ICB surfaces presented important differences depending on the sub-base aggregates. As discussed previously, the concentrated water flows through the permeable joints of ICB surfaces progressively developed preferential paths. The fine particles were progressively washed off by the infiltrated water until they reached the bottom geotextile at the end of the preferential paths. Finally, these particles were retained by the bottom geotextile progressively clogging the end of the preferential paths, increasing the influence of the aggregate nature

in the Peak Outflow values. For the BA cross section, the slightly lower content of fine particles and the lower absorption capacity of the aggregates lead to higher Peak Outflow. On the other hand, in BR cross sections the higher content of fine particles increases the clogging level at the end of the preferential paths and the higher water absorption capacity of the aggregates reduced the Peak Outflow values resulting in the observed differences between these cross sections.

4. CONCLUSIONS

After 32 rainfall simulations, both surface type and sub-base aggregates have proven to influence the attenuation and retention capacity of permeable pavements. In the short term after construction, sub-base aggregate characteristics had more influence than the infiltration behavior of the permeable surface on the overall attenuation capacity. Recycled aggregate sub-bases showed the lowest Peak Outflow results and highest values of Lag Time, Retained Rainfall and Time to Peak due to the higher water absorption capacity of this material and the slightly higher content of fine particles.

The infiltration behavior of the permeable surfaces tested proved to be an important factor in the variation of the stormwater retention capacity of permeable pavements over time. The concentrated water flows provided by ICB surfaces led to the progressive development of preferential paths for the infiltrated water, progressively reducing Lag Time and Retained Rainfall results, while the dispersed water flows provided by porous surfaces resulted in a more stable performance over time.

In the long term, the progressive downward tendency of Retained Rainfall and Lag Time for ICB surfaces resulted in higher Lag Time and Retained Rainfall values for permeable pavements with porous asphalt surfaces. Some influence of the sub-base aggregates was also observed for the same surface type, recycled aggregates showing the highest attenuation capacity in terms of Lag Time, Retained Rainfall, Peak Outflow and Time to Peak.

The combination of the porous asphalt surface with the recycled aggregate sub-base showed the highest stormwater retention capacity during the whole experimental program, with a Lag Time of 5 ± 1 minutes and a Retained Rainfall of 6 ± 1 mm of rainfall height after a dry period of two weeks. On the other hand, the combination of ICB surface

with recycled aggregate sub-base provided the highest runoff attenuation capacity in terms of Time to Peak and Peak Outflow.

These conclusions are limited to the laboratory conditions described in the methodology section, avoiding factors that can affect the long-term hydrological performance of permeable pavements. Further investigation is needed in order to assess the hydrological behavior of permeable pavements in field conditions, analyzing the factors that influence performance over time such as salting and icing in cool climates, clogging dynamics, and the influence of the pavement geometrical conditions and the usage patterns.

ACKNOWLEDGMENTS

This study was funded by the Spanish Ministry of Economy and Competitiveness through the research projects REN2003-05278/TECNO and BIA2012-32463, with funds from the State General Budget (SGB – PGE in Spanish) and the European Regional Development Fund (ERDF – FEDER in Spanish). The authors wish to thank the Santander Roads Group (GCS) and the Construction Technology Applied Research Group (GITECO) of the University of Cantabria, and the companies Bloques Montserrat S.L., Atlantis Corp., Bizkaiko Txintxor Berziklategia (BTB), Danosa and Polyfelt for their collaboration. Valerio C. Andrés-Valeri would also like to thank the Ministry of Economy and Competitiveness for the Researcher Formation Fellowship (BES-2013-062604) funding for his research activity in the University of Cantabria.

2.1.5 Artículo 5: Laboratory Assessment of the Infiltration Capacity Reduction in Clogged Porous Mixture Surfaces

2.1.5.1 Reseña del artículo 5 en el Web of Science

Web of Science Clarivate Analytics

Buscar Regresar a los Resultados de búsqueda Mis herramientas Historial de búsqueda Lista de registros marcados

Texto completo de la editorial Guardar en EndNote online Agregar a la lista de registros marcados

Laboratory Assessment of the Infiltration Capacity Reduction in Clogged Porous Mixture Surfaces

Por: [Andrés-Valeri, VG](#) (Andrés-Valeri, Valerio C.)^[1]; [Marchioni, M](#) (Marchioni, Mariana)^[2]; [Sanudo-Fontaneda, LA](#) (Sanudo-Fontaneda, Luis Angel)^[3]; [Giustozzi, F](#) (Giustozzi, Filippo)^[4]; [Becciu, G](#) (Becciu, Gianfranco)^[2]
Ver ResearcherID y ORCID

SUSTAINABILITY
Volumen: 8 Número: 8
Número de artículo: 751
DOI: 10.3390/su8080751
Fecha de publicación: AUG 2016
Ver impacto de la revista

Resumen
Permeable pavements have been used widely across the world to manage urban stormwater. The hydrological behaviour of permeable surfaces is a complex process affected by many factors, such as rainfall intensity, rainfall duration, pavement geometrical conditions, and clogging level of the permeable surface, amongst others. This laboratory study was carried out to assess the influence of clogging level and rainfall intensity on the infiltration capacity of porous mixture surfaces used in Permeable Pavement Systems (PPS). Porous Concrete (PC) and Porous Asphalt (PA) mixtures with different air void contents (15%, 20%, and 25%) were subject to different clogging scenarios by using varying sediment loads (0, 500, and 1000 g/m²). Permeability experiments were carried out for each clogging scenario through a new rainfall simulator specially developed, tailored, and calibrated for the laboratory simulation of a wide range of rainfall events. Permeability measurements were taken under all different scenarios as a result of the combination of the different rainfall events (50, 100, and 150 mm/h) simulated over the specimens of porous mixtures and the sediment loads applied to them. The results showed that the PC mixtures tested perform better than the PA ones in terms of infiltration capacity, showing less potential for clogging and being more easily cleaned by the wash-off produced by the simulated rainfall events.

Palabras clave
Palabras clave de autor: SuDS; BMP; Permeable Pavement Systems; porous mixtures; Porous Asphalt; Porous Concrete; porous friction course
KeyWords Plus: PARTICLE-SIZE DISTRIBUTION; PERMEABLE PAVEMENTS; PERVIOUS CONCRETE; URBAN DRAINAGE; ASPHALT PAVEMENTS; PERFORMANCE; ROAD; INFILTRMETER; PERMEAMETER; FILTRATION

Red de citas
0 Veces citado
43 Referencias citadas
Ver Related Records
Crear alerta de cita
(datos de Colección principal de Web of Science)

Número de todas las veces citado
0 en Todas las bases de datos
0 en Colección principal de Web of Science
0 en BIOSIS Citation Index
0 en Chinese Science Citation Database
0 en Data Citation Index
0 en Russian Science Citation Index
0 en ScELO Citation Index

Conteo de uso
Últimos 180 días: 13
Desde 2013: 31
Más información

Este registro es de: Colección principal de Web of Science

Figura 21. Reseña del artículo 5 en el Web of Science del JCR

2.1.5.2 Indicadores bibliométricos de la revista soporte del artículo 5 en el JCR

SUSTAINABILITY

Impact Factor
1.789 **1.85**
2016 5 años

Categoría de JCR®	Clasificación en la categoría	Cuartil en la categoría
ENVIRONMENTAL SCIENCES	119 de 229	Q3
ENVIRONMENTAL STUDIES	47 de 105	Q2
GREEN & SUSTAINABLE SCIENCE & TECHNOLOGY	4 de 6	Q3
GREEN & SUSTAINABLE SCIENCE & TECHNOLOGY	18 de 31	Q3

Datos de la edición 2016 de Journal Citation Reports

Editorial
MDPI AG, ST ALBAN-ANLAGE 66, CH-4052 BASEL, SWITZERLAND
ISSN: 2071-1050

Dominio de investigación
Science & Technology - Other Topics
Environmental Sciences & Ecology

MDPI OPEN ACCESS

sustainability

Figura 22. Indicadores de impacto y calidad de la revista soporte del artículo 5

2.1.5.3 Transcripción del artículo 5

LABORATORY ASSESSMENT OF THE INFILTRATION CAPACITY REDUCTION IN CLOGGED POROUS MIXTURE SURFACES

Valerio C. Andrés-Valeri ^{1,*}, Mariana Marchioni ², Luis Angel Sañudo-Fontaneda ³,
Filippo Giustozzi ⁴, Gianfranco Becciu ⁵

¹GITECO Research Group, Civil Engineering School, Universidad de Cantabria, Santander, Spain;
andresv@unican.es

²Water Science and Technology Area, Department of Civil and Environmental Engineering, Politecnico di Milano, Milano, Italy ; mariana.marchioni@polimi.it

³Centre for Agroecology, Water and Resilience (CAWR), Coventry University, Ryton Organic Gardens Wolston Lane, CV8 3LG, Coventry, United Kingdom; ab3221@coventry.ac.uk

⁴Transport Infrastructures section, Department of Civil and Environmental Engineering, Politecnico di Milano, Milano, Italy ; filippo.giustozzi@polimi.it

⁵Water Science and Technology Area, Department of Civil and Environmental Engineering, Politecnico di Milano, Milano, Italy ; gianfranco.becciu@polimi.it

*Correspondence: andresv@unican.es; Tel.: +34-942203943

ABSTRACT

Permeable pavements have been widely used across the world to manage urban stormwater. The hydrological behaviour of permeable surfaces is a complex process affected by many factors such as rainfall intensity, rainfall duration, pavement geometrical conditions, and clogging level of the permeable surface amongst others. This laboratory study was carried out to assess the influence of the clogging level and the rainfall intensity on the infiltration capacity of porous mixture surfaces used in permeable pavement systems. Porous concrete (PC) and porous asphalt (PA) mixtures with different air void contents (15, 20 and 25%) were subject to different clogging scenarios by using varying sediment loads (0, 500 and 1000 g/m²). Permeability experiments were carried out for each clogging scenario through a new rainfall simulator specially developed, tailored and calibrated for the laboratory simulation of a wide range of rainfall events. Permeability measurements were taken under all different scenarios as a result of the combination of the different rainfall events (50, 100 and 150 mm/h) simulated over the specimens of porous mixtures and the sediment loads applied to them. The results showed

that the PC mixtures tested perform better than the PA ones in terms of infiltration capacity, showing less clogging potential and to be more easily cleaned by the wash-off produced by the simulated rainfall events.

KEYWORDS: SuDS, BMP, Permeable Pavement Systems, Porous mixtures, Porous Asphalt, Porous Concrete, Porous Friction Course.

1. INTRODUCTION

The progressive urban sprawl during the last decades has worsened the problems related to stormwater management in urban areas [148]. The decline of natural pervious areas has led to the increase of runoff volumes in lowland areas, causing local flooding problems and Combined Sewer Overflows (CSO) in areas with combined sewerage systems [5]. In addition, the water flow over impervious surfaces causes amenity problems for vehicles and pedestrians [149], and washes off the pollutants deposited on them, producing toxic effects in the receiving water systems [9].

Conventional drainage systems proved not to be capable of adequately coping with the management of stormwater over time, especially in highly urbanized areas [5] and scenarios of climate change where peak flows are higher and reached in less time [150]. Sustainable Drainage Systems (SuDS), also known as Stormwater Best Management Practices (BMPs), arose as a set of drainage techniques and comprehensive solutions for dealing with urban stormwater related problems. These systems aim to mimic the natural processes by which the natural environments deal with stormwater. Permeable Pavement Systems (PPS) are one of the most investigated BMP/SuDS because of their widely proven performance in reducing the runoff volumes and their pollutant removal efficiency [142, 147, 151, 152]. These systems are mainly composed of several layers of pervious materials that allow the water to infiltrate whilst retaining the pollutants deposited on their surfaces, which have been transported by the urban runoff. Porous mixture surfaces are a special type of permeable surfaces, being composed of a granular skeleton coated by a binder. Depending on the binder used, two main types of porous mixtures may be defined: Porous Concrete (PC) when the binder used is a cementitious material and Porous Asphalt (PA) when the binder used is bituminous. The infiltration capacity of porous mixtures is closely correlated with the air void content in the mixture. According to the American National Center for Asphalt Technology (NCAT), the

minimum infiltration capacity of porous friction courses should be 100 m/day, [153] it being observed by some researchers that the minimum air void content that enables these infiltration capacities to be achieved is 15% [154].

Different methods have been used for directly measuring the infiltration capacity of porous mixture surfaces such as the single-ring and double-ring infiltrometers [120, 155] and permeameters [120, 156]. However, falling head and constant head permeameters are the most widely used devices for permeability measurements on porous surfaces [156]. For permeability measurements on constructed pavements, it is normal to use falling head permeameters due to their simplicity and the limitations imposed by on-site measurements. The results of the permeability tests vary among the devices used: some of them provide permeability coefficients while others provide a discharge time by which the infiltration capacity of the pavement is directly obtained. Looking for methods that help to measure the infiltration capacity of permeable surfaces in a more realistic way and under more accurate conditions some researchers have attempted to use rainfall simulators. Laboratory experimental devices were developed for obtaining the infiltration capacity on a small, medium and full-scale by Rodriguez-Hernandez et al [147], Sañudo-Fontaneda et al [142], Rodriguez-Hernandez et al [148], and portable devices for field analysis by Fernandez-Barrera et al [112] and Nichols et al. [157] amongst others.

One of the main concerns about the use of porous mixture surfaces for both the scientific and engineering communities is the infiltration capacity reduction due to the progressive clogging of the surfaces by sediments deposited on the pavement and transported by the runoff [53, 63, 158, 159]. The potential clogging of porous surfaces is highly dependent on the relationship between the pore size distribution of porous mixtures and the particle size distribution of the clogging material [63, 152]. The retention of solid particles over time progressively reduces the pore diameter in the pavement surface, also reducing the diameter of the retained particles [160]. As the process continues, a thin layer of strained material is formed above the pavement surface, dramatically reducing the infiltration capacity of the pavement [63, 152]. The permeability loss in a real scale application due to clogging effects can be very important, some field studies reporting important reductions from 470 mm/min down to 7 mm/min after two years of use without maintenance [121]. However, other authors [53, 159] observed permeability losses in the range of 80% of the original permeability but allowing reasonable infiltration rates after

5-8 years of continuous use without maintenance. These differences among on-site studies could be attributable to the different characteristics of the porous mixtures studied [161]. The local conditions of the pavements analyzed, especially in relation to the sediment types, sizes and deposition rates, the average daily traffic and the rainfall regime are other important factors influencing the clogging rate of porous mixtures [47, 48, 61, 152]. In addition, some studies report that the rainfall itself could influence the clogging dynamics in porous mixtures, producing the partial wash off of the sediments deposited on the pavement [142].

Furthermore, the air void content in porous mixtures, the concentrations of the sediments deposited on the pavement and the rainfall intensity are parameters that could greatly influence the infiltration capacity of porous mixtures in the field. With the main aim of studying the influence of these parameters on the infiltration capacity of porous mixture surfaces, a laboratory study was conducted in collaboration among several universities across Europe in which PC and PA mixtures were tested. A rainfall simulator was especially developed and tailored for the simulation of rainfall events on the laboratory specimens, being one of the singular contributions of this work. This new device was used as an important part of the experiments to assess the infiltration capacity reduction of the porous mixtures under different clogging scenarios.

2. MATERIALS AND METHODS

PC and PA slabs of 50 cm x 26 cm and 5 cm thickness were built for this experimental research in the laboratory. Six slabs of each material were produced, with three targeted air void contents (15, 20 and 25%), resulting in three slabs for each air void percentage. As the mixture design was constant, the air void content was modified by varying the compaction energy applied to each slab. While PA mixtures were compacted by using a roller compactor, PC mixtures were compacted by a percussion system until they reach the targeted void ratio for each case.

The gradations used for the PA and PC mixtures are shown in Figure 1a. While PA mixtures were produced by using a mix of 80/20% of limestone and basaltic aggregate (resp.), PC mixtures were made with coarse limestone aggregates and 5% of fine sand by weight of aggregates according to previous works [162, 163]. PA mixtures were produced with a dosage of 4% by weight of a mixture of Styrene Butadiene Styrene modified

bitumen. PC mixtures were produced with Type II Portland Cement (42.5R), a water to cement ratio of 0.27 and various admixtures dosed according to the manufacturer's recommendations: high range water reducer, air entraining admixture and viscosity modifier admixture. The material used to clog the porous mixture surfaces was quarry sand. The gradation of the clogging sediments is shown in Figure 1b, and was selected in order to achieve the maximum densification of the particles according to the Federal Highway Administration 0.45 power gradation curve [164]. The selected gradation was compared with those provided by previous studies [165-168], observing that the gradation fits well into the range of gradations found in the real scale measurements of the sediments deposited in urban areas (Figure 1b).

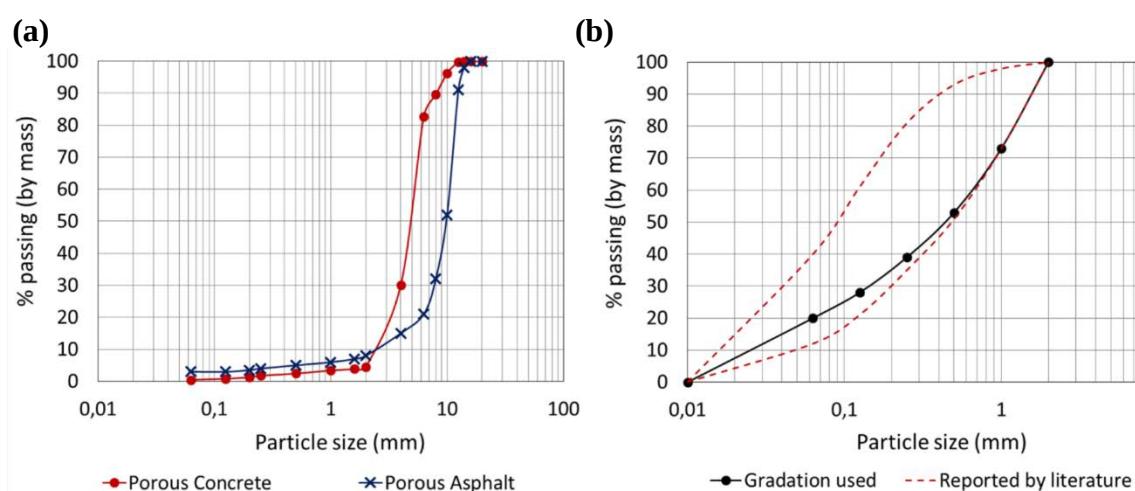


Figure 1. (a) Gradation of aggregates used in PC and PA mixtures, and (b) Gradation of clogging sediments used and range of particle sizes reported by the literature [165-168]

The infiltration capacity of the slabs tested was assessed by using a falling head permeameter according to the European Standard EN 12697-40. This standard provides the infiltration capacity based upon the discharge time, or in other words, the required time for discharging a fixed amount of water through the permeable surface. In addition, a new rainfall simulator was developed (Figure 2) in order to assess the hydrological performance of the porous mixtures tested under similar conditions to those existing under real rainfall events. As can be observed, the device is made out of a steel frame structure of 3 m height, which has internal floor dimensions of 53 cm x 30 cm. The specimens of 50 cm x 26 cm were placed at a height of 60 cm above the floor, and the rainfall simulation was simulated by 30 drippers distributed in 6 rows of 5 drippers each one. The drippers were placed at the top of the device covering the whole test specimen surface. The drippers are connected by flexible pipes, which are linked to a flowmeter

that provides a flow range of 2-30 L/h and controls the simulated rainfall intensity in real time. The device was designed to collect the infiltrated water and to catch the surface runoff with the objective of assessing the infiltration capacity of the specimens and calculating the runoff coefficient on each porous surface.

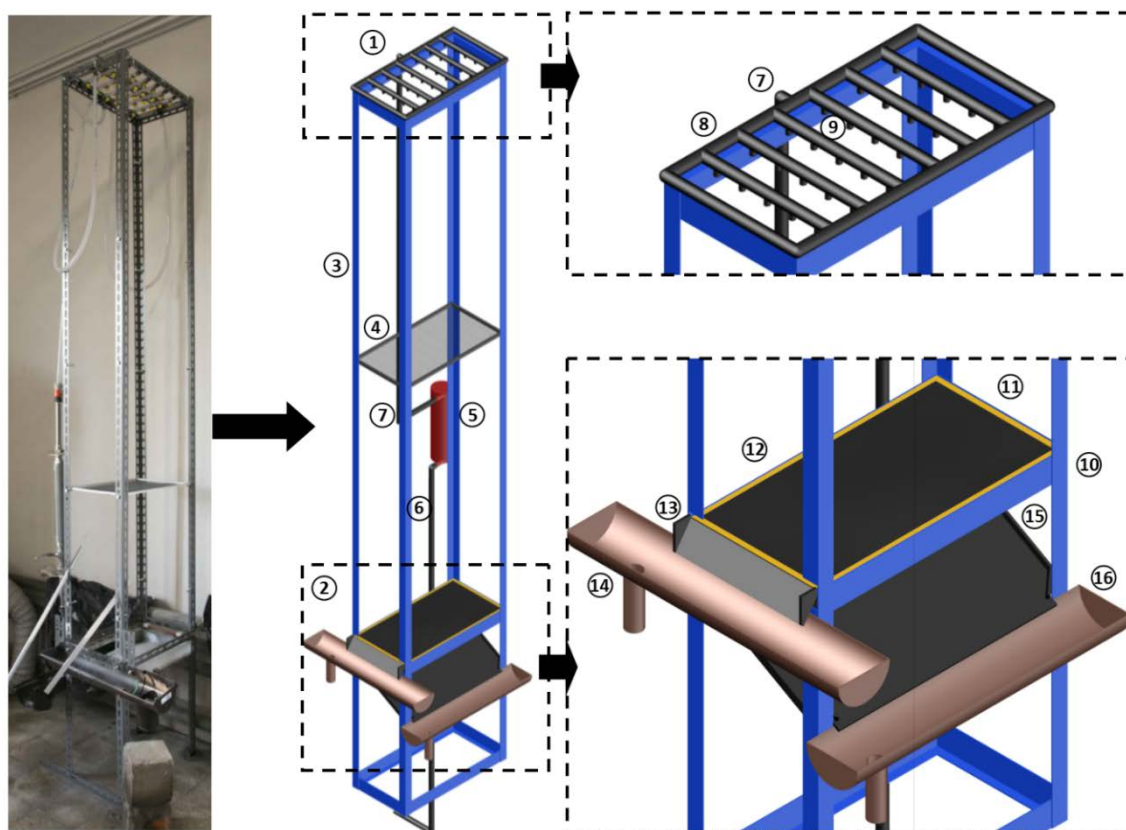


Figure 2. Rainfall simulator photograph and details (1: Raindrops maker; 2: Testing area; 3: Support structure; 4: Plastic grid; 5: Flowmeter; 6: Flowmeter Inlet pipe; 7: Flowmeter Outlet pipe; 8: Flexible pipes; 9: Drippers; 10: Specimen support; 11: Specimen; 12: Waterproofing; 13: Runoff conveyance ramp; 14: Runoff collecting pipe; 15: Infiltrated water conveyance ramp; 16: Infiltrated water collecting pipe)

The drippers were adjusted in order to produce similar water flows, with a maximum difference among them of 10%. During the calibration phase it was observed that the use of the drippers for simulating rainfall leads to a concentration of the raindrops on certain points of the tested specimens, therefore affecting the results obtained especially in clogged conditions; this situation was also reported by previous studies [142]. Thus, in order to avoid this problem, a plastic grid of 54 cm x 29 cm with 1.2 mm sided square holes and plastic fibres of 0.2 mm was used for distributing the raindrops more adequately and accurately over the porous surface. The grid was fixed onto a steel

frame and was placed under the drippers. Different distances between the drippers and the plastic grid were evaluated during the calibration phase: 220 cm, 170 cm and 120 cm. For calibrating the device, 8 buckets of 13 cm x 15cm were placed over the specimen support, and the rainfall intensity was assessed in the area covered by each bucket for different flows of the flowmeter: 10 L/h, 20 L/h and 30 L/h. Finally, the total simulated rainfall intensity all over the specimen was obtained as the average value of the measurements made in each bucket resulting in the calibration graph shown in figure 3a.

The assessment of the drop size distribution of the simulated rainfall was performed in order to characterize the simulated rainfall events provided by the rainfall simulator. For measuring the drop size distribution, the flour pellets method was used [169, 170]. The applied method consists in exposing flour pans of 2 cm in height to the simulated rainfall events for 5-10 seconds. Afterwards, the flour pan was air dried for 48h, and the hardened flour pellets produced due to water contact were sieved and weighed. The drop sizes are calculated through equation 1 [171], obtained by weighting the flour pellets produced by drops with a known diameter.

$$Dd = 13.18 \cdot Mp^{0.34} \quad (1)$$

Where Dd is the diameter of the drops in mm and Mp is the weight of the flour pellets in grams. After calculating the raindrop sizes produced under the different conditions tested, the Drop Size Distribution was calculated and the results are shown in Figure 3b.

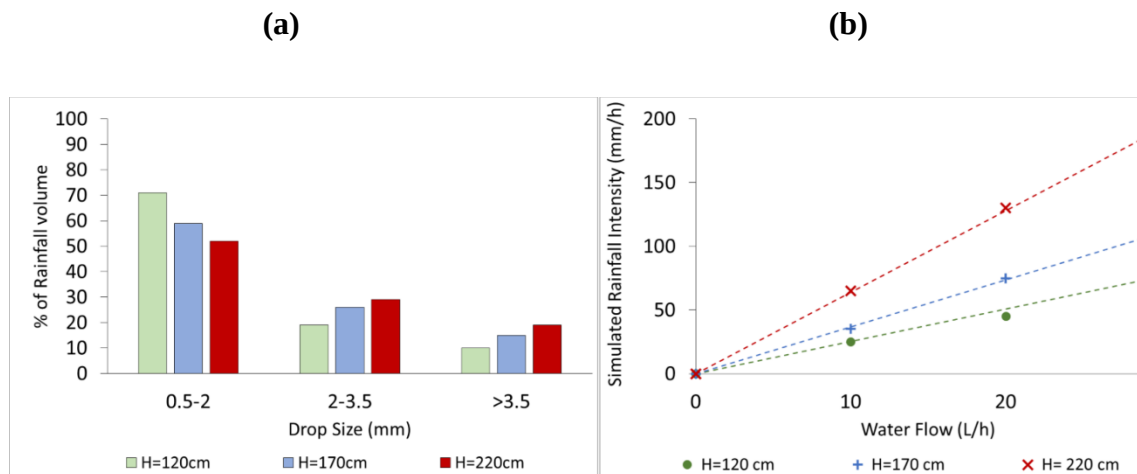


Figure 3. Rainfall simulator calibration: (a) rainfall intensity and (b) drop size distribution

Three different clogging scenarios were assessed in this research under newly built conditions and after being clogged with 500 and 1000 gr/m² of sediments, respectively. The clogging material was applied over the slabs tested and manually compacted by using a steel roller. The infiltration capacity measured through the discharge time of the falling head permeameter was assessed at three points of the slabs for each clogging scenario. In addition, rainfall simulations of 15 minutes of duration and with three different rainfall intensities (50, 100 and 150 mm/h), selected as they form a common range of extreme rainfall intensities in most countries [172], were applied over the specimens for all the clogging scenarios. The slabs were placed inside the rainfall simulator with a fixed slope of 2.5% and they were peripherally sealed. During the simulated rainfall events, the runoff volumes were measured and the infiltration capacity was assessed measuring the discharge time at three points of each specimen after finishing the rainfall simulations in order to establish the influence of simulated rainfall intensity on the infiltration capacity of clogged porous mixture surfaces. After finalizing permeability tests, the specimens were cleaned up by combining pressure washing and back-wash cleaning methods [173], reported as the best cleaning technique of porous mixtures [63, 160, 173]. The cleaning procedure consisted on applying pressure washing for 1 minute over the slab surface, and applying backwash cleaning for other 1 minute, considered enough according to the preliminary tests performed. Permeability measurements were made after cleaning the slabs at the end of the tests performed for each clogging scenario for validating the cleaning procedure. The results of these tests are shown in Table 1 and proved that the infiltration capacity was maintained during the experimental program.

Table 1. Average discharge time measured in the tested slabs in newly built conditions and after being cleaned at the end of the tests performed in each clogging scenario.

Material	Air voids (%)	Discharge Time (s)		
		Newly built	After performing tests with 0.5 Kg/m ² of sediments	After performing tests with 1 Kg/m ² of sediment
PC	15	18	16	16
	20	17	12	13
	25	11	11	12
PA	15	66	57	55
	20	16	16	17
	25	14	16	19

Finally, the discharge times measured in PC and PA mixtures for the different air void contents and clogging scenarios were compared by using statistical tests. As the data distribution is non-normal and/or non-homoscedastic for some groups of data, non-parametrical statistical tests were used. Non-parametrical Mann-Whitney U-test [174] allows doing pairwise comparisons between groups of populations, assessing the significance of the differences observed by testing the null hypothesis of equality of populations. This statistical test has been extensively used in previous works in the related field [148, 149, 159] for doing similar comparisons than those performed in this research. The test was performed with a confidence level of 95% ($\alpha = 0.05$), and hence the hypothesis of equality of populations is rejected when the statistical significance of the test is lower than 0.05.

3. RESULTS AND DISCUSSION

Rainfall simulations were performed fixing the distance between drippers and the plastic grid at 220 cm in order to reach rainfall intensities in the region of 200 mm/h. The discharge times obtained through the permeability tests carried out on PC and PA samples (Table 2) showed that clogging has an important impact on the infiltration capacity of porous mixtures. Reductions of the infiltration capacity of between 63 and 93% in PA mixtures and 57 and 93% in PC mixtures were observed depending on the deposited sediment quantity and the mixture air void content. Generally, the higher the air void content of the tested mixtures, the lower the reduction of the infiltration capacity for the tested clogging scenarios. The deposition of 500 g/m² of sediments proved to be enough to reduce the infiltration capacity to the range of 62-79% for PA mixtures and 58-86% in PC mixtures on average, depending on the air void content. The infiltration capacity is normally higher in PC mixtures than in PA mixtures for the scenarios tested, probably due to the different gradations used for both materials, which lead to different pore properties and may result in different infiltration capacities and clogging dynamics for similar air void contents according to previous studies [175-177].

Grouping the results obtained depending on the material used and sediment load, it can be observed that the tested PC mixtures performed better in terms of infiltration capacity than the PA ones for all the air void contents (Figure 4a) and clogging scenarios (Figure 4b). The degree of variability observed in the box plots of figure 4 is the

consequence of grouping permeability results of slabs with different sediment loads (Figure 4a), and air void contents (Figure 4b).

Table 2. Infiltration capacity and observed runoff for the tested scenarios.

Air Voids (%)	Sediment Load (g/m ²)	Rainfall Intensity (mm/h)	Discharge Time (s)				% of Runoff	
			PA mixtures		PC mixtures		PA mixtures	PC mixtures
			Mean	Std. Dev.	Mean	Std. Dev.		
15	500	0	235	58	135	69	-	-
20	500	0	45	18	63	48	-	-
25	500	0	30	18	24	14	-	-
15	1000	0	300	1	254	41	-	-
20	1000	0	211	14	167	87	-	-
25	1000	0	113	53	85	84	-	-
15	500	50	231	20	162	5	2.0%	0.0%
20	500	50	90	50	50	6	2.5%	0.5%
25	500	50	38	6	43	20	0.0%	0.0%
15	1000	50	297	5	297	6	0.5%	0.0%
20	1000	50	236	89	126	56	0.5%	0.0%
25	1000	50	111	29	151	110	0.5%	0.0%
15	500	100	228	65	137	43	1%	0.5%
20	500	100	104	41	46	17	1.5%	0.5%
25	500	100	59	23	47	28	1.5%	0.5%
15	1000	100	300	1	230	24	1%	0.5%
20	1000	100	227	67	112	39	1.5%	0.5%
25	1000	100	129	10	80	28	1.5%	0.5%
15	500	150	266	29	78	21	0.5%	0.0%
20	500	150	105	42	38	11	0.5%	0.0%
25	500	150	41	7	31	14	0.0%	0.0%
15	1000	150	300	1	128	40	0.0%	0.0%
20	1000	150	174	1	61	16	0.0%	0.0%
25	1000	150	74	32	43	19	0.0%	0.0%
15	0	50/100/150 (*)	50	15	18	2	0.0%	0.0%
20	0	50/100/150 (*)	15	1	12	2	0.0%	0.0%
25	0	50/100/150 (*)	11	2	10	3	0.0%	0.0%

(*) The % of runoff is for the three simulated rainfall intensities and the discharge time is without previous rainfall events.

The results of the statistical analyses showed that for high air void contents, the infiltration capacity of both materials is quite similar, there being no significant differences among them in the average infiltration capacity observed throughout the tested scenarios (Sig = 0.730). However, as the air voids ratio decreases the infiltration

capacity tends to decrease faster in PA mixtures, so that for 15% of air voids the average infiltration capacity was significantly higher in PC mixtures (Sig = 0.031). A similar pattern was observed in the infiltration capacity measured for the different clogging scenarios, very similar infiltration capacities being observed in PC and PA mixtures in newly built conditions (Sig = 0.700). As the load of clogging material increases, the infiltration capacity tends to decrease faster in PA mixtures, resulting in significantly different infiltration capacities for the two materials after being clogged by 1000 g/m² of sediments (Sig = 0.048). These results are in agreement with previous studies that observed higher infiltration capacities in clogged PC mixtures [142] and higher infiltration capacity reductions in PA mixtures [159]. The higher infiltration capacity of PC mixtures in relation to PA mixtures, together with the different void structure of the two materials, resulting from the different mixture designs, could be the cause of the higher infiltration capacities and lower clogging rates observed in PC mixtures as reported by previous works [176, 177].

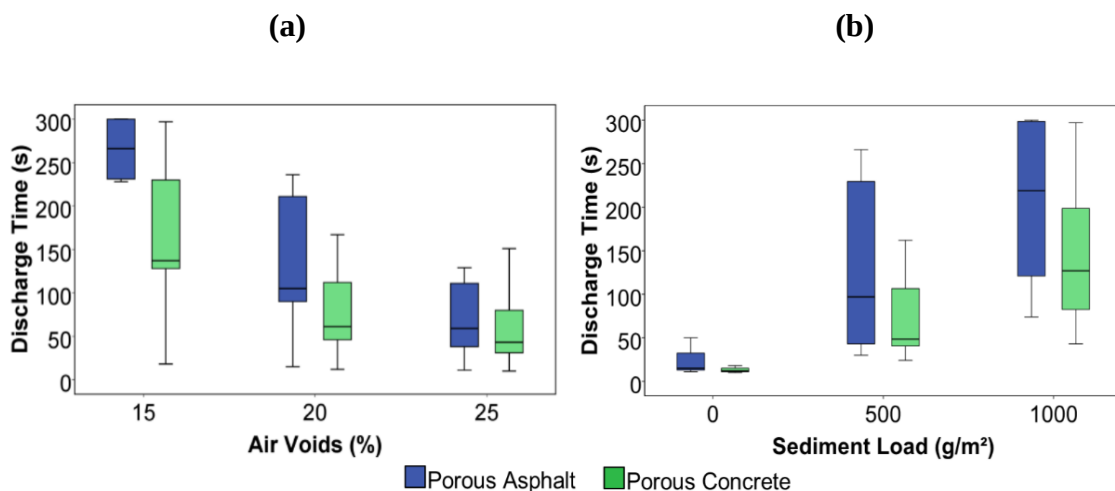


Figure 4. Average discharge time obtained in each slab of PC and PA mixtures tested depending on the: (a) Air Void Content and (b) Sediment Load.

As can be observed in Figure 5, the intensity of the simulated rainfall influenced the infiltration capacity of the specimens, the infiltration capacity losses being partially recovered, especially with high rainfall intensities and sediment loads. However, the tendency observed in the infiltration capacity for the different scenarios is clearly different depending on the porous material. In PC mixtures a clearing wash-off of the

sediments is observed for high rainfall intensities, allowing up to 63% of the infiltration capacity in terms of the discharge time to be recovered after a simulated rainfall event of 150 mm/h with a duration of 15 minutes. On the other hand, PA mixtures proved to be less affected by the cleaning effect produced by the simulated rainfall events; even being negatively affected in some cases in terms of infiltration capacity. This fact may be due to some consolidation of the material produced by the simulated rainfall and leading to a reduction of the infiltration capacity. Probably this is also the reason for the peak observed in PC mixtures in some cases for low or medium rainfall intensities.

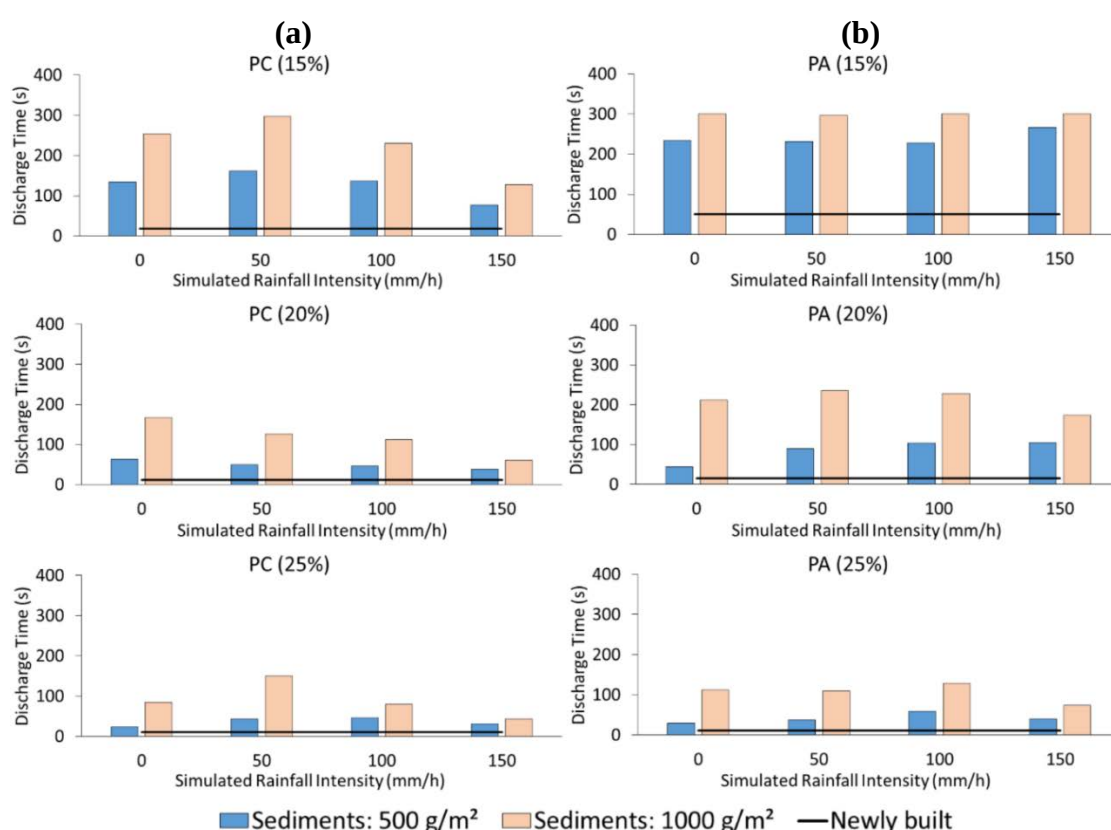


Figure 5. Average discharge time obtained in permeability test for the air void contents tested (X%) in: (a) Porous Concrete (PC) mixtures and (b) Porous Asphalt (PA) mixtures

No runoff was observed in newly built specimens for all the rainfall intensities tested. The observed runoff was less than 2.5% in all the tested clogging scenarios with all the simulated rainfall intensities. However, it can be observed that also in this case, PA mixtures produced slightly higher runoff volumes than PC mixtures as a result of their lower infiltration capacity. These results are in agreement with previous studies [141] which observed residual runoff volumes of less than 6% for mixture air voids in the range

of 25%, sediments loads of 2000 g/m² and rainfall intensities of 60 mm/h. The infiltration capacity retained by pervious surfaces, also under clogging conditions, proved to be enough to manage most of the tested rainfall events without producing significant amounts of runoff despite the infiltration capacity loss for all the simulated scenarios of clogging and rainfall events.

4. CONCLUSIONS

The infiltration capacity reduction produced due to the surface clogging proved to be critical in porous mixtures used in pavement infrastructures, even with low sediment loads. In fact, the discharge time obtained using the falling head permeameter was found to be between 3 to 5 times higher in clogged mixtures with 500 g/m², and between 6 to 14 times higher in clogged mixtures with 1000 g/m².

Rainfall intensity was demonstrated to significantly affect the infiltration capacity of clogged pervious surfaces. The wash-off produced by the rain drops partially restored the infiltration capacity of the pavement, decreasing the discharge time to 35% in PA mixtures and 60% in PC mixtures.

In the spite of the fact that the infiltration capacity was dramatically reduced due to the clogging produced by the sediments, the observed runoff was less than 2.5% in all the scenarios with all the rainfall intensities tested.

The infiltration capacity of PC mixtures proved to be less affected by the increase of the sediment loads or the reduction of the air voids in the mixture. The differences between the void structure of the PC and PA mixtures tested, resulting from the different mixture designs, led to higher infiltration capacities and lower clogging rates in the PC mixtures.

The PC mixtures tested were found to provide higher infiltration capacities than PA mixtures for air void contents between 15 and 25% when applying sediment loads between 0 and 1000 g/m². The infiltration capacity reduction depending on the air void content and the sediment load proved to be higher in the PA mixtures tested. Moreover, the infiltration capacity recovery produced due to the sediments wash off by the simulated rainfall was more effective in the infiltration capacity recovery of the PC mixtures tested. Furthermore, the PC mixtures tested in this research performed better in terms of clogging

potential and infiltration capacity compared to the PA mixtures tested, allowing maintenance activities to be delayed.

Further research is needed in order to assess the influence of the parameters studied in the present research, modifying the rainfall duration and the pavement's geometrical conditions such as the pavement slope. Moreover, a more detailed study of the relationship between the volumetric properties of the pore structure of porous mixtures and the infiltration capacity is necessary for a more accurate understanding and prediction of the clogging dynamics of these materials.

ACKNOWLEDGMENTS: The authors wish to thank the "Gaudenzio Fantoli" Hydraulic Laboratory, and the Road Research Laboratory (LSS) of the Politecnico di Milano for their kind collaboration. Valerio C. Andrés-Valeri also wishes to thank the Spanish Ministry of Economy and competitiveness for funding his research activities in the Politecnico di Milano through the PhD Fellowship (BES-2013-062604) and the grant (EEBB-I-2015-10095) related to the research project (BIA2012-32463 MINECO/ERDF-EU). Mariana Marchioni would also like to thanks Capes for funding this work through the scholarship number BEX 9224/13-0 as part of the Ciências sem Fronteiras programme.

Author Contributions: All authors have contributed equally to the work

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest. The founding sponsors had no role in the design of the study; in the collection, analyses, or interpretation of data; in the writing of the manuscript, and in the decision to publish the results.

Capítulo 3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 DESCRIPCIÓN GENERAL

La metodología general seguida durante el desarrollo de la tesis doctoral para la consecución de los objetivos propuestos, se ha estructurado en dos partes fundamentales. Inicialmente se realizaron ensayos *in-situ*, aprovechando emplazamientos experimentales existentes, para determinar el funcionamiento en condiciones reales de uso de las diferentes técnicas SUDS consideradas en la presente tesis. Una vez que se obtuvieron datos de funcionamiento *in-situ* de los diferentes sistemas, se procedió a la realización de ensayos de laboratorio para completar los datos obtenidos con medidas del comportamiento en condiciones controladas. Con esta base, se desarrollaron las metodologías de investigación, específicas para cada caso, siendo expuestas en cada una de las publicaciones que constituyen el compendio de artículos.

A continuación, se realiza una descripción de los materiales usados y los métodos más relevantes empleados para el desarrollo de la tesis doctoral, comenzando con una descripción exhaustiva de los emplazamientos experimentales monitorizados y finalizando con un resumen de los emplazamientos, materiales y métodos específicos usados en cada publicación del compendio.

3.2 EMPLAZAMIENTOS EXPERIMENTALES

3.2.1 Aparcamiento experimental del Campus de Las Llamas (Santander)

3.2.1.1 Descripción general del aparcamiento experimental

El Parque Atlántico de Las Llamas, con casi 300.000m², es uno de los lugares más emblemáticos y visitados de Santander. Situado en la Vaguada de Las Llamas, es la primera actuación de un gran proyecto que integra cerca de 800.000m² ubicados en plena área urbana de la ciudad. Toda la zona está considerada como el pulmón verde de Santander, su conservación y puesta en valor garantiza el adecuado equilibrio de su desarrollo urbano, así como una gran propuesta medioambiental y lúdica para una extensa área en actual expansión demográfica. El Parque de Las Llamas está delimitado por dos grandes vías, la S-20 y la avenida de los Castros, conectadas por dos puntos extremos del Parque. El Parque consta de tres zonas de aparcamiento, siendo la más pequeña de ellas

la correspondiente al aparcamiento experimental monitorizado, tal y como se muestra en el plano de localización de la Figura 23.



Figura 23. Localización del aparcamiento experimental de Las llamas (Santander)

El aparcamiento experimental objeto de análisis (Figura 24), se encuentra ubicado junto a la Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales y de Telecomunicación de la Universidad de Cantabria. El aparcamiento consta de 45 plazas de aparcamiento monitorizadas, y extendidas sobre la horizontal sin la generación de pendientes longitudinales o transversales. En la Figura 25 se muestra un plano de planta del aparcamiento experimental, así como una descripción general de las secciones tipo usadas.



Figura 24. Foto del aparcamiento experimental ubicado en el Parque de Las llamas (Santander).

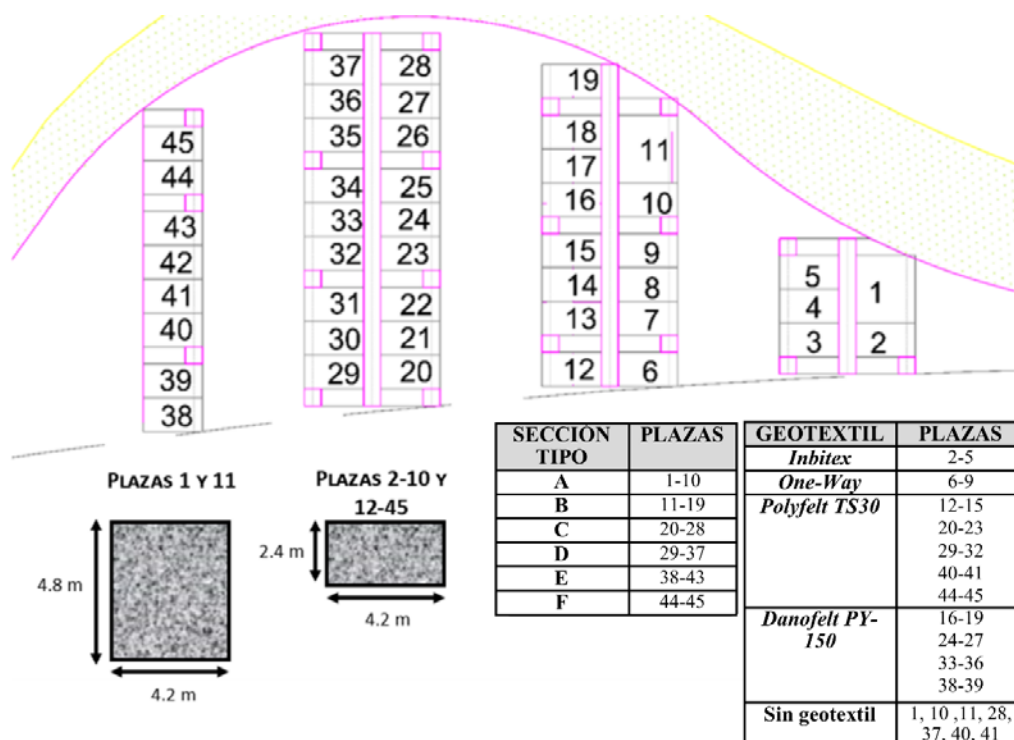


Figura 25. Plano de planta del aparcamiento experimental de Las llamas (Santander) y distribución de plazas según la sección tipo y el geotextil usado.

La ocupación del aparcamiento experimental es muy elevada, alcanzando el 100% durante las jornadas laborales, y de alrededor del 50% en festivos, con una alta rotación de vehículos en ambos casos. Las condiciones climáticas del aparcamiento experimental, obtenidas a partir de los datos climáticos proporcionados por la AEMET para la estación 1109, ubicada en el Aeropuerto de la ciudad de Santander se muestran en la Figura 26.

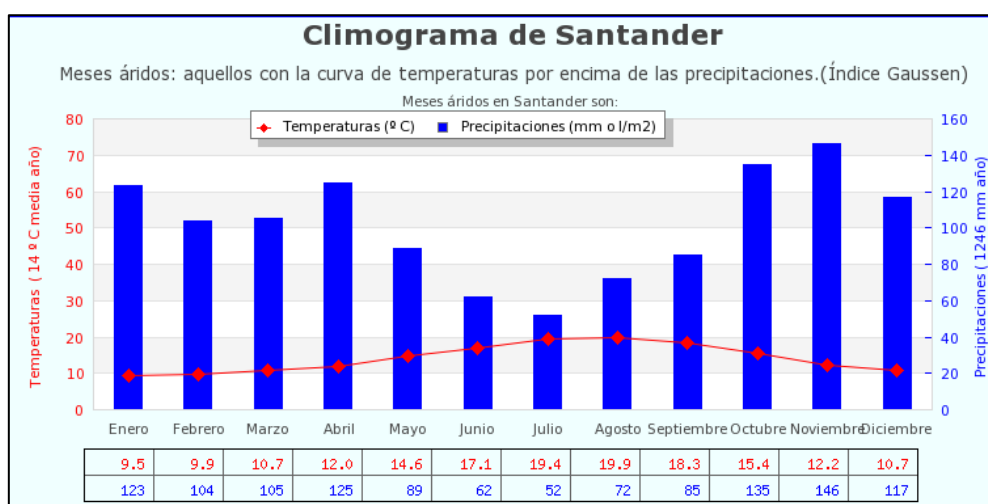


Figura 26. Datos climatológicos promediados desde 1997 hasta 2015 para la estación meteorológica 1109 del AEMET en la ciudad de Santander (Cantabria) (Fuente: AEMET 2017)

3.2.1.2 Descripción de las plazas de aparcamiento

De las 45 plazas experimentales 43 plazas son de dimensiones convencionales (4,2 x 2,4m) y 2 plazas son de aparcamiento para minusválidos con dimensiones 4,2m x 4.8m tal y como se observa en la Figura 25 (Plazas 1 y 11). La instalación experimental de cada plaza de aparcamiento, así como su sección transversal se muestran en la Figura 27.

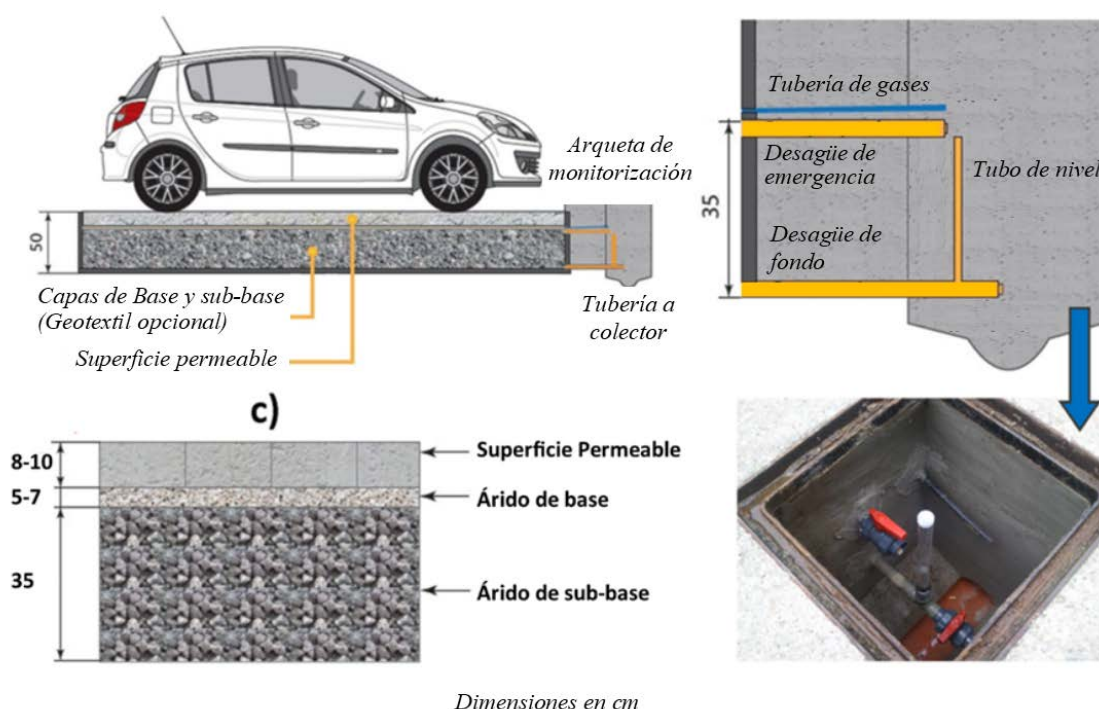


Figura 27. (a) Diagrama esquemático de la sección de las plazas de aparcamiento; (b) esquema y fotografía de las arquetas de monitorización; y (c) Sección tipo

Cada plaza de aparcamiento tiene una profundidad de 50cm y es totalmente estanca, con solera de hormigón y un murete perimetral de bloques prefabricados de hormigón hasta los 35 cm de altura, rematado con una pletina metálica hasta los 50cm. En cada plaza se han instalado dos desagües, uno de fondo y otro de superficie, constituidos por tuberías de PVC de 32mm de diámetro. Además, se sitúa una tubería perforada de 10mm de diámetro a la altura del geotextil para poder realizar una monitorización de los gases almacenados en la plaza de aparcamiento. Cada plaza cuenta con una arqueta de monitorización, adyacente de 0,4m x 0,4m de dimensión en planta y 0,7m de profundidad que conecta con el colector general.

3.2.1.3 Secciones permeables

Las plazas de aparcamiento están constituidas por 6 tipos de firmes permeables y 5 configuraciones de geotextil diferentes dando como resultado un total de 17 secciones tipo que se describen en la Tabla 2.

Tabla 2. Secciones permeables construidas en el aparcamiento experimental de Las Llamas (Santander)

SECCIÓN TIPO	CAPAS	ESPESOR	MATERIALES
A	Superficie Base Sub-base	8cm 5cm 37(10+27)cm	Adoquines para pavimentos Hanson Formpave ® Árido calizo (2-6 mm) Árido calizo: (4-20 mm) y (10-63 mm)
B	Superficie Base Sub-base	10cm 5cm 3 cm	Adoquines para pavimentos Montserrat ® Árido calizo (4-8 mm) Zahorra drenante (ZAD 20)
C	Superficie Base Sub-base	8cm cm 3 cm	Mezcla bituminosa drenante tipo PA 12 Árido calizo (4-8 mm) Zahorra drenante (ZAD 20)
D	Superficie Base Sub-base	8cm 7cm 35cm	Hormigón poroso modificado con polímeros Árido calizo (4-8 mm) Zahorra drenante (ZAD 20)
E	Superficie Base Sub-base	9cm 6cm 35cm	Césped reforzado con celdas de hormigón Árido calizo (4-8 mm) Zahorra drenante (ZAD 20)
F	Superficie Base Sub-base	5cm 10cm 35cm	Césped reforzado con celdas de plástico Árido calizo (4-8 mm) Zahorra drenante (ZAD 20)
A1	<i>Misma configuración que Sección Tipo A con geotextil Inbitex entre Base y sub-base</i>		
A2	<i>Misma configuración que Sección Tipo A con geotextil One Way entre Base y sub-base</i>		
B1	<i>Misma configuración que Sección Tipo B con geotextil Polyfelt TS30 entre Base y sub-base</i>		
B2	<i>Misma configuración que Sección Tipo B con geotextil Danofelt PY150 entre Base y sub-base</i>		
C1	<i>Misma configuración que Sección Tipo C con geotextil Polyfelt TS30 entre Base y sub-base</i>		
C2	<i>Misma configuración que Sección Tipo C con geotextil Danofelt PY150 entre Base y sub-base</i>		
D1	<i>Misma configuración que Sección Tipo D con geotextil Polyfelt TS30 entre Base y sub-base</i>		
D2	<i>Misma configuración que Sección Tipo D con geotextil Danofelt PY150 entre Base y sub-base</i>		
E1	<i>Misma configuración que Sección Tipo E con geotextil Polyfelt TS30 entre Base y sub-base</i>		
E2	<i>Misma configuración que Sección Tipo E con geotextil Danofelt PY150 entre Base y sub-base</i>		
F1	<i>Misma configuración que Sección Tipo F con geotextil Polyfelt TS30 entre Base y sub-base</i>		

3.2.2 Aparcamiento experimental de la Guía (Gijón)

3.2.2.1 Descripción general del aparcamiento experimental

El Palacio de Deportes de Gijón, también conocido como Palacio de Deportes de La Guía, es un estadio cubierto, propiedad del ayuntamiento de Gijón, ubicado en Gijón (Asturias). Está situado en el Paseo del Doctor Flemming del barrio de la La Guía, en Somió, Gijón. Situado en el margen derecho del Río Piles, a escasos metros del Estadio de El Molinón, del Parque de "Isabel La Católica" y de la Feria de Muestras, ha sido ejecutado dentro de una importante zona de esparcimiento y ocio de la ciudad. En el año 2005 se renovó completamente la zona de aparcamientos, desarrollando un aparcamiento al aire libre de 798 plazas de aparcamiento constituidas por una superficie permeable de césped reforzado con celdas de plástico y 22.000m² de superficie (Figura 28).



Figura 28: Aparcamiento del Palacio de los deportes de La Guía (Gijón)

El aparcamiento experimental monitorizado (Figura 29) se encuentra integrado en el aparcamiento público del Palacio de Deportes de la Guía tal y como se observa en el plano de situación mostrado en la Figura 30. El tramo en estudio está constituido por 15 plazas de aparcamiento de estructuras de firme permeables totalmente estancas, independientes y monitorizadas.



Figura 29: Foto del tramo de aparcamiento experimental de La Guía (Gijón)

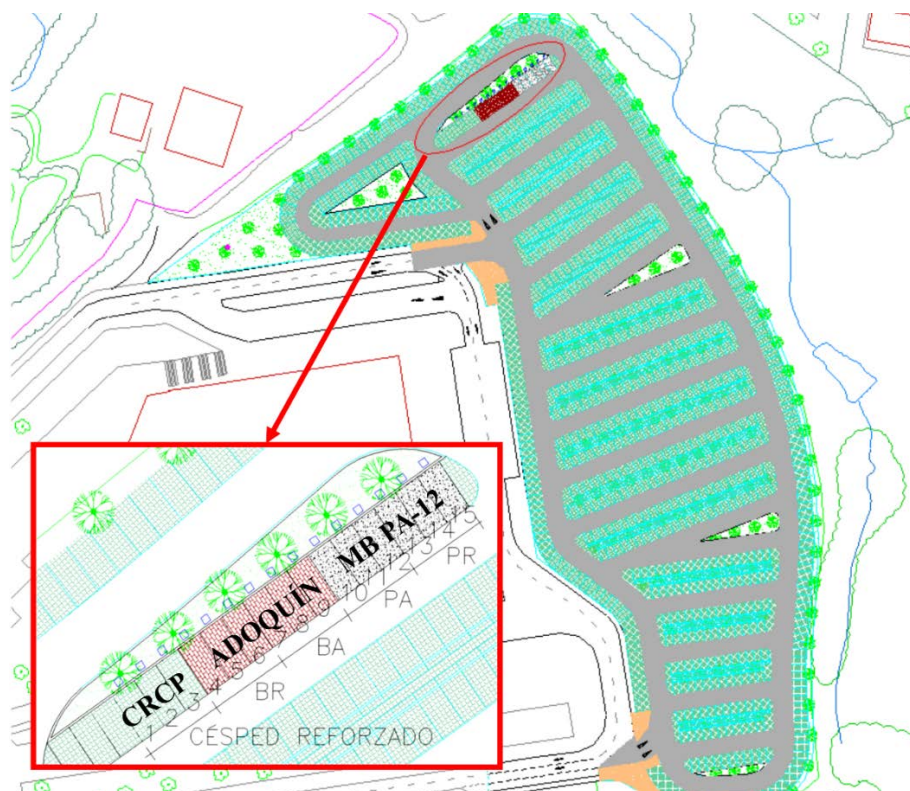


Figura 30: Localización y plano de planta del tramo de aparcamiento experimental del Palacio de los deportes de La Guía (Gijón)

La ocupación del aparcamiento experimental es en general elevada, especialmente durante el desarrollo de las actividades deportivas que se llevan a cabo en el Palacio de Deportes. Las condiciones climáticas del aparcamiento experimental, obtenidas a partir de los datos climáticos proporcionados por la AEMET para la estación 1208 ubicada en la ciudad de Gijón se muestran en la Figura 34.

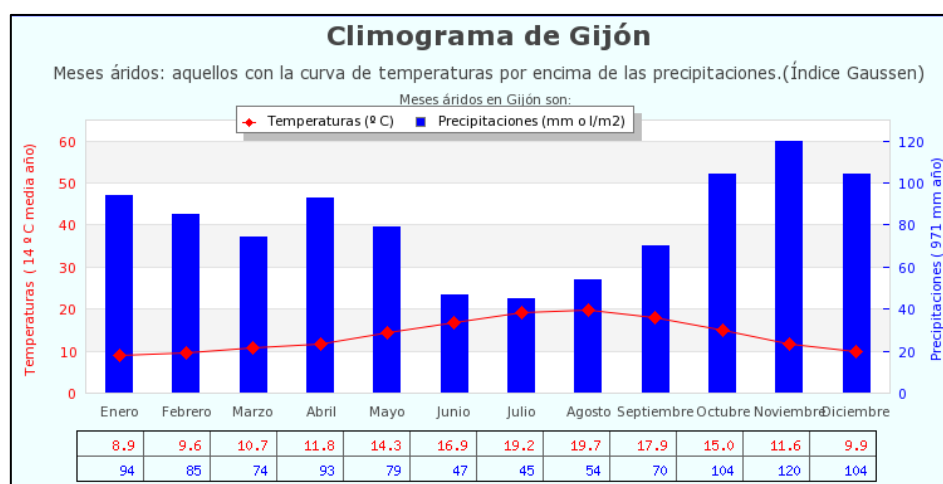


Figura 31: Datos climatológicos promediados desde 1997 hasta 2015 para la estación meteorológica 1208 del AEMET en la ciudad de Gijón (Asturias) (AEMET, 2017)

3.2.2.2 Descripción de las plazas de aparcamiento

Las 15 plazas de aparcamiento experimentales tienen unas dimensiones de 2,5m de ancho, 5,0m de largo y 0,5m de profundidad y se extienden con un 2% de inclinación transversal y longitudinal, sobre solera de hormigón, y murete perimetral en carpintería de madera usada como encofrado perdido, y recubiertos de un geo-compuesto alveolar de impermeabilización y un geotextil de protección (Figura 35).



Figura 32: Lamina de impermeabilización empleada y su puesta en obra: (a) Geocompuesto alveolar y (b) Geotextil de protección

A la solera de cada plaza también se le dio la misma pendiente que a la superficie (2% longitudinal y 2% transversal) para asegurar el drenaje subterráneo del agua infiltrada. Cada plaza cuenta con una arqueta de monitorización ubicada en la esquina inferior de cada plaza, que permite el muestreo del nivel el agua almacenada y la toma de muestras de agua para su posterior análisis en laboratorio.

3.2.2.3 Secciones

El aparcamiento está construido empleando 3 superficies permeables distintas: adoquines para pavimentos permeables Montserrat, mezcla bituminosa drenante tipo PA12 y césped reforzado con celdas de plástico Atlantis. Estas superficies se combinaron con dos tipos de árido de sub-base: árido calizo y árido reciclado; y con un geotextil *Polyfelt TS-30* ® dando lugar a las secciones tipo mostradas en la Tabla 3.

Tabla 3. Secciones permeables construidas en el aparcamiento experimental de “La Guía” (Gijón)

SECCIÓN TIPO	CAPAS	ESPESOR	MATERIALES
G	Superficie	8 cm	Césped reforzado con celdas de Plástico
	Base	7 cm	Árido calizo (4-8 mm)
	Sub-base	35 cm	Árido reciclado (ZAD 20)
H	Superficie	10 cm	Adoquines para pavimentos Montserrat
	Base	5 cm	Árido calizo (4-8 mm)
	Geotextil	-	Polyfelt TS-30
	Sub-base	35 cm	Árido reciclado (ZAD 20)
I	Superficie	10 (5+5) cm	Mezcla bituminosa drenante tipo PA 12
	Base	5 cm	Árido calizo (4-8 mm)
	Geotextil	-	Polyfelt TS-30
	Sub-base	35 cm	Árido reciclado (ZAD 20)
H1	Superficie	10 cm	Adoquines para pavimentos Montserrat
	Base	5 cm	Árido calizo (4-8 mm)
	Geotextil	-	Polyfelt TS-30
	Sub-base	35 cm	Árido reciclado (ZAD 20)
I1	Superficie	10 (5+5) cm	Mezcla bituminosa drenante tipo PA 12
	Base	5 cm	Árido calizo (4-8 mm)
	Geotextil	-	Polyfelt TS-30
	Sub-base	35 cm	Árido reciclado (ZAD 20)

3.2.3 Aparcamiento experimental del Parque Científico-Tecnológico de Gijón

3.2.3.1 Descripción general del aparcamiento experimental

El Parque Científico Tecnológico de Gijón se inauguró en octubre del año 2000 y es el único en España impulsado enteramente por la iniciativa de un ayuntamiento. Ocupa terrenos de la antigua Fundación José Antonio Girón, muy cerca de la Universidad Laboral de Gijón. La superficie actual es de 12 hectáreas, y en el proyecto original se contemplaba su ampliación hasta los 150.000m².

El aparcamiento objeto de estudio se encuentra en la parte más occidental del Parque, y consta de un total de 42 plazas convencionales y una de minusválidos. El tramo de aparcamiento experimental objeto de análisis (Figura 33) consta de 8 plazas totalmente monitorizadas, integradas en el aparcamiento estudiado tal y como se muestra en el plano de planta de la Figura 34.

La ocupación del aparcamiento experimental es muy elevada, alcanzando el 100% durante las jornadas laborales. Las condiciones climáticas del aparcamiento experimental, obtenidas a partir de los datos climáticos proporcionados por la AEMET para la ciudad de Gijón se muestran en la Figura 31 (similares a las del aparcamiento de La Guía).



Figura 33: Aparcamiento experimental en el Parque Tecnológico de Gijón (Gijón)

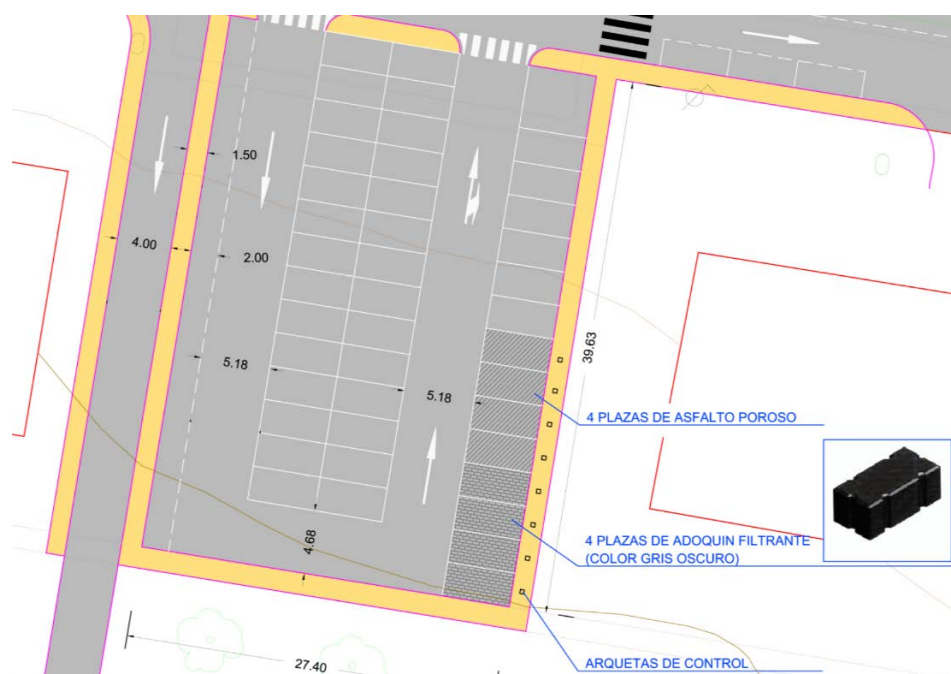


Figura 34: Plano de planta del aparcamiento experimental en el Parque Científico y Tecnológico de Gijón (Gijón)

3.2.3.2 Descripción de las plazas de aparcamiento

Las 8 plazas de aparcamiento monitorizadas son totalmente estancas, y con una profundidad de 0,5m para la colocación del correspondiente paquete de firme permeable. Las plazas estudiadas poseen unas dimensiones en planta de 4,2m x 2,4m y están formadas por un murete perimetral de prefabricados de hormigón sobre solera de hormigón. Tanto la solera como el murete perimetral están recubiertos por una lámina asfáltica impermeabilizante compuesta por un betún elastómero (Figura 35) similar al

empleado en el aparcamiento experimental de Las Llamas, y recubiertos por un geotextil de protección.



Figura 35: Impermeabilización de las plazas de aparcamiento y prueba de estanqueidad del aparcamiento experimental del Parque Científico y Tecnológico de Gijón (Asturias)

Cada plaza está dotada de una arqueta de monitorización independiente que permite la toma de muestras de agua y el muestreo del nivel de agua almacenada (Figura 38). Como se aprecia, cada plaza contiene dos desagües formados por tuberías de polietileno de 32mm de diámetro, uno de fondo y otro de emergencia, y una tubería de monitorización de gases. Las tuberías se conectan a la arqueta de monitorización, que está comunicada con el colector de drenaje general mediante una tubería de fondo. Las arquetas son de hormigón de 70cm de profundidad y un área en planta de 40cm x 40cm.

(a)



(b)



Figura 36: Conexión e instalación de arqueta de monitorización de las plazas de aparcamiento en el Parque Científico y Tecnológico de Gijón (Asturias)

3.2.3.3 Secciones Permeables

En la Tabla 4 se muestra una descripción sintética de las secciones transversales de las plazas de aparcamiento monitorizadas en el aparcamiento experimental del Parque

Científico y Tecnológico de Gijón. Respecto a los anteriores emplazamientos, destaca el uso de árido siderúrgico como sub-base.

Tabla 4. Especificación de las diferentes secciones en las plazas de aparcamiento en el tramo de aparcamiento experimental del Parque Científico y Tecnológico de Gijón.

SECCIÓN TIPO	CAPAS	ESPESOR	MATERIALES
J	Superficie	8 cm	Mezcla bituminosa drenante tipo PA-12
	Base	7 cm	Árido calizo (4-8 mm)
	Geotextil	-	Polyfelt TS-30
	Sub-base	35 cm	Escoria Blanca: (ZAD 20)
K	Superficie	10 cm	Adoquines para pavimentos Montserrat
	Base	5 cm	Árido calizo (4-8 mm)
	Geotextil	-	Polyfelt TS-30
	Sub-base	35 cm	Escoria Blanca: (ZAD 20)

3.2.4 Tramos experimentales de drenaje lineal en el Castillo de la Zoreda (Oviedo).

El bosque de la Zoreda es una zona natural ubicada en las afueras de la ciudad de Oviedo, a unos 4km del centro urbano. En el bosque de la Zoreda se encuentra el Hotel del Castillo de la Zoreda, un enclave inmerso en pleno bosque y con fácil conexión con la ciudad de Oviedo y las principales vías de transporte. Como parte de la construcción del Hotel en 2009, se ejecutó un tramo experimental en el margen del aparcamiento para vehículos ligeros ubicado frente a él (Figura 37).

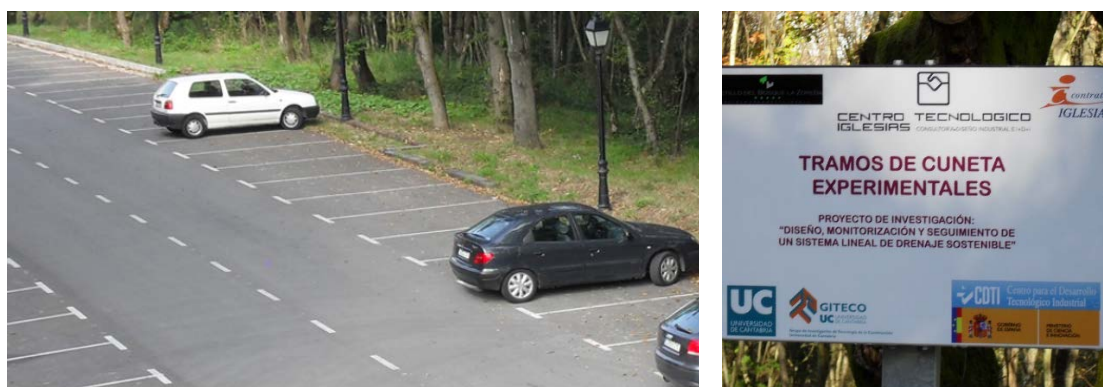


Figura 37: Tramos de drenaje lineal en el aparcamiento de vehículos ligeros del Hotel del Castillo de La Zoreda (Oviedo)

El área de actuación se limita al tramo recto de 62,55m de longitud y pendiente constante de 2,5% situado entre los PK 0+380 y 0+450 de la vía. El ancho de plataforma en este tramo es de 16,00m, construido con mezcla bituminosa convencional. A uno de

los lados del tramo existe un corredor de 2m de ancho, donde se ubica el emplazamiento experimental de drenaje longitudinal. El emplazamiento se divide en 3 tramos de drenaje lineal de 20m de longitud cada uno (Figura 38), 2 sistemas de drenaje basados en el concepto de drenaje sostenible: una cuneta verde y un dren filtrante (Figura 39), y 1 tramo de cuneta de hormigón convencional usada como sección de control. La pendiente del tramo es del 2,5% hacia la parte inferior de la ladera, en dirección a los tramos lineales. El agua de escorrentía proveniente de las zonas impermeables adyacentes al tramo en estudio es interceptada al comienzo de la plataforma para evitar que sea drenada a los tramos experimentales.

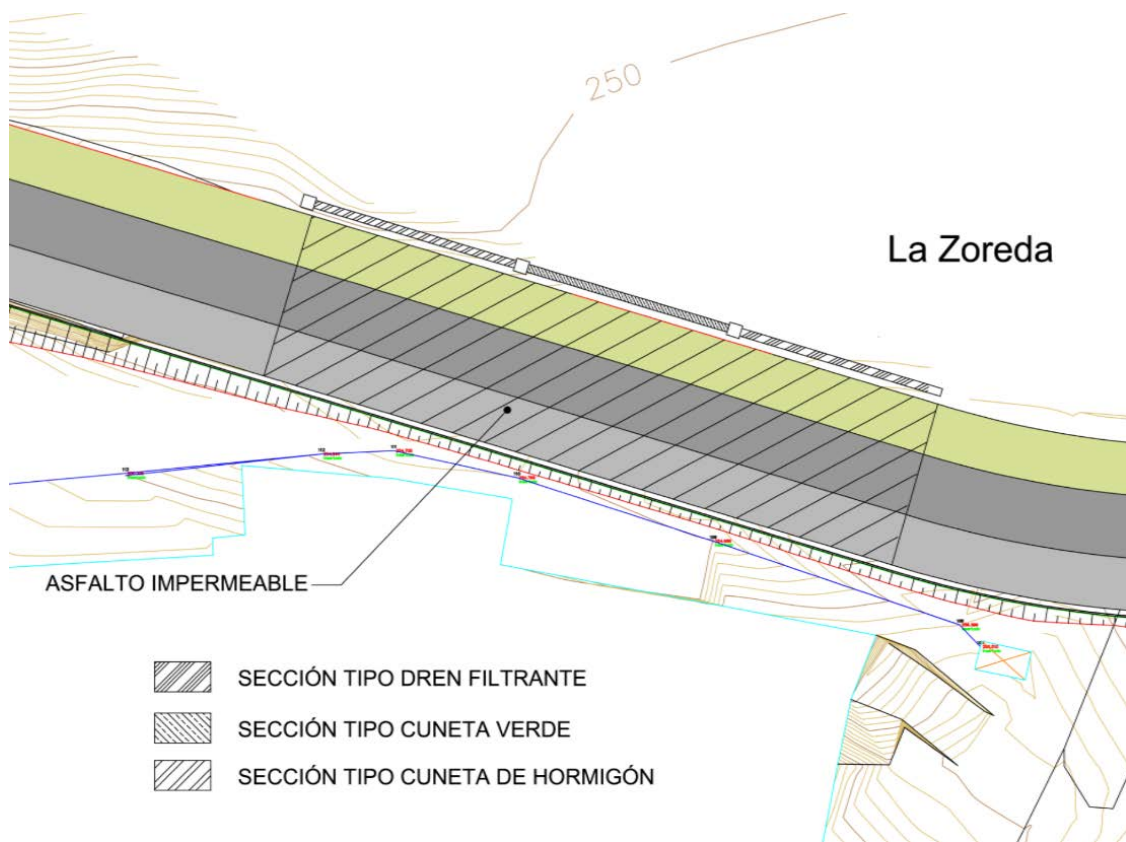


Figura 38: Plano de planta de los tramos de drenaje lineal instalados en el margen del aparcamiento de vehículos ligeros del Hotel del Castillo de La Zoreda (Oviedo)

Cada tramo de drenaje lineal se conectó a una arqueta independiente que permitiese la monitorización del agua efluente de los sistemas de drenaje en estudio y el almacenamiento del agua hasta que fuese posible realizar el muestreo (Figura 40).



Dimensiones en mm.

Figura 39: Sección y foto de los SUDS lineales instalados en el margen del aparcamiento de vehículos ligeros del Hotel del Castillo de La Zoreda (Oviedo)

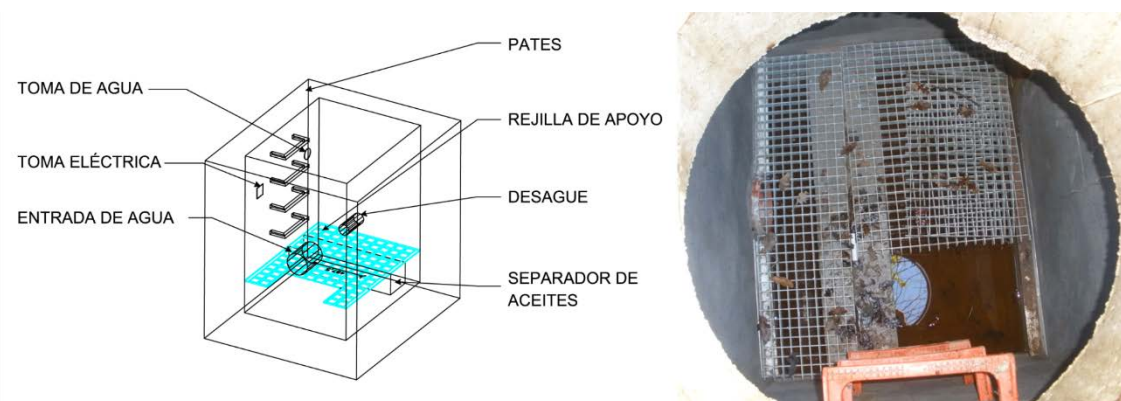


Figura 40: Esquema y foto de la arqueta de monitorización conectada a cada sistema de drenaje lineal instalado en el margen del aparcamiento de vehículos ligeros del Hotel del Castillo de La Zoreda (Oviedo).

El régimen climatológico de la zona es muy similar al de los demás emplazamientos experimentales analizados hasta el momento, y se obtuvo a través de la información correspondiente a la estación meteorológica 1249I de la ciudad de Oviedo (Figura 41).

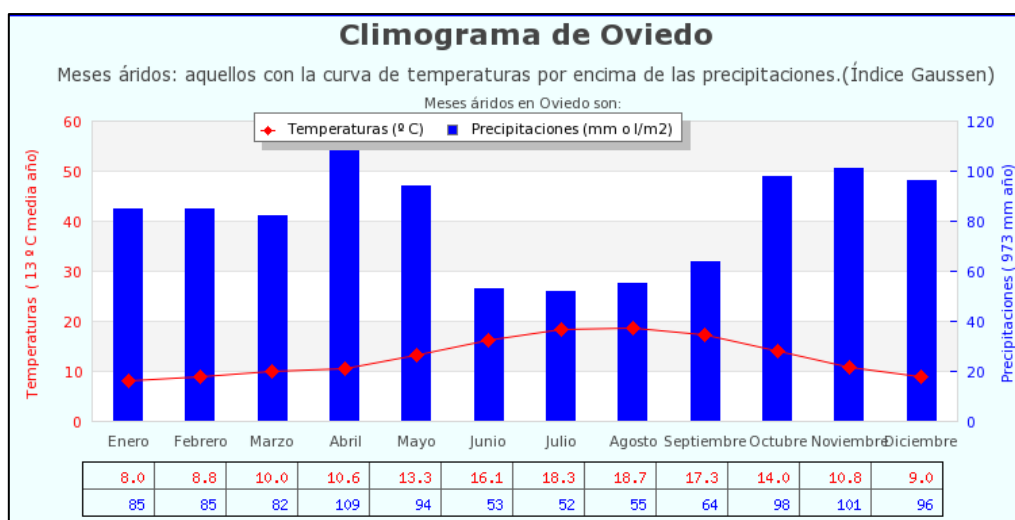


Figura 41: Datos climatológicos promediados desde 1997 hasta 2015 para la Estación meteorológica 1249I situada en la ciudad de Oviedo (Asturias) (Fuente: AEMET 2017)

3.3 MATERIALES

3.3.1 Superficies Permeables

3.3.1.1 Adoquines para pavimentos permeables Hanson Formpave ®

Los adoquines *Hanson-Formpave* (Figura 42) son bloques prefabricados de hormigón, con dimensiones de 200mm x 100mm x 80mm y poseen ranuras rectangulares de 40mm x 4mm, en las caras de menor dimensión, para permitir la infiltración del agua.

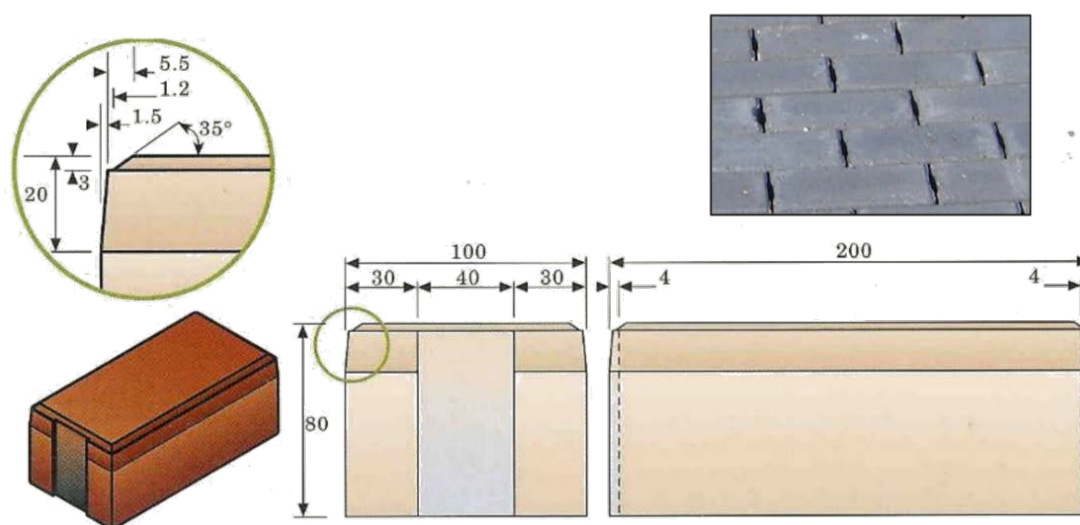


Figura 42. Adoquines *Hanson-Formpave* (*Hanson-Formpave Ltd*)

Estos adoquines se colocaron a tope en el aparcamiento de Las Llamas, confinados en la superficie de la plaza de aparcamiento y con un recebo de arena gruesa limpia (2-4mm).

3.3.1.2 Adoquines para pavimentos permeables Montserrat ®

Los adoquines para pavimentos permeables *Montserrat* ® (Figura 45) son bloques de hormigón prefabricados con una superficie de 100mm x 200mm y un espesor de 100mm. Poseen seis ranuras semi-elípticas laterales que permiten la infiltración del agua. Estos adoquines fueron proporcionados por la empresa cántabra *Bloques Montserrat S.L* y se colocaron a tope en el aparcamiento de Las Llamas, confinados en el área de cada plaza de aparcamiento y sin recebo en las juntas.

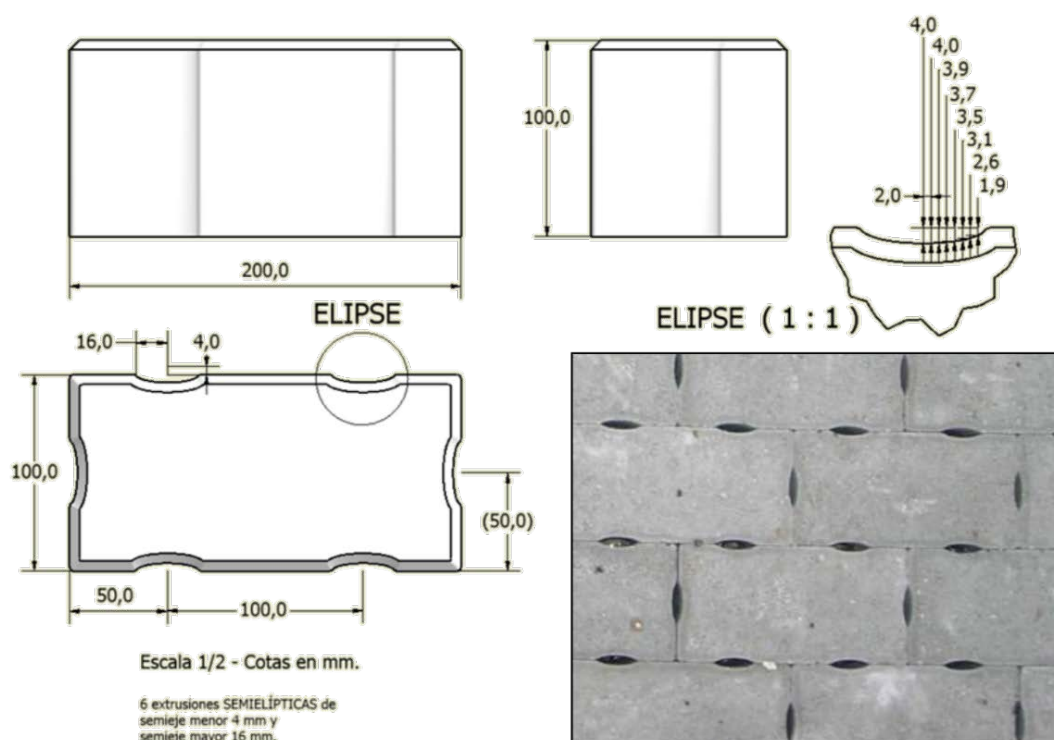


Figura 43. Adoquines Montserrat [42]

3.3.1.3 Césped reforzado con celdas de hormigón (CRCH)

La superficie permeable de césped reforzado con celdas de hormigón, utilizada en el aparcamiento de Las Llamas, está formada por piezas reticuladas de hormigón prefabricado, conocidas como pavés, de con 90mm de espesor y con seis retículas por pieza con un área interna de 90,25cm² cada una, lo que supone un volumen de huecos de cerca del 50% de la superficie ocupada (Figura 44). El relleno de las retículas se realizó al 100% con tierra vegetal ligeramente compactada



Figura 44. Celdas de hormigón utilizadas en el aparcamiento experimental [178]

3.3.1.4 Césped reforzado con celda de plástico (CRCP)

Es una superficie semejante a la anterior, sustituyendo el prefabricado de hormigón por uno de piezas reticuladas de plástico. Se usaron celdas de dos tipos, celdas Atlantis®, proporcionadas por Atlantis S.L. (en el aparcamiento de La Guía), y celdas Recyfix®Green Standard fabricadas por Hauratón España S.L (en el aparcamiento de Las Llamas). El área de las celdas de plástico es próxima a los 18cm² generando un volumen de huecos en superficie superior al 90%. Las celdas de plástico son de 50mm de espesor y se dispusieron rellenas de tierra vegetal al 100% con semillas de césped y sin compactación (Figura 45).



Figura 45. Celdas de plástico empleadas en el aparcamiento experimental de Las Llamas [178]

3.3.1.5 Mezcla bituminosa drenante

Mezcla bituminosa porosa tipo PA-12 (MB PA12)

La superficie de asfalto poroso MB PA12 está constituida por una capa de mezcla bituminosa en caliente con granulometría drenante PA-12. Esta mezcla se realizó con betún modificado tipo BM-3b, resultando un porcentaje final de huecos en mezcla entre 20% y 25%. La dosificación de betún fue de 4,5% sobre peso de mezcla, dotación mínima para una mezcla drenante. Las prescripciones técnicas de esta capa se ajustaron a lo recogido en el Artículo 542 “Mezclas bituminosas en caliente” del PG-3 vigente en el momento de la construcción [105]. Las especificaciones granulométricas de la mezcla bituminosa PA 12 (MB PA12) se recogen en la Tabla 5.

Tabla 5. Especificaciones granulométricas de la mezcla bituminosa [105]

Tipo de Mezcla	TAMAÑO DE LOS TAMICES UNE-EN 933-2 (mm)								
	20	12.5	8	4	2	0.5	0.25	0.125	0.063
PA 12	100	70-100	38-62	13-27	9-20	5-12	-	-	3-6

Mezcla Bituminosa porosa (PA) usada en el Politécnico de Milán

El diseño y fabricación de las mezclas PA se realizó de acuerdo a las especificaciones de diseño de mezclas drenantes italiana [179, 180]. La dosificación y los materiales empleados se recogen en la Tabla 6. La granulometría empleada para constituir el esqueleto mineral se muestra en la Figura 46. Las probetas de asfalto poroso (Figura 47a) se fabricaron con una amasadora orbital de eje horizontal, mezclando los áridos y el betún caliente durante 5 minutos y añadiendo el filler mineral de aportación durante el primer minuto de mezclado. Posteriormente las probetas se compactaron mediante un compactador de rodillo proporcionando la energía necesaria para alcanzar la densidad teórica de cálculo que proporcionaría los volúmenes de huecos objetivo. El procedimiento seguido se esquematiza en la Figura 47.

3.3.1.6 Hormigón poroso

Hormigón Poroso modificado con polímeros (HPMP)

El hormigón poroso empleado en la construcción de las secciones de firme permeable analizadas es un hormigón hidráulico modificado con polímeros y con un bajo contenido de arena, resultando en un volumen de huecos final del 20-25%. Los materiales utilizados en la confección de esta superficie, se ajustan a lo dispuesto en los artículos del PG-3 vigente, referentes a las exigencias de los materiales usados para pavimentos de hormigón [105]. La dosificación de los materiales fue la siguiente, tomando como referencia la recomendada por Aguado [181]:

- 104kg de arena (0-5mm)
- 1.456kg de gravilla (6-12mm)
- 260kg de cemento CEM V-35
- 40l de solución al 50% de un polímero modificador acrílico concentrado, modificador de mortero fluido mono-componente, en agua.
- 40l de agua (total de agua 60 litros).

Hormigón poroso (PC) usado en el Politécnico de Milán

El diseño de mezcla del hormigón poroso usado durante la estancia en el Politécnico de Milán se basó en anteriores trabajos realizados en el grupo de investigación

[162, 163]. En la Tabla 6 se describen las principales características del diseño de mezcla adoptado. La granulometría empleada para constituir el esqueleto mineral se muestra en la Figura 46.

Tabla 6. Especificación de los materiales empleados durante la estancia en el politécnico de Milán

HORMIGÓN POROSO		ASFALTO POROSO	
Cemento: CEM II 42.5R A-LL	300Kg/m ³	Betún: Modificado SBS	4% (***)
Árido: Calizo		Árido:	
Relación agua/cemento	0,27	Basáltico	80% (*)
Arena caliza	5%(*)	Calizo	20% (*)
Aditivos:		Filler	
Reductor de agua	1,1%(**)	Calizo	4%(***)
Inclisor de aire	0,017%(***)		
Modificador de viscosidad	0,15%(*)		

(*): Por peso de áridos; (**): Por peso de cemento; (***): Por peso total.

El procedimiento seguido para la dosificación y fabricación del hormigón se basó en las recomendaciones de diseño de hormigón poroso del *American Concrete Institute* [182]. Las probetas de hormigón poroso (Figura 47b) se fabricaron con una hormigonera de eje basculante con capacidad de 50l de mezcla. Las probetas se compactaron por un sistema de percusión, basado en una maza de compactación Proctor modificada, con un cabezal adaptado a las dimensiones de las probetas a compactar. La energía de compactación proporcionada a las probetas fue la necesaria para alcanzar la densidad teórica de cálculo que proporcionaría los volúmenes de huecos objetivo.

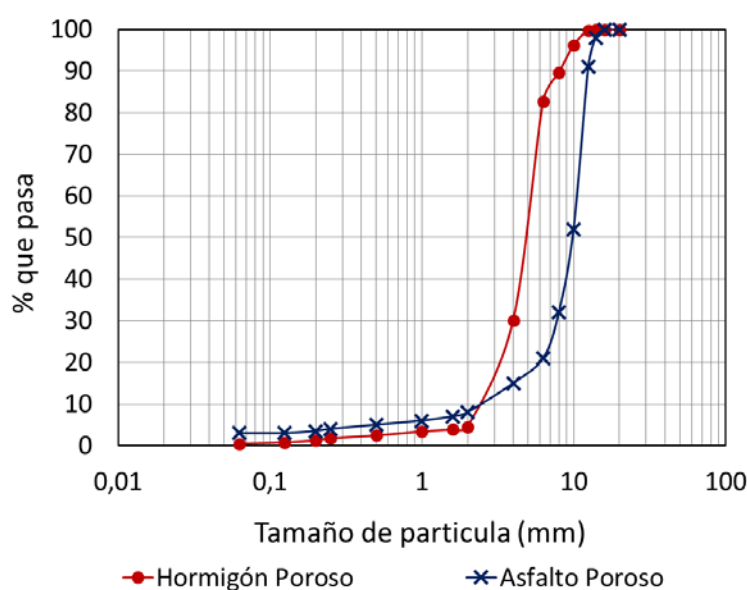


Figura 46. Granulometrías empleadas para fabricar los materiales empleados durante la estancia en el Politécnico de Milán

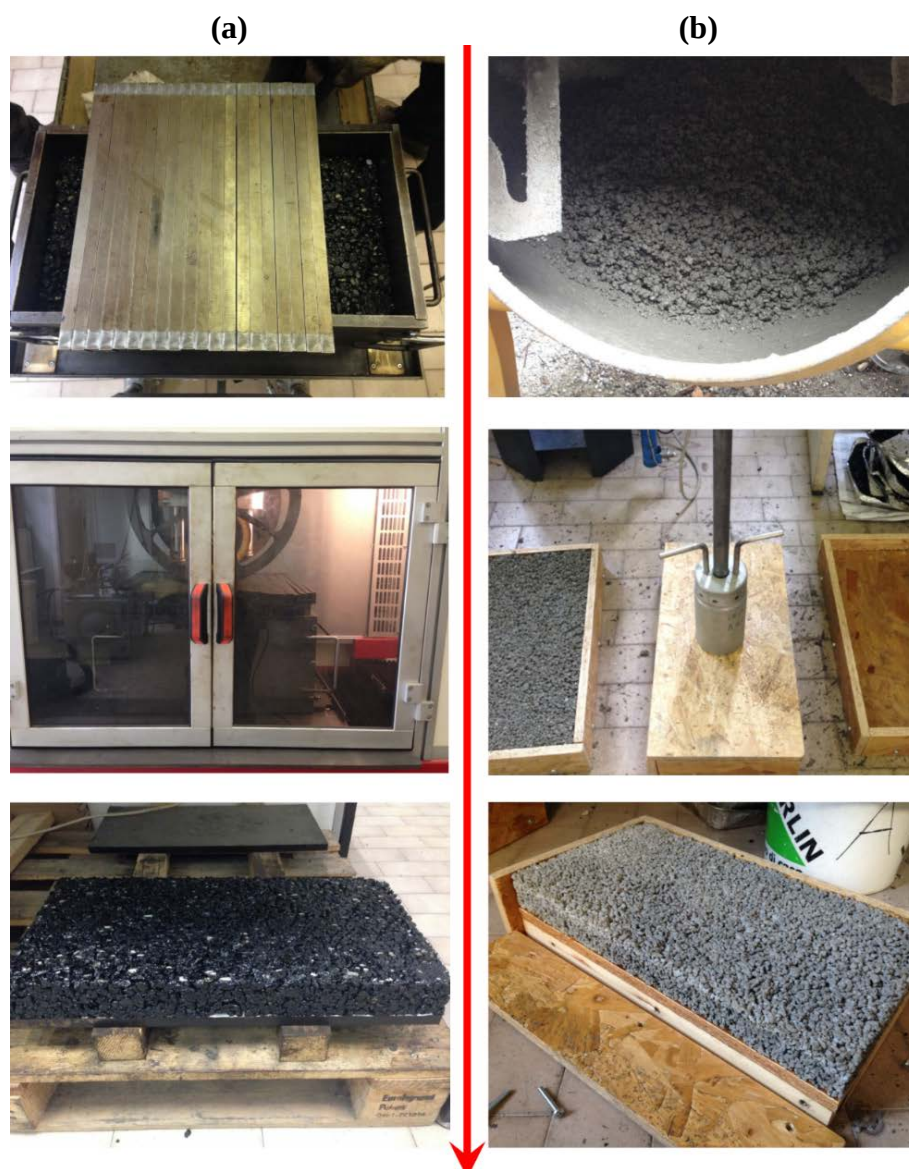


Figura 47. Proceso de fabricación de los materiales: (a) Asfalto poroso y (b) Hormigón poroso

3.3.2 Áridos de base y sub-base

3.3.2.1 Naturaleza de los áridos

Árido Calizo: El árido calizo empleado para la constitución de las secciones permeables ensayadas cumple con los requisitos establecidos en el artículo 510 del PG3 [105], acerca de las características exigibles a los áridos para su uso en firmes de carretera. La densidad aparente del árido calizo es moderada (2.7T/m^3), y su capacidad de absorción de agua reducida (1.5-2%).

Árido Reciclado: Los áridos reciclados, proceden del machaqueo de los residuos de construcción y demolición (RCDs), y presentan una gran heterogeneidad en cuanto a su composición: hormigón, cerámica, madera, plásticos, arcillas, limos y metales. La densidad aparente es baja (2.5T/m^3), y su capacidad de absorción de agua alta (9-10%).

Escoria Blanca (Escoria LD): La escoria de acería LD, comúnmente denominada escoria blanca, es un material granular originado de color grisáceo y obtenido en el afinado del arrabio. Su densidad aparente es elevada (3T/m^3), su capacidad de absorción de agua moderada (3%) y posee cierta porosidad. La forma cubica de los áridos y su reducido índice de lajas proporciona muy buena angulosidad. Su composición química, rica en óxidos metálicos le otorga una gran dureza. Durante el proceso de afinado se genera una gran cantidad de cal, de modo que el contenido en óxido cálcico de entre el 45% y 50% como se muestra en la Figura 51.

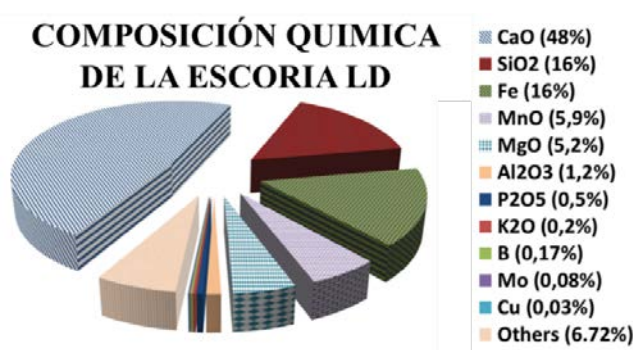


Figura 48. Composición química de la escoria LD [108]

El contenido en cal libre del material empleado es inferior al 5% para limitar los problemas de inestabilidad volumétrica, permitiendo su uso como capa granular de pavimentos. El principal inconveniente ambiental que puede llegar a presentar está asociado con elevados valores de pH y EC en los lixiviados debido al gran contenido de cal e iones metálicos del material.

3.3.2.2 Especificaciones Granulométricas

Dependiendo de la sección y de la capa granular se emplearon diferentes configuraciones granulométricas del árido empleado (Tabla 7), de acuerdo a las características exigibles a las capas granulares de pavimentos y a las experiencias previas en el uso de estas estructuras como por ejemplo en el Reino Unido.

Tabla 7. Especificaciones granulométricas de los áridos usados en las capas granulares de los emplazamientos experimentales

GRANULOMETRÍA	ABERTURA DE TAMICES											
	80	63	40	25	20	10	8	4	2	0,5	0,25	0,063
ZAD 20	-	-	100	70-100	50-65	-	30-40	10-14	0	0	0	0
Árido 10-63mm	100	90-100	60-80	-	15-30	0-5	-	-	0	0	0	0
Árido 4-20mm	-	-	100	100	80-100	-	35-45	0-5	0	0	0	0
Árido 4-8mm	-	-	100	100	100	-	90-100	50-70	0-5	0	0	0
Árido 2-6mm	-	-	100	100	100	-	100	50-70	0-5	0	0	0

3.3.3 Geotextil de filtro y separación

Este geotextil constituye la capa ubicada entre la capa de base y la de sub-base, y cuya misión es actuar de filtro para las partículas sólidas arrastradas por el agua infiltrada, y de servir como elemento separador entre capas granulares para evitar el mezclado de los áridos. Los diferentes geotextiles empleados en la constitución de las secciones de firme permeable analizadas son: *Inbitex* ®, *One-Way* ®, *Polyfelt TS30* ® y *Danofelt PY150* ®. Cabe destacar que, en todas las plazas de aparcamiento analizadas en los ensayos *in-situ*, también se utilizó un geotextil en el fondo de las plazas con la misión de protección de la impermeabilización.

Los geotextiles *Inbitex* ® y *One-Way* ® (Figura 49) fueron suministrados por la empresa *Hanson-Heidelberg Cement Group-Formpave Ltd*. El geotextil *Polyfelt TS30* ® fue suministrado por la empresa *Tencate Polyfelt S.A* y el *Danofelt PY150* ® fue suministrado por la empresa *Danosa España S.A*.

- *Inbitex* ®: El *Inbitex* ® es un geotextil de color verde, no tejido y termosoldado (Figura 49a), compuesto por una mezcla de polipropileno y polietileno, con un gramaje de 130g/m² y una abertura de poro O₉₀ de 145µm. Es el geotextil típicamente utilizado como filtro y separación de capas en firmes filtrantes en el Reino Unido.
- *One-Way* ®: El *One-Way* ® es un geocompuesto formado por el *Inbitex* ® unido a otro geotextil tejido de color negro (Figura 49b). El *One-Way* ® pretende mejorar el comportamiento del *Inbitex* ® en el control de la evaporación, permitiendo una mayor permeabilidad a la vez que sigue siendo

una barrera para la evaporación. El *One-Way*® posee un gramaje total de 231g/m² y abertura de poro O_{90} de 145μm.



Figura 49: Geotextiles: a) Inbitex® y b) One-Way® [178]

- *Polyfelt TS30*®: El *Polyfelt TS30*® ha sido utilizado en la mayoría de las plazas del aparcamiento experimental (Figura 50a). Es un geotextil no tejido de polipropileno con un gramaje de 155g/m² y un espesor de 1,50mm. La abertura de poro, O_{90} es de 100μm.
- *Danofelt PY150*®: El *Danofelt PY150*®, al igual que el *Polyfelt TS30*®, fue empleado en la mayoría de las plazas del aparcamiento experimental. Se trata de un geotextil no tejido de poliéster (Figura 50b) con una masa de 150g/m². Tiene un espesor de 1,90mm y una abertura de poro, O_{90} de 100μm.



Figura 50. Geotextiles: a) Polyfelt TS30® y b) Danofelt PY150® [178]

3.3.4 Impermeabilización

La impermeabilización empleada en la construcción de las plazas de aparcamiento está constituida por una lámina de impermeabilización colocada sobre la solera a de hormigón. Se emplearon dos tipos de impermeabilización:

- Tela asfáltica basada en betún elastómero de base acrílica y acabado en fibra de vidrio de 100g/m² (Figura 51a).
- Geo-compuesto alveolar de polietileno para impermeabilización (Figura 51b).



Figura 51: a) Tela Asfáltica y b) Geo-compuesto alveolar.

Por otro lado, en los ensayos de laboratorio, la impermeabilización se logró montando las secciones permeables a ensayar en recipientes de plástico, y procurando una impermeabilización perimetral a base de láminas de caucho y espuma de poliuretano.

3.3.5 Síntesis de materiales usados en la investigación

A continuación, se recogen en la Tabla 8 los materiales empleados en contruir los sistemas analizados en cada uno de los artículos que forman la tesis.

Tabla 8. Resumen de los materiales empleados en cada artículo

MATERIAL	Artículo 1	Artículo 2	Artículo 3	Artículo 4	Artículo 5
Adoquín Montserrat	X			X	
Adoquín Hanson	X				
CRCH	X				
CRCP	X				
MB PA12	X	X		X	
PA					X
HPMP	X	X			
HP					X
Inbitex	X				
One Way	X				
Polyfelt TS30	X	X	X	X	
Danofelt PY150	X	X		X	
Árido calizo	X	X	X	X	
Árido reciclado	X			X	
Escoria LD	X				
Lamina bituminosa	X	X	X		
Geocompuesto	X				

3.4 MÉTODOS

3.4.1 Métodos experimentales relacionados con la capacidad de infiltración

3.4.1.1 Permeámetro LCS

El permeámetro LCS (Figura 52) es un permeámetro de carga variable desarrollado en el Laboratorio Caminos Santander [125]. El procedimiento de ensayo con este dispositivo se detalla en la norma española NLT-327/00 [111]. Este equipo está especialmente diseñado para su uso *in-situ*, permitiendo la medida de la capacidad de infiltración de superficies porosas ya construidas, por lo que fue aplicado en el aparcamiento experimental de Santander y en los dos de Gijón. El dispositivo consta de un tubo de metacrilato de 500mm de altura y 94mm de diámetro interior, que se coloca sobre la superficie a ensayar, produciendo el sello con la superficie a través de un anillo de caucho celular de 16mm de grosor presionado sobre la superficie por una masa tórica. El dispositivo cuenta con un tubo con desagüe inferior y un tapón que permite la liberación del agua contenida en su interior.

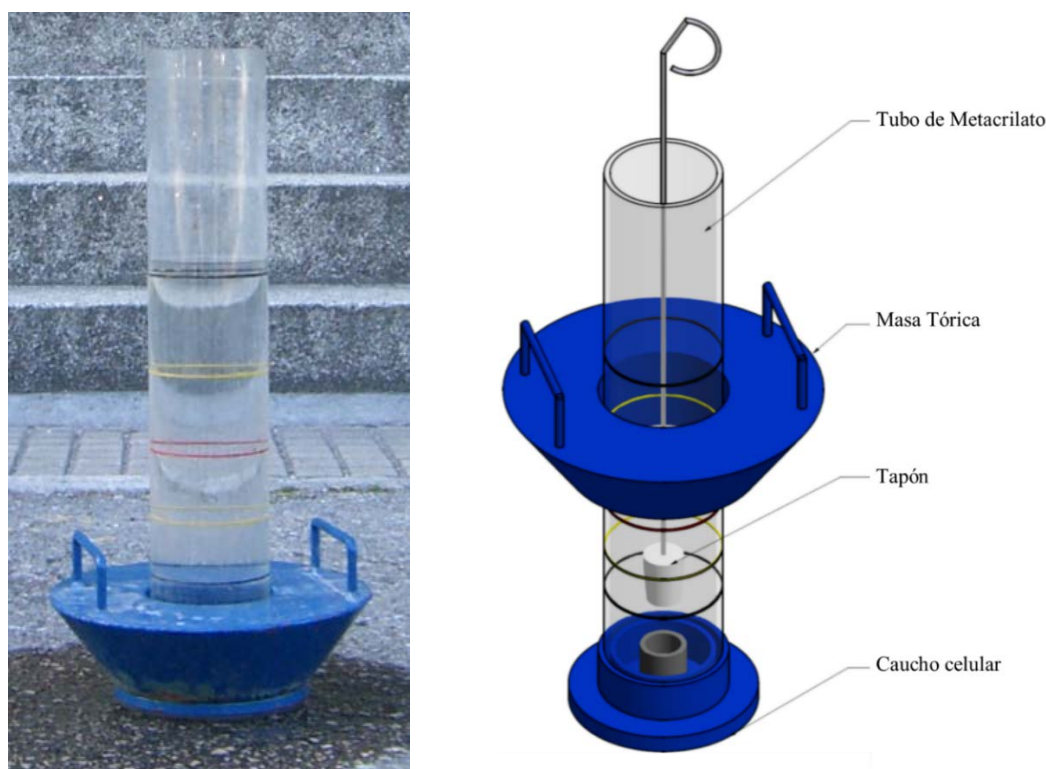


Figura 52: Permeámetro LCS [42]

El principio de medida del permeámetro LCS consiste en la medición del tiempo necesario para desaguar la cantidad de agua almacenada en el tubo de metacrilato desde una altura de 350mm hasta una altura de 100mm. El dispositivo no necesitó ningún tipo de calibración previa ya que cuenta con las marcas necesarias para realizar la correspondiente medición del tiempo que tarda en infiltrarse el volumen de agua contenido entre ellas. Los valores de tiempo de descarga medidos se correlacionan en la misma norma de referencia con el valor de la permeabilidad a través de la Ecuación 1, en base a una calibración inicial realizada para mezclas bituminosas drenantes. La permeabilidad de la mezcla se considera pobre o deficiente cuando el tiempo medido está por encima de los doscientos segundos y apreciable cuando es menor de cien segundos. Como referencia, el resultado para una mezcla bituminosa porosa recién colocada debe ser inferior a cincuenta segundos, debiendo estar preferiblemente por debajo de los veinticinco o treinta y cinco segundos [183].

$$\ln(K) = 7,624 - 1,348 \cdot \ln(T) \quad 1$$

Donde:

K es la permeabilidad en $(\text{cm/s}) \cdot 10^{-2}$.

T es el tiempo de descarga entre las marcas de 35cm y 10cm (s).

El procedimiento de ensayo consistió en seleccionar los puntos de medida en las superficies de ensayo y posteriormente se procedió a su marcado para la correcta ubicación del dispositivo. Una vez colocado el tubo de metacrilato se colocó la masa tórica y el tapón, y se llenó de agua hasta el extremo superior (500mm) para posteriormente retirar el tapón permitiendo que se vaciase el contenido. Este procedimiento se repitió dos veces para pre-saturar la zona de medida previamente a la realización del ensayo. Una vez realizada la humectación inicial del pavimento en el punto de medida se volvió a colocar el tapón y se llenó el tubo de metacrilato hasta una altura de 350mm. Se retiró el tapón y se midió el tiempo necesario para que el nivel del agua en el tubo de metacrilato llegase hasta la marca de 100mm de altura, lo que marcó la final del ensayo. La duración máxima del ensayo fue de 300 segundos, por lo que en superficies muy colmatadas, cuando la capacidad de infiltración era tan reducida que el pavimento no podía drenar toda el agua en el tiempo establecido, se midió la diferencia en el nivel de agua con respecto al inicial al cabo de los 300 segundos para obtener un valor estimado de permeabilidad.

3.4.1.2 Permeámetro EN 12697-40

El permeámetro usado para la medida de la drenabilidad *in-situ* de mezclas bituminosas drenantes de acuerdo a UNE EN 12607-40 [184] es un permeámetro de carga variable muy similar al permeámetro LCS empleado en la norma española NLT 327/00 [111] y descrito anteriormente. El permeámetro en sí (Figura 53), es un permeámetro de carga variable y flujo radial, formado por un tubo de metacrilato con una altura de 560mm y un diámetro interior de 125mm, graduado de modo que muestra las marcas correspondientes a los 5l y 1l de volumen. La base del tubo de metacrilato es metálica y está dotada en la parte inferior de un agujero de 48mm a través del que se produce el desagüe del agua almacenada en el dispositivo, y cuya apertura y cierre se controla a través de un tapón formado por una esfera de caucho. El sellado inferior se asegura mediante una lámina de caucho celular de 20mm de espesor acoplada a la base del permeámetro, que junto con el lastre producido por la masa cilíndrica permite asegurar la infiltración a través del área ensayada.



Figura 53: Permeametro EN 12697-40

El principio de medida es el mismo que en el caso del LCS, midiéndose el tiempo necesario para percolar un volumen de 4l (desde la marca de los 5l hasta la de 1l) de agua

a través de la superficie circular definida por el agujero de vaciado, bajo unas condiciones de carga conocidas. El procedimiento de ensayo empleado fue similar al usado para el permeámetro LCS, realizándose dos ensayos completos previos para la humectación del área de pavimento a ensayar, para posteriormente realizar un tercer ensayo donde se midió la capacidad de infiltración del pavimento. La conductividad hidráulica relativa se calcula como función del tiempo de descarga medido a través de la Ecuación 2.

$$HC = \frac{1}{(t - r)} \quad 2$$

Donde:

- t es el tiempo medio de drenaje (s)
- r es el tiempo de vaciado (s) del dispositivo sin pavimento
- HC es la conductividad hidráulica relativa (s^{-1})

3.4.1.3 Infiltrómetro Cántabro Portátil (ICP)

El Infiltrómetro Cántabro Portátil (ICP) es un dispositivo concebido, diseñado, construido y calibrado en la Universidad de Cantabria [112]. El dispositivo fue especialmente diseñado para estudiar la capacidad de infiltración de las superficies permeables usadas en las técnicas de firmes permeables. El principio de medida de la capacidad de infiltración se basa en la medición de la altura de inundación producida en el pavimento ante un aporte controlado de agua. Mediante la medida de la diferencia entre la cantidad de agua aportada y la altura de inundación producida se obtiene la cantidad de agua infiltrada en el tiempo de duración del ensayo, proporcionando la capacidad de infiltración en unidades de permeabilidad (cm/s o m/s). El dispositivo está formado por cuatro partes principales: cámara de inundación, simulador de lluvia, cámara de carga y recipiente de recarga (Figura 54).

La cámara de inundación consiste en una caja de metacrilato transparente sin tapa y sin fondo colocada sobre la superficie a través de unas bandas de caucho celular de espesor de 10mm, colocados en el borde inferior del perímetro de la cámara de inundación. El objeto de esta cámara es retener el agua que el pavimento no es capaz de infiltrar, permitiendo la medida directa del nivel de inundación después de un evento de

lluvia simulado mediante una regla de precisión de 1 mm situada en su interior. Además, para completar la acción sellante de la goma, durante el ensayo se utiliza vaselina a lo largo del perímetro del área ensayada en contacto con la cámara de inundación.

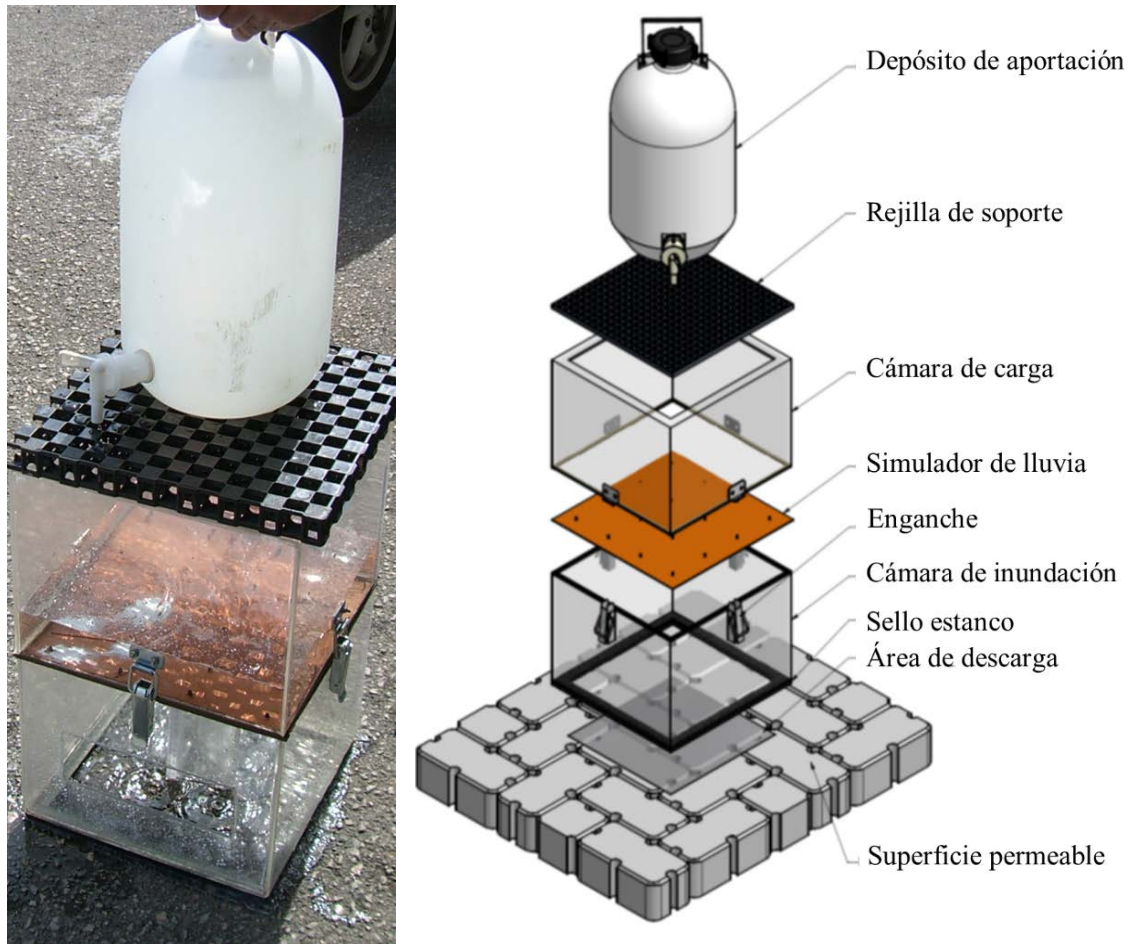


Figura 54: Infiltrómetro Cántabro Portátil (ICP) [42]

El simulador de lluvia consiste en una lámina plástica con goteros insertados cuyo caudal es proporcional a la presión de agua aplicada. Esta lámina se ubica entre las dos cámaras del dispositivo, quedando fijada al unir estas mediante los enganches laterales. Como el caudal de los goteros es función de la presión de agua aplicada, la intensidad de lluvia simulada puede ser cambiada mediante la modificación del nivel de agua alcanzado en la cámara superior o cámara de carga. Para cubrir un amplio rango de intensidades se emplearon dos simuladores de lluvia diferentes: uno con 16 goteros y otro con 36. Estos simuladores permitieron obtener rangos de intensidades de lluvia entre 37mm/h y 190mm/h, y entre 150mm/h y 520mm/h respectivamente.

La cámara de carga es similar a la cámara de inundación, se sitúa sobre esta y tiene la función de albergar una altura constante de agua sobre el simulador de lluvia para producir la intensidad de precipitación fijada. Esta cámara cuenta con una graduación vertical con una precisión de 1mm para controlar el nivel de agua alcanzado y permitir la regulación y control de la intensidad de lluvia simulada en tiempo real. El recipiente de recarga es colocado sobre una placa de apoyo situada sobre la cámara de carga. Su capacidad es de 10l, permitiendo la recarga en tiempo real de la cámara superior, a través de un grifo regulable, con el agua necesaria para mantener el nivel de carga constante a lo largo del experimento. Este recipiente actúa además como lastre para mejorar el sellado inferior.

La calibración de los simuladores de lluvia del ICP se llevó a cabo en laboratorio. Los datos resultantes fueron procesados obteniendo las relaciones entre la altura de agua en la cámara de carga y la intensidad de lluvia resultante sobre la superficie de ensayo (Figura 55).

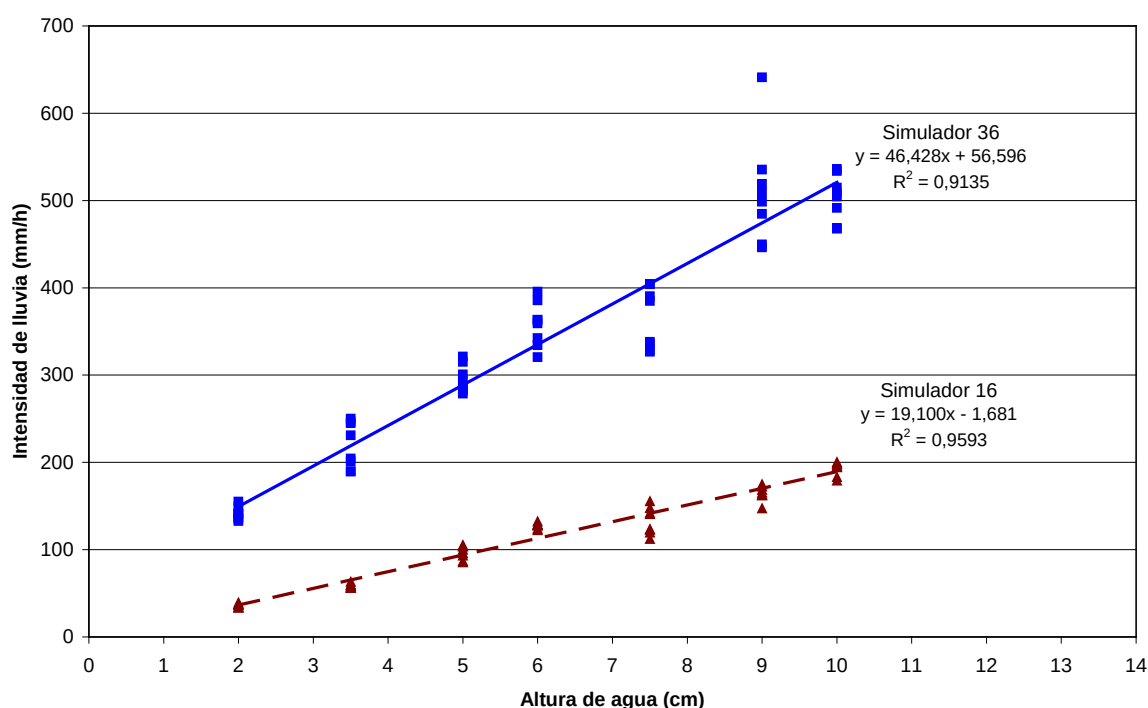


Figura 55: Grafico de calibración del ICP [42]

3.4.1.4 Simulador de lluvia de carga variable

Los simuladores de lluvia de carga variable (Figura 56) están compuestos por un bidón cilíndrico de plástico con 18 goteros regulables insertados en su base inferior. Los goteros están dispuestos en dos círculos concéntricos de diámetros 10cm y 20cm, con 6 y 12 goteros, respectivamente. El área de vertido es de $0,05\text{m}^2$, correspondiente a un círculo de diámetro 0,25m sobre el firme permeable, el volumen de agua vertido en 1h es de 2500ml para lograr simular una intensidad media de precipitación de 50mm/h.

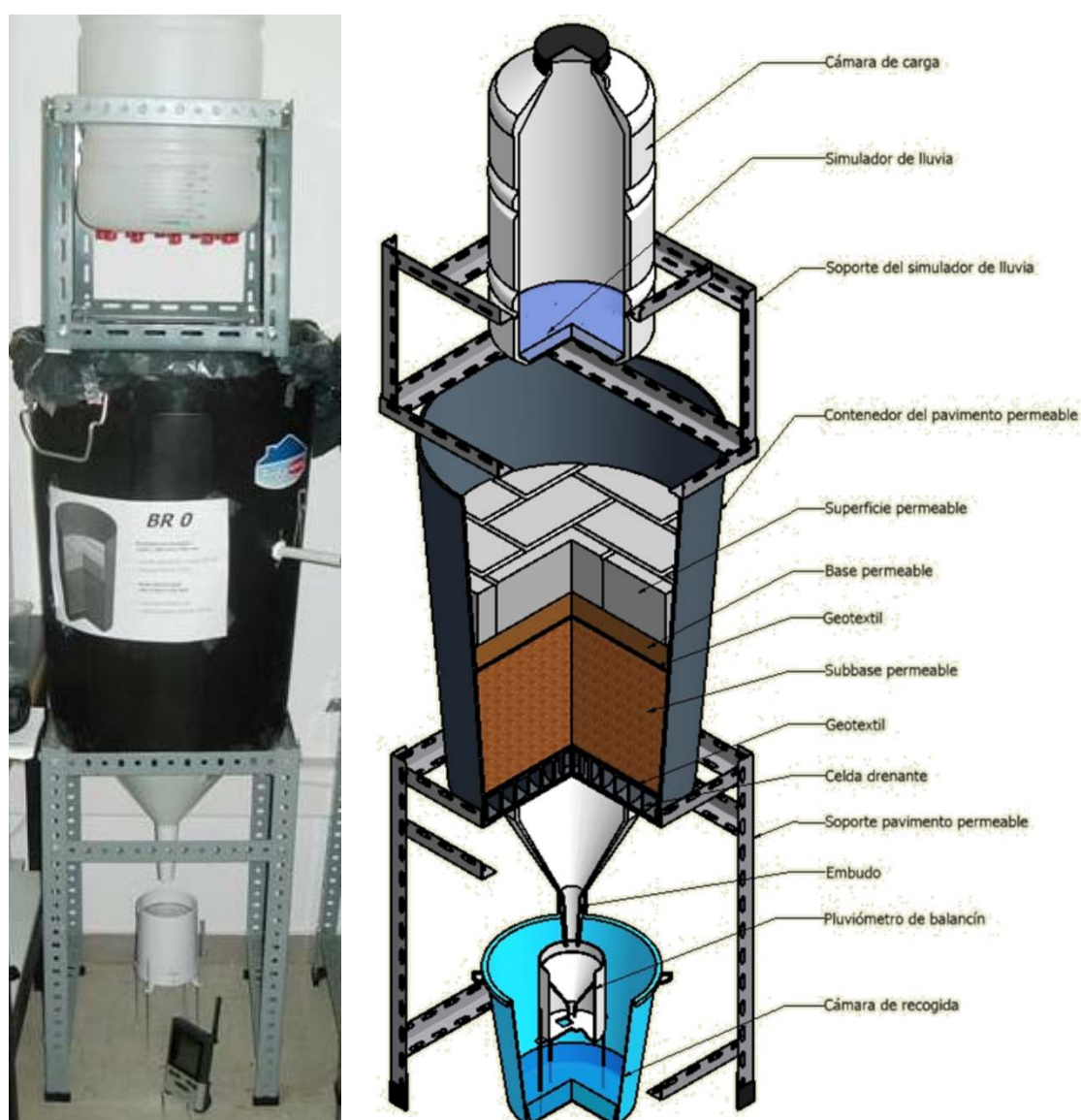


Figura 56: Simulador de lluvia de carga variable [42]

A medida que el nivel de agua en el simulador de lluvia disminuye, la intensidad de lluvia producida se reduce tal y como se observa en la calibración del dispositivo mostrada en la Figura 57. Las simulaciones de lluvia se realizan sobre modelos de pavimento montados en bidones cilíndricos del mismo diámetro que el simulador de lluvia, y donde se colocan las diferentes capas que se quieran ensayar. El agua precipitada, se infiltra a través de la superficie permeable y de las capas granulares ensayadas en la sección, es recogida por un embudo colocado en la parte inferior del contenedor donde se montan las secciones. Este embudo conduce el agua hasta un pluviómetro de cazoleta *Oregon Scientific* modelo RGR122, con una precisión 7,2ml que es el encargado de registrar en tiempo real el volumen de agua infiltrada. Este pluviómetro se coloca dentro de un contenedor de plástico que recoge el agua infiltrada durante todo el ensayo y sirve como totalizador de los volúmenes de agua infiltrados.

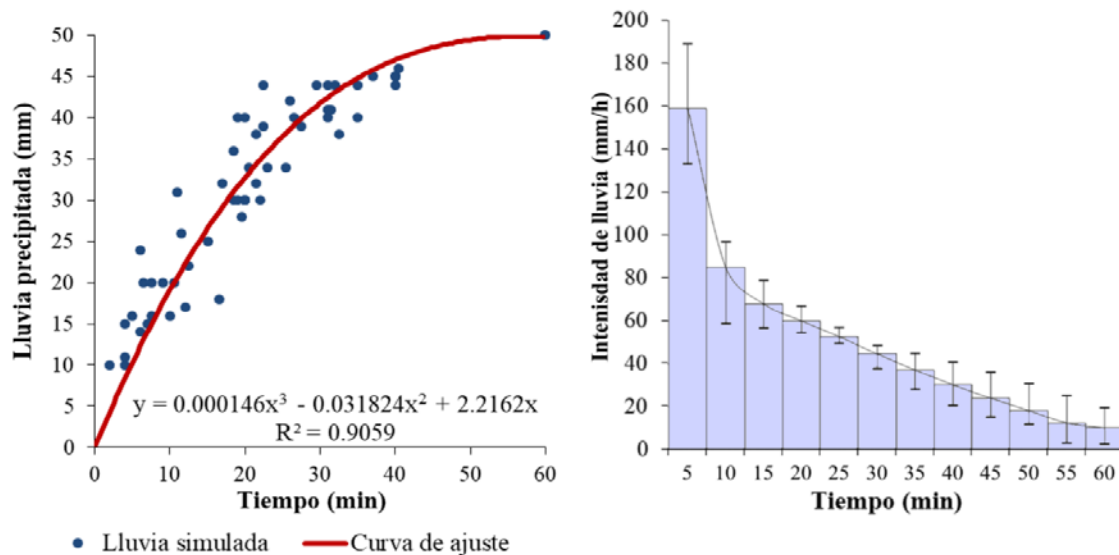


Figura 57: Calibración de los simuladores de carga variable

El procedimiento de medida consiste en llenar el depósito del simulador de lluvia con 2500ml de agua y comenzar a registrar el tiempo y el volumen de agua efluente acumulado de la sección hasta la finalización del ensayo a los 60 minutos. Los volúmenes de agua acumulados se analizan mediante técnicas de regresión para poder determinar el caudal efluente instantáneo de la sección para los intervalos de tiempo deseados. La frecuencia de medida se fija en periodos no superiores a 5 minutos, para permitir el posterior análisis de los datos y la obtención de los parámetros característicos del comportamiento hidráulico del pavimento para intervalos de 5 minutos.

3.4.1.5 Simulador de lluvia de carga constante (Politécnico de Milán)

El simulador de lluvia de carga constante se desarrolló íntegramente en Politécnico de Milán para llevar a cabo la investigación realizada durante la estancia de 4 meses de duración que se realizó en ese centro. La función del simulador de lluvia de carga constante es doble, por un lado, permite determinar el funcionamiento hidrológico de los diferentes materiales permeables usados en técnicas de firmes permeables en unas condiciones reales de uso, mediante la medición y muestreo de la escorrentía producida y del agua infiltrada por el pavimento durante eventos de lluvia simulados con características controladas. Por otro lado, se buscó analizar de algún modo la influencia que los propios eventos de lluvia pueden tener en la recuperación parcial de la infiltración perdida mediante procesos de auto-limpieza, por lo que se buscó que la simulación de lluvia se realizase de la forma más similar posible a la lluvia natural. El dispositivo empleado para este fin se muestra y describe en la Figura 58.

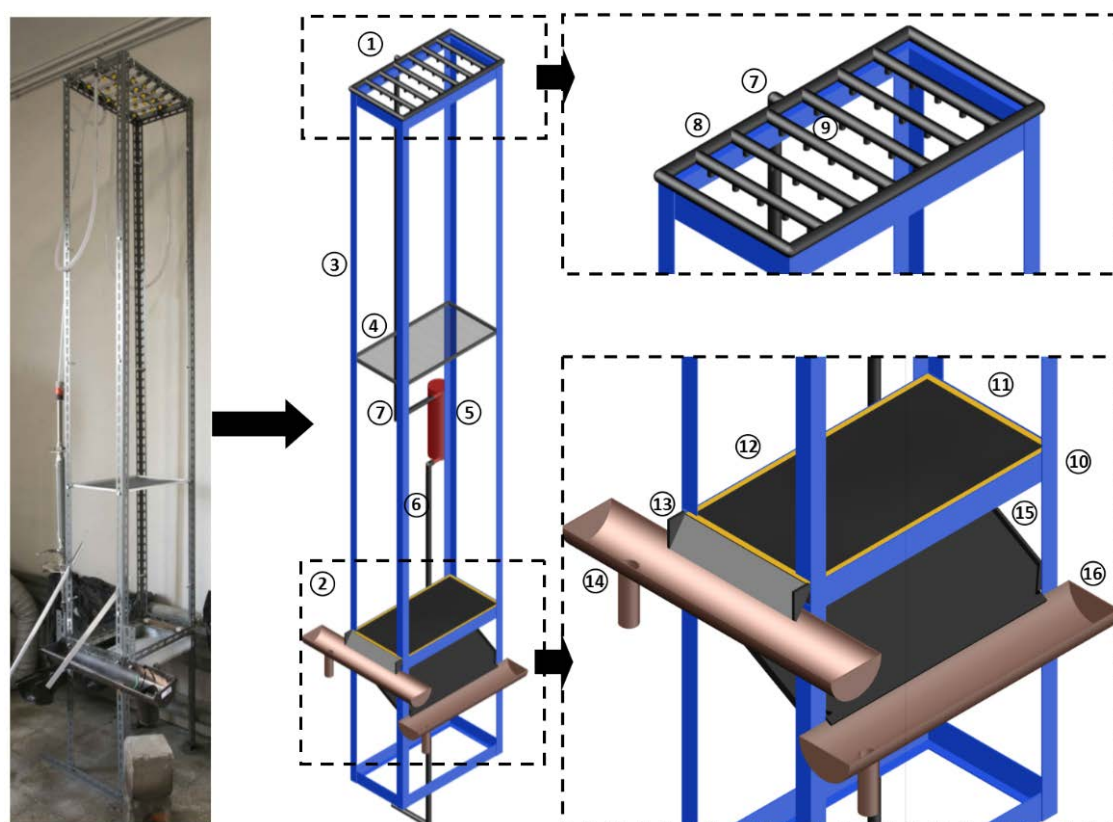


Figura 58: Simulador de lluvia de carga constante: 1.Simulador de Lluvia; 2.Zona de ensayo; 3.Bastidor; 4.Rejilla plástica; 5.Rotámetro; 6. Tubería de entrada a rotámetro; 7.Tubería de salida de rotámetro; 8.Tubos flexibles; 9.Goteros; 10.Soporte de probetas de ensayo; 11.Probeta de ensayo; 12.Impermeabilización; 13.Rampa de recogida de escorrentía; 14.Tubería de conducción de escorrentía; 15.Rampa de recogida de agua infiltrada; 16. Tubería de conducción de agua infiltrada.

El simulador de lluvia se construyó con una estructura metálica de 3 metros de altura, y con unas dimensiones internas de 53cm x 30cm, para poder albergar en su interior las probetas producidas. El compartimento para la colocación de las probetas se situó a 60cm de altura, generando una inclinación de la superficie del 2.5%. Una vez colocadas, las probetas se impermeabilizaron perimetralmente mediante láminas de caucho para evitar posibles efectos de contorno. La simulación de lluvia se produjo a través de 30 goteros colocados en un entramado formado por tubos flexibles, de 6 líneas con 5 goteros cada una. El caudal de agua se controló a través de un rotámetro con capacidad entre 2 y 30l/h. Bajo los goteros se colocó una red de plástico, con celdas cuadradas de 0,2mm de lado, con el objetivo de generar una cierta dispersión en la lluvia simulada y evitar la concentración del goteo en puntos concretos de la losa, lo que produciría una distorsión en las mediciones realizadas. El impacto de las gotas efluentes de los goteros sobre la red plástica generó proyecciones de agua que fueron cuantificadas para determinar la intensidad de lluvia real que estaba siendo simulada sobre las probetas ensayadas. Además, en función de la distancia entre los goteros y la red plástica, la energía del impacto de las gotas se modificaba, por lo que las características de las gotas proyectadas por la red se alteraban. Estas modificaciones en las características de la lluvia producida, fueron tenidas en cuenta en el proceso de calibración del dispositivo.

Para realizar la calibración del simulador se inició calibrando los goteros para que proporcionasen un flujo uniforme en el rango de presiones empleadas, alcanzando una dispersión mínima entre goteros cercana al 20%. Posteriormente, se dividió la losa de ensayo en ocho zonas iguales, y se colocaron contenedores para que recogieran el agua precipitada sobre esas zonas. El simulador de lluvia se calibró para tres caudales de agua diferentes: 10l/h, 20l/h y 30l/h. La lluvia producida se caracterizó para 3 distancias diferentes de la malla plástica a los goteros: 120cm, 170cm y 220cm, y se realizaron ensayos de 5 minutos de duración. Finalizados los ensayos se pesó el agua almacenada en los contenedores, que a través de su comparación con la superficie donde se habían recogido permitió determinar la lluvia equivalente producida, y mediante el tiempo de ensayo se transformó en intensidad de lluvia equivalente dando lugar a las gráficas de calibración mostradas en la Figura 59.

La intensidad de la lluvia producida sobre la superficie de ensayos se obtuvo promediando los valores medidos en cada una de las zonas en que se dividió dicha

superficie durante la fase de calibración, dando como resultado las gráficas de calibración recogidas en la Figura 60a.

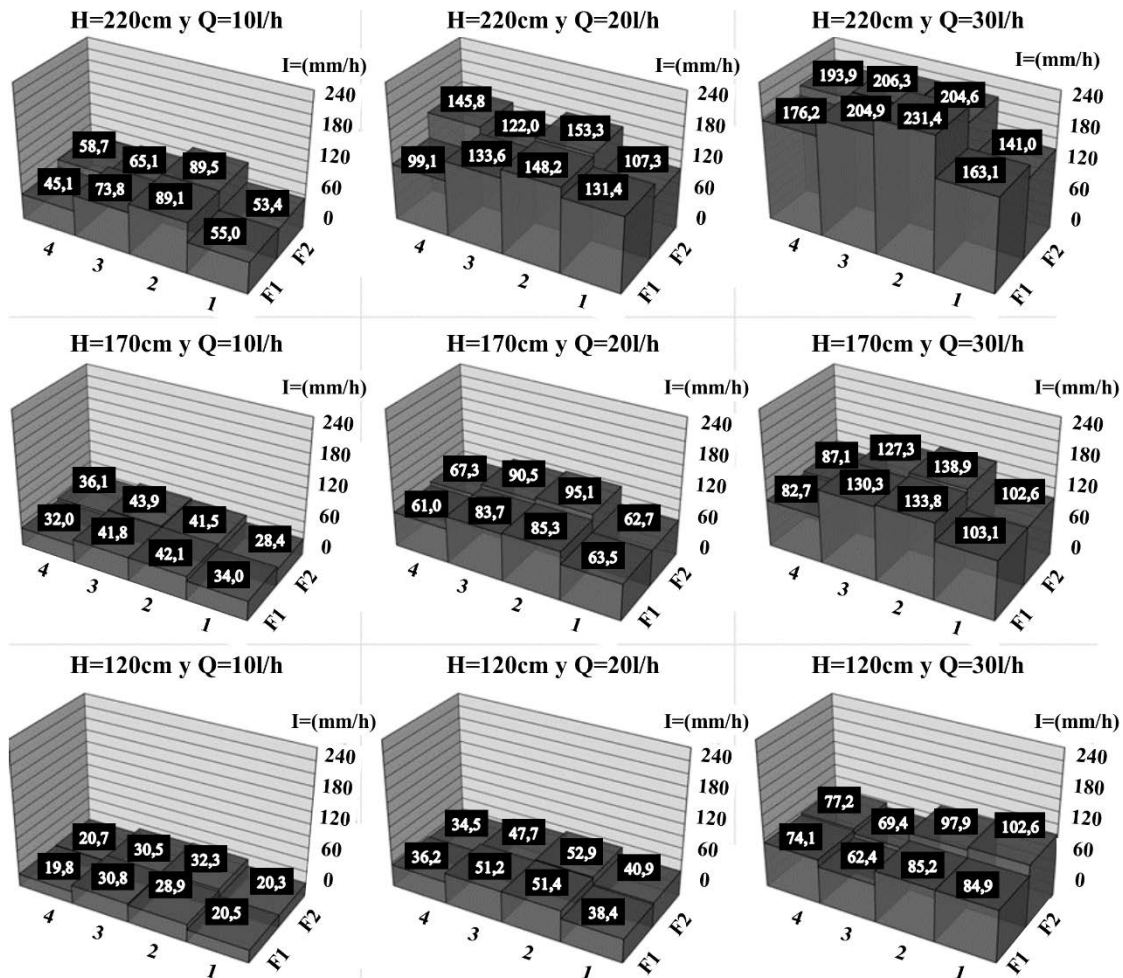


Figura 59: Gráficos de calibración del simulador de carga constante: Homogeneidad de precipitación en las 8 zonas en que se dividió la zona de ensayo

Además, se midió el tamaño de las gotas de agua producidas en cada escenario considerado en la calibración mediante el método de las bolitas de harina [169, 170] (*Flour pellet method*). El método consiste en exponer a la lluvia simulada, durante 10 segundos, una bandeja cubierta por una capa de 2cm de harina. Al impactar las gotas en la harina forman unas bolitas, cuyo peso una vez endurecidas es proporcional al tamaño de la gota de lluvia. Para determinar el tamaño de las gotas se requiere una calibración previa a través del pesado de bolitas de harina generadas por gotas con diámetros conocidos. En la investigación se utilizó la Ecuación 3 desarrollada por Asseline y Valentin [171]:

$$Dd = 13.18 \cdot Mp^{0.34}$$

3

Donde Dd es el diámetro de las gotas en milímetros y Mp es la masa de la bolita de harina en gramos. Los resultados de aplicar este método a los escenarios ensayados en la calibración se muestran en la Figura 60b.

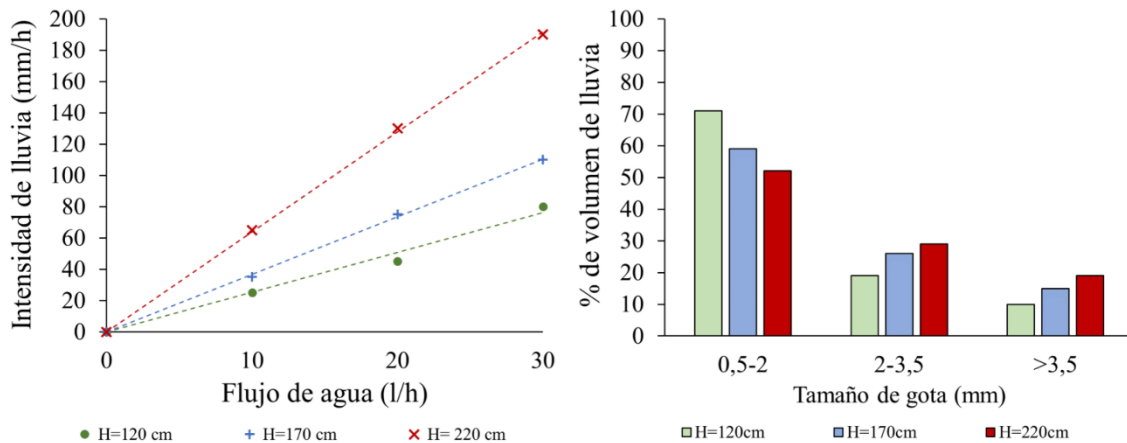


Figura 60: Gráficos de calibración del simulador de carga constante: (a) Intensidad de lluvia simulada y (b) tamaños de gota

3.4.2 Métodos experimentales relacionados con la calidad de agua

3.4.2.1 Medidor multi-paramétrico HACH HQ 40D: pH, Electro-Conductividad (EC) y Oxígeno Disuelto (OD):

El pH, la EC y el OD del agua constituyen medidas generales de la calidad del agua, y que resultan indicadores de los niveles de contaminación del agua. El pH es una medida del grado de acidez del agua, midiéndose en una escala sin unidades de 0 a 14, donde un pH=7 indica un agua neutra, y los valores menores y mayores indican acidez y basicidad respectivamente. La Electro-Conductividad es una medida de la facilidad de transmisión eléctrica en el fluido, y se relaciona con el contenido de iones catiónicos presente en solución en el agua. Su medida se realiza en (μ S/cm) y su valor está correlacionado con los Sólidos Disueltos presentes. El OD indica el contenido de oxígeno presente en el agua, y por tanto su variación esta inversamente correlacionada con los procesos consumidores de oxígeno y sus indicadores como la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO). La medida de estos parámetros se ha realizado

con un medidor multi-paramétrico portátil HACH HQ40D (Figura 61). Este medidor permite la medida del pH, Electro conductividad, Oxígeno Disuelto y temperatura de muestras acuosas. El dispositivo consta de 3 sondas, una de pH (Hach PHC30103), otra de electro-conductividad (Hach CDC401) y otra de oxígeno disuelto (Hach LDO10103), proporcionando estas dos últimas también mediciones de temperatura. La medida del pH se realiza de acuerdo a SM 4500-H+B [185] La EC de acuerdo a SM 2510B [185] y el OD por el método luminiscencia aprobado para medida del OD según la US. EPA [186].



Figura 61: Medidor multiparametrico Hach HQ 40D

El medidor dispone de memoria interna para el almacenamiento de los datos y su posterior procesamiento por medios informáticos. El medidor permite la medida simultánea de hasta 3 parámetros a través de la conexión de un máximo de 2 sondas. Las medidas realizadas con el medidor multiparamétrico se llevaron a cabo en el propio emplazamiento experimental, durante las 2 horas posteriores a la toma de muestras.

3.4.2.2 Sistema de filtración: Sólidos en Suspensión Totales (SST):

La medida de SST supone una cuantificación de la cantidad de partículas sólidas presentes en el agua con un tamaño superior a los 0.45 μm . Su valor representa un claro indicador de la contaminación por sólidos, y se puede correlacionar con otros contaminantes normalmente asociados a las partículas sólidas de la escorrentía. Para asegurar una calidad razonable del agua su valor no debería sobrepasar los 35 mg/l [109], siendo óptimo alcanzar valores por debajo de los 25mg/l. La medida de los Sólidos en

Suspensión Totales (SST) se realizó en el laboratorio de Drenaje Sostenible de la UC (SUDSLab) durante las 48 horas posteriores a la recogida de las muestras de agua. Los ensayos se realizaron por el método de filtración a través de filtros de fibra de vidrio, de acuerdo con la norma UNE-EN 872:2006 [187]. Para ese fin se empleó un equipo consistente en:

- Bomba de Vacío (Figura 62a)
- Desecador (Figura 62b)
- Rampa de filtración de acero inoxidable, con tres cuerpos porosos y embudos con 500ml de capacidad (Figura 62c).
- Capsulas de porcelana de 20 ml (Figura 62c)
- Báscula de precisión de 0.0001g (Figura 62d)
- Mtraz Kitasatos 2000ml (Figura 62e)
- Filtros de microfibra de vidrio de 47mm y tamaño de poro 0.45µm (Figura 62f).
- Estufa.

El procedimiento de medida consistió en introducir los filtros de fibra de vidrio en capsulas cerámicas numeradas, e introducir estas en estufa de secado a 105° con extracción durante 1 hora. Posteriormente se introdujeron las capsulas con los filtros en las urnas de desecado durante 30 minutos, tras lo que se pesaron con la báscula de precisión, anotando el valor de la pesada como peso inicial. Posteriormente se colocaron los filtros en los cuerpos porosos de la rampa de filtración, y se hicieron percolar muestras de 500 ml de agua a través de ellos por medio del sistema de filtrado. Los filtros se volvieron a colocar en sus respectivas capsulas y se introdujeron durante 2 horas en estufa de secado con extracción forzada a 105°. Posteriormente se colocaron en las urnas de desecado durante 30 minutos, se pesaron con la báscula de precisión y se anotó el valor de la pesada como peso final. El valor de los SST se obtuvo a través de la Ecuación 4.

$$SST (mg/l) = \frac{(Pi - Pf) \cdot 1000}{0,5} \quad 4$$

Donde Pi y Pf son los pesos inicial y final respectivamente.



Figura 62: Equipo de filtración de SST: (a) bomba de vacío, (b) Urna de desecado, (c) Rampa de filtración y (d) Báscula de precisión, (e) Matraz Kitastos y (f) Filtros de microfibra de vidrio

3.4.2.3 Turbidímetro HACH 2100Q: Turbidez

La turbidez es una medida del grado de pérdida de transparencia del agua debido a la presencia de partículas en suspensión. Una turbidez del agua alta, se relaciona con un alto contenido de partículas suspendidas. Para la medida de este parámetro de calidad del agua se ha usado un turbidímetro portátil HACH 2100Q (Figura 63). Este medidor realiza

la determinación turbidimétrica por el método de medida de la ratio entre una señal primaria nefelométrica de luz dispersa (90°) producida por una lámpara de filamento de Tungsteno, y la señal de luz dispersa transmitida en el fluido.

La medida de la turbidez se realiza de acuerdo al método EPA 180.1 [188]. El sistema óptico de dos detectores compensa el color de la muestra, la fluctuación de la luz, y la luz difusa, permitiendo obtener resultados fiables en un amplio rango de muestras. El rango de medidas del turbidímetro es de 0 a 1000 NTU, con una resolución de 0.01 NTU y una exactitud de $\pm 2\%$. La transferencia de datos no requiere de software adicional y se realiza a través de un módulo USB.



Figura 63: Turbidímetro HACH 2100Q

3.4.2.4 Analizador de hidrocarburos HORIBA OCMA-310: Hidrocarburos Totales del Petróleo (HTP)

El término hidrocarburos totales de petróleo (*Total Petroleum Hydrocarbons-TPH*) se usa para describir a un grupo extenso de varios cientos de sustancias químicas derivadas originalmente del petróleo crudo. En este sentido, los HTP son una mezcla de sustancias químicas. Debido al gran número de hidrocarburos involucrados en la contaminación de la escorrentía urbana, fruto de las variadas fuentes de contaminación existentes, generalmente no es práctico medir cada uno de ellos y se recurre a la medida del conjunto. La cantidad de HTP que se encuentra en una muestra sirve como indicador general del tipo de contaminación que existe en el sitio y es el paso previo a análisis más

detallados de hidrocarburos concretos como los Hidrocarburos Aromáticos Poli cíclicos (HAP).

La medición de los HTP se realizó con un analizador HORIBA OCMA 310 (Figura 64) en SUDSlab. Este dispositivo se basa en la medida de la absorción infrarroja de la muestra y de la comparación con una medida patrón predefinido. Para la extracción de los hidrocarburos del agua se emplea un disolvente específico (S-316) cuya composición química según fabricante es: clorotrifluoroetileno-telomero-policlorotrifluoroetileno.

El procedimiento de medida es similar al método descrito en EPA 418.1 [189], y recientemente concretado en la ASTM a través de ASTM D7066-04 [190]. Se introducen en el medidor, usando una jeringuilla, primero 10ml de disolvente, y después 20ml de muestra, se mezclan durante 30 segundos a 500 rpm y se deja reposar otros 30 segundos para que agua y disolvente se separen en dos fases. Se abre entonces la válvula de medida que conduce el disolvente junto con los hidrocarburos extraídos para su medida. El haz de infrarrojo empieza a funcionar obteniendo los valores a la absorción producida por los hidrocarburos presentes en la disolución con el disolvente, transformando dicha medida en un valor cuantitativo del contenido de hidrocarburos expresados en (mg/l). Se realizan tres medidas de cada muestra, limpiando y recalibrando el dispositivo al finalizar la batería de medidas.



Figura 64: Medidor de hidrocarburos HORIBA OCMA 310

3.4.3 Métodos estadísticos

3.4.3.1 Medidas descriptivas

Medidas de Tendencia Central

Son medidas que proporcionan información acerca de los valores centrales de la distribución de datos analizada. Las más usadas son: Media aritmética, la Media geométrica, y la Media armónica. En la presente tesis se ha empleado únicamente la media aritmética. Esta puede definirse como la suma de todos los datos dividida entre el total de ellos, esto es, si $X_1, X_2 \dots X_n$ son los datos, y n el número total de datos, la media aritmética, denotada $\bar{X}$, está dado por la Ecuación 5.

$$\bar{X} = \frac{\sum_{i=1}^n X_i}{n} \quad 5$$

Medidas de posición

Las medidas de posición facilitan información sobre la serie de datos, dividiendo la distribución en partes iguales y estudiando el porcentaje de datos que se encuentran por encima o debajo del valor reflejado por la medida de posición. Las más utilizadas son los Cuartiles, Deciles y Percentiles, aunque en la presente tesis únicamente se han empleado principalmente los cuartiles.

Los cuartiles son valores que dividen una muestra de datos en cuatro partes iguales. Cada parte en que se divide la distribución se denomina cuartil y se notan por Q_i ($i=1 \dots 4$), estando contenido en cada uno de ellos el 25% de los valores de la serie. Así el primer cuartil (Q_1) contiene el primer 25% de los valores de la serie. Para su obtención se ordenan los datos de la serie (n) de menor a mayor y a partir de esa lista se obtienen los cuartiles aplicando la Ecuación 6.

$$Q_i = \frac{i \cdot (n + 1)}{4} \quad 6$$

Siendo el valor de Q_i la posición que ocupa en la lista de observaciones ordenadas, la que constituye el límite del cuartil estudiado. Un caso especial lo constituye el segundo cuartil (Q_2), también llamado Mediana, y que contiene el primer 50% de los valores de la

muestra. Al dividir la serie en dos partes iguales, se le considera una medida de posición central de la serie.

Medidas de dispersión

Este tipo de medidas sirven para poder obtener información sobre la variabilidad o dispersión de los datos. Las medidas de esta clase empleadas en el análisis de los datos obtenidos durante el desarrollo de esta tesis han sido fundamentalmente el Rango, el Rango inter-cuartil y la Desviación típica.

El Rango es la diferencia existente entre el valor máximo y mínimo de la muestra, viene dado por la Ecuación 7 y se denota con la letra R.

$$R = N_{max} - N_{min} \quad 7$$

El Rango Inter-cuartil representa la variabilidad del 50% central de la muestra, se denota por Q y viene dado por la Ecuación 8.

$$Q = Q_3 - Q_1, \quad 8$$

Donde Q_3 es el tercer cuartil y Q_1 el primer cuartil.

Finalmente, la Desviación Estándar o típica, que se emplea para representar la dispersión de la distribución en caso de trabajar con la media aritmética como medida de tendencia central representativa. La desviación típica se nota por S y viene dada por la Ecuación 9.

$$S = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2}{n - 1}} \quad 9$$

3.4.3.2 Representación gráfica de distribuciones: Diagramas de cajas

Un diagrama de caja, también conocido como diagrama de caja y bigotes, es un gráfico que está basado en cuartiles y mediante el cual se visualiza la distribución de un conjunto de datos. Esta forma de representación gráfica ofrece información acerca de los valores máximo y mínimo, de la mediana y los cuartiles Q_1 y Q_3 , del Rango Inter-cuartil

(Q) y del Rango (R), de los valores atípicos y de la simetría de la distribución. La estructura e interpretación del diagrama de caja se muestra en la Figura 65.

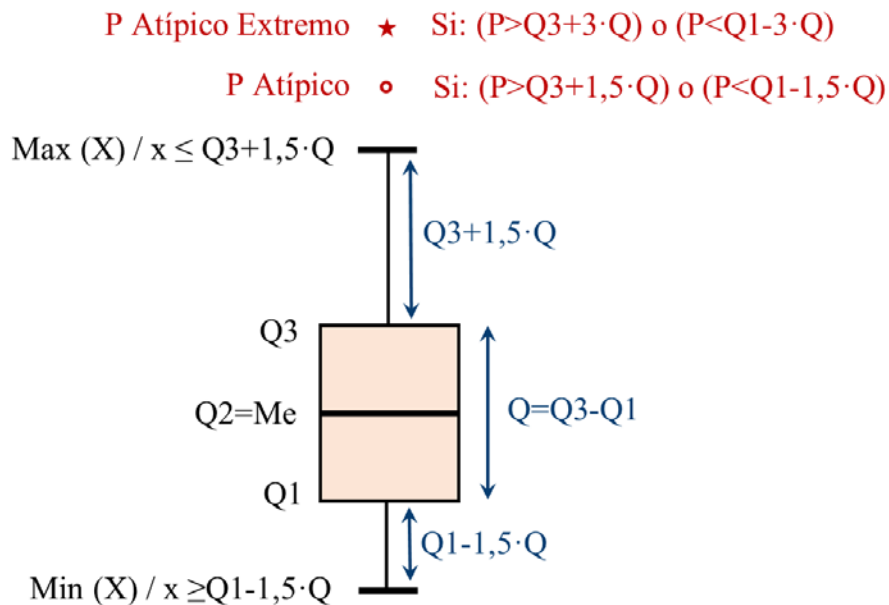


Figura 65: Descripción de los valores representados en los diagramas de cajas

3.4.3.3 Contrastes de hipótesis

Las pruebas o contrastes de hipótesis, tienen como objeto principal evaluar suposiciones acerca de los valores estadísticos de la población, denominados parámetros. Para tomar una decisión se plantean hipótesis estadísticas acerca de la característica o características a estudiar en una población determinada. Algunas hipótesis son formuladas con el fin de rechazarlas de acuerdo con el análisis estadístico, llamándose hipótesis nulas (H_0), y otras, las hipótesis alternativas (H_a), son todas aquellas hipótesis que difieren de la hipótesis nula, siendo por tanto H_0 y H_a mutuamente excluyentes y complementarias.

Nivel de Significancia

Se entiende por nivel de significancia, a la máxima probabilidad que se especifique para aceptar o rechazar una hipótesis con el fin de hacer mínimo el error tipo I. El nivel de significancia se simboliza por α adoptando generalmente valores desde 0.01 hasta 0.1, pero siendo usual el uso del valor 0.05 (equivalente a un 95% de nivel de confianza). El valor del nivel de significancia corresponde a un área bajo la curva de

probabilidad o normal, denominada región crítica o zona de rechazo. En las pruebas unilaterales se toma el valor total de α , mientras que para las pruebas bilaterales se toma la mitad ($\alpha/2$) en cada extremo. La región no cubierta por el nivel de significancia, se denomina zona de aceptación o de no rechazo.

El p-Valor

Es la probabilidad de que el estadístico de prueba adopte un valor al menos tan extremo como el valor observado cuando H_0 es verdadera. Representa el nivel de significación más bajo al cuál el valor observado del estadístico de prueba es significativo. Mientras menor sea el p-valor, menor probabilidad habrá de observar tal valor extremo y el resultado será más significativo. Para la decisión estadística se compara el p-valor con el valor del nivel de significancia α , si el primero es menor que el segundo se rechaza H_0 , en caso contrario se acepta. El p-valor, muchas veces se denomina también Significancia de la prueba, y se nota por (Sig.).

Pruebas de bondad de ajuste: análisis de normalidad

Las pruebas de bondad de ajuste se emplean para determinar si los datos observados se distribuyen según una distribución de forma conocida. Estas pruebas han sido empleadas para conocer si la distribución de datos muestral se adecúa a una distribución normal, lo que permite la aplicación de técnicas paramétricas, o por el contrario los datos no son normales y por tanto requieren el uso de técnicas no paramétricas. Dependiendo de los datos muestrales se han empleado dos tipos de pruebas: la prueba de Kolmogorov-Smirnov (KS) y la prueba de Shapiro-Wilk.

Prueba de Kolmogorov-Smirnov

La prueba de Kolmogorov-Smirnov [191] normalmente se aplica para distribuciones con tamaños muestrales elevados, no recomendándose su uso para muestras inferiores a 30 individuos.

Hipótesis a contrastar:

H_0 : Los datos analizados siguen una distribución de tipo K

H_1 : Los datos analizados no siguen una distribución de tipo K

El estadístico de contraste viene dado por la Ecuación 10.

$$D = \sup_{1 \leq i \leq n} |\hat{F}_n(x_i) - \hat{F}_0(x_i)| \quad 10$$

Donde:

- X_i es el i -ésimo valor observado en la muestra (cuyos valores se han ordenado previamente de menor a mayor).
- $\hat{F}_n(x_i)$ es un estimador de la probabilidad de observar valores menores o iguales que x_i .
- $\hat{F}_0(x_i)$ es la probabilidad de observar valores menores o iguales que x_i cuando H_0 es cierta.

El criterio para la toma de la decisión entre las dos hipótesis será de la forma:

- Si $D \leq D_\alpha \Rightarrow$ Aceptar H_0 .
- Si $D > D_\alpha \Rightarrow$ Rechazar H_0 .

Siendo α el nivel de significación del contraste, y estando el valor D_α tabulado en función del tipo de distribución a contrastar y el nivel de significación del contraste.

Prueba de Shapiro-Wilk

La prueba de Shapiro–Wilk [192] es un contraste de ajuste que presenta la ventaja de no necesitar los parámetros de la distribución, por lo que estos no tienen por qué ser conocidos, y que es un método adecuado para muestras pequeñas ($N < 50$).

Hipótesis a contrastar:

H_0 : Los datos analizados siguen una distribución de tipo K

H_1 : Los datos analizados no siguen una distribución de tipo K

El estadístico de contraste viene dado por la Ecuación 11.

$$W = \frac{(\sum_{i=1}^n a_i x_{(i)})^2}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad 11$$

Donde $x_{(i)}$ es el número que ocupa la i -ésima posición de la muestra una vez que los datos han sido ordenados de menor a mayor, y $\bar{x}$ es la media muestral. Las variables a_i se calculan a partir de la Ecuación 12.

$$(a_1 \dots a_n) = \frac{m \times V^{-1}}{\sqrt{(m \times V^{-1} \cdot V^{-1} \cdot m)}} \quad 12$$

Donde $m=(m_1\dots m_n)$ y V es la matriz de covarianzas de ese estadístico de orden.

El valor de W oscila entre 0 y 1, y la hipótesis nula se rechazará cuando el valor de W sea muy bajo. La zona de aceptación para H_0 está formada por todos los valores del estadístico de prueba W menores al valor esperado $W_{(1-\alpha;n)}$.

Análisis de la homogeneidad de varianzas (homocedasticidad): Prueba de Levene

El análisis de la homogeneidad de varianzas es de gran importancia en el análisis estadístico ya que proporciona información acerca de la dispersión de la muestra respecto al estadístico central. Además, resulta un análisis crítico para la toma de decisión acerca de la aplicación de ciertas técnicas estadísticas paramétricas y no paramétricas. Para llevar a cabo el análisis de homogeneidad de varianza existen diferentes técnicas y métodos que incluyen: El test-F, el test de Bartlett, el test de Levene, el test de Brown-Forsyth o el test de Fligner-Killeen. En la presente tesis doctoral se ha empleado el test de Levene para analizar la homogeneidad de varianzas de las variables analizadas por su potencia y simplicidad de aplicación.

La prueba de Levene [193] es una prueba estadística inferencial que estudia la homogeneidad de la varianza poblacional de dos o más poblaciones y permite la comparación con diferentes estadísticos centrales como la mediana, cuestión fundamental en caso de distribuciones no normales.

Hipótesis a contrastar

H_0 : Varianzas poblacionales iguales

H_a : Varianzas poblacionales distintas

Estadístico de contraste (W) se obtiene a partir de (Ecuación13):

$$W = \frac{(N - k)}{(k - 1)} \quad 13$$

Donde k es el número de diferentes grupos a los que pertenecen los casos muestreados y N es el número total de casos en todos los grupos.

Pruebas paramétricas

Prueba T para 2 muestras independientes

La prueba T para dos muestras independientes [194] permite contrastar hipótesis referidas a la diferencia entre dos medias independientes. Es una prueba paramétrica, por lo que requiere trabajar con distribuciones normales para ser de aplicación. Se tienen dos poblaciones normales, con medias μ_1 y μ_2 , de cada una de las cuales se selecciona una muestra aleatoria. Tras esto, se usan las medias muestrales $\bar{X}_1$ y $\bar{X}_2$ para contrastar la hipótesis de que las medias poblacionales μ_1 y μ_2 son iguales. La prueba T que permite contrastar esta hipótesis de igualdad de medias resulta de la tipificación de la diferencia entre las dos medias muestrales que se obtiene restando a esa diferencia su valor esperado en la población y dividiendo el resultado por el error típico de la diferencia (Ecuación 14):

$$T = \frac{(\bar{X}_1 - \bar{X}_2) - (\mu_1 - \mu_2)}{\theta_{\bar{X}_1 - \bar{X}_2}} \quad 14$$

El estadístico T tiene dos versiones que se diferencian en la forma concreta de estimar el error típico. Si se suponen varianzas poblacionales iguales se puede estimar esa única varianza poblacional σ^2 utilizando una combinación ponderada de las varianzas muestrales. Con esta estimación se obtiene el error típico de la diferencia. Procediendo de esta manera, el estadístico T resultante se distribuye según el modelo de probabilidad t de Student con n_1+n_2-2 grados de libertad.

ANOVA de un factor

El análisis de varianza (ANOVA) [195, 196] de un factor es una prueba paramétrica de contraste de hipótesis que sirve para comparar varios grupos en una variable cuantitativa. A la variable cualitativa que define los grupos que se quiere comparar se la llama independiente (VI) o factor. A la variable cuantitativa en la que se busca comparar los grupos se la denomina dependiente (VD). Los datos deben ser independientes, ajustarse a una distribución normal, y presentar homogeneidad de varianzas (homocedasticidad) para que pueda aplicarse esta técnica de contraste.

La hipótesis que se pone a prueba en el ANOVA de un factor es que las medias poblacionales son iguales. La estrategia para poner a prueba la hipótesis de igualdad de medias consiste en obtener el estadístico F , que refleja el grado de similitud que existe entre las medias comparadas. El numerador del estadístico F es una estimación de la varianza poblacional basada en la variabilidad existente entre las medias de cada grupo. El denominador del estadístico F es también una estimación de la varianza poblacional, pero basada en la variabilidad existente dentro de cada grupo como se muestra en la Ecuación 15.

$$F = \frac{\theta_1^2}{\theta_2^2} = \frac{n \cdot \theta_{\bar{x}}^2}{\bar{S}_j^2} \quad 15$$

Si las poblaciones muestreadas son normales y sus varianzas son iguales, el estadístico F se distribuye según el modelo de probabilidad F de Fisher-Snedecor. Si el nivel crítico asociado al estadístico F es menor al nivel de significancia, se puede rechazar la hipótesis de igualdad de medias y concluir que no todas las medias poblacionales comparadas son iguales.

El estadístico F del ANOVA únicamente permite contrastar la hipótesis general de que los promedios comparados son iguales. Al rechazar esa hipótesis, se desconoce dónde se encuentran las diferencias. Para saber qué media difiere de qué otra se pueden emplear dos procedimientos: realizar sucesivas pruebas T apareadas entre los diferentes conjuntos de datos, pudiendo así incurrir en errores de tipo I, o bien emplear los llamados contrastes *a posteriori* o post-hoc. Estas comparaciones permiten efectuar varios contrastes controlando la aparición de errores estadísticos tipo I al tomar varias decisiones. Las comparaciones post-hoc realizadas en las pruebas ANOVA llevadas a cabo en la tesis doctoral se han realizado mediante el procedimiento de Tukey (1953), también llamado método de la diferencia honestamente significativa de Tukey (*Tukey HSD*). Es uno de los métodos de mayor aceptación, y que mejor controla la aparición de errores estadísticos, razón por la cual ha sido empleado en los análisis realizados.

ANOVA factorial

Los modelos factoriales de análisis de varianza sirven para evaluar el efecto individual y conjunto de dos o más factores sobre una variable dependiente cuantitativa.

El modelo supone que las poblaciones se distribuyen según una normal y que presentan homogeneidad de varianzas. También supone que las observaciones han sido aleatoriamente seleccionadas y que, por tanto, son independientes entre sí.

Un ANOVA factorial [195, 196] permite estudiar más de un factor en un mismo diseño, permitiendo asimismo analizar la interacción entre los factores. En un análisis de varianza factorial existe una hipótesis nula por cada factor y por cada posible combinación de factores:

- La hipótesis nula referida a un factor afirma que las medias de las poblaciones definidas por los niveles del factor son iguales.
- La hipótesis referida al efecto de una interacción afirma que tal efecto es nulo.

Para contrastar estas hipótesis, el ANOVA factorial se sirve de estadísticos F basados en la lógica expuesta para el modelo ANOVA de un factor. Para cada efecto existe una hipótesis y para cada hipótesis un estadístico F que permite contrastarla. Y al igual que en el ANOVA de un factor, el nivel crítico asociado a cada estadístico F permite decidir si se debe rechazar una hipótesis.

Si alguno de los estadísticos F correspondientes a los efectos principales resulta significativo, se pueden realizar comparaciones post-hoc o *a posteriori* para determinar que medias difieren. Los procedimientos para llevar a cabo las comparaciones post-hoc son similares a los descritos para el ANOVA de un factor, habiéndose usado en este caso también el procedimiento de Tukey.

Pruebas no paramétricas

En la estadística no paramétrica, a diferencia de lo que sucede en la paramétrica, lo que interesa es comparar distribuciones y no parámetros. Los supuestos empleados en la estadística paramétrica muchas veces no se pueden satisfacer en la práctica. La solución para estos casos es el empleo de la Estadística no paramétrica. Como su poder discriminador es inferior, siempre que sea posible, conviene usar modelos paramétricos antes que los no paramétricos, por su mayor sensibilidad para detectar diferencias significativas entre poblaciones.

Prueba U de Mann-Whitney para dos muestras independientes

La prueba U de Mann-Whitney [174], también llamada prueba de Mann-Whitney-Wilcoxon, es una prueba no paramétrica aplicada a dos muestras independientes para comprobar si han sido tomadas de la misma población. Es el modelo no-paramétrico más potente para comparar dos muestras cuando no son apareadas. Es para el caso donde se tiene dudas acerca de la verificación de los supuestos que piden las pruebas paramétricas alternativas (Normalidad y homocedasticidad) o en el caso de que las medidas sean ordinales. La hipótesis de trabajo (H_0), es que ambas muestras provienen de la misma población, mientras que la hipótesis alternativa (H_a) es que ambas muestras provienen de poblaciones distintas. El estadístico U a partir del cual se toma la decisión de aceptar o rechazar la hipótesis nula se calcula a partir de las Ecuaciones 16 y 17.

$$U_1 = n_1 \cdot n_2 + \frac{n_1 \cdot (n_1 + 1)}{2} - \sum R_1 \quad 16$$

$$U_2 = n_1 \cdot n_2 + \frac{n_2 \cdot (n_2 + 1)}{2} - \sum R_2 \quad 17$$

Donde n_1 y n_2 son los tamaños respectivos de cada muestra; R_1 y R_2 es la suma de los rangos de las observaciones de las muestras 1 y 2 respectivamente. El estadístico U se define como el mínimo valor de U_1 y U_2 . El p-valor se obtiene por aproximación a la normal, $Z(0, 1)$, dada por:

$$Z = \frac{(U - m_U)}{\sigma_U} \quad 18$$

Prueba H de Kruskal Wallis para K muestras independientes

La prueba de Mann-Whitney para dos muestras independientes fue extendida al caso de más de dos muestras por Kruskal y Wallis [197]. La situación que permite resolver esta prueba es similar a la estudiada en el ANOVA de un factor completamente aleatorizado. Considerando J muestras aleatorias e independientes de tamaños $n_1, n_2, \dots, n_J$ extraídas de la misma población o de J poblaciones idénticas. Si n es el conjunto total de observaciones ($n = n_1 + \dots + n_J$), y asignando rangos desde 1 hasta n a ese conjunto de observaciones obtienen Las ecuaciones 19 y 20.

$$R_j = \sum_{i=1}^{n_j} R_{ij} \quad 19$$

$$\overline{R_j} = \frac{R_j}{n_j} \quad 20$$

Donde R_{ij} son los rangos asignados a las observaciones i de la muestra j , y R_j es la suma de los rangos asignados a las n_j observaciones de la muestra j ,

Bajo la hipótesis nula de que los J promedios poblacionales son iguales, el estadístico H se distribuye según el modelo de probabilidad chi-cuadrado, con $J-1$ grados de libertad de acuerdo a la Ecuación 21.

$$H = \frac{12}{n \cdot (n + 1)} \cdot \sum_{j=1}^J \frac{R_j^2}{n_j} - 3 \cdot (n + 1) \quad 21$$

3.4.3.4 *Análisis de regresiones y correlaciones*

El análisis de la existencia de algún grado de asociación entre las variables observadas y medidas resulta en muchos casos esencial en el proceso investigador para estudiar la relación existente entre las observaciones realizadas y para intentar predecir o tener indicios del comportamiento de una variable a través de la medición u observación de otra. Existen dos tipos de análisis que miden la asociación entre dos variables en estudio: el estudio de correlaciones y el análisis de regresiones.

Análisis de correlación: Correlación Lineal Simple

En un análisis de correlación se estudia la asociación entre variables cuantitativas con el fin de dar medida de esta asociación sin distinguir entre variables dependientes e independientes. Si solo participan dos variables la correlación es simple, si participan más de dos es múltiple. Para medir la correlación se utilizan varios coeficientes de correlación, aunque el más comúnmente usado es el coeficiente de correlación lineal de Pearson (r) (Ecuación 22). Este coeficiente es una medida de la relación lineal existente entre dos variables aleatorias cuantitativas. El coeficiente toma los valores entre -1 y 1 . Si $r > 0$, la correlación es positiva; si $r < 0$ la correlación es negativa; si $r = 0$ las variables están incorrelacionadas. Cuanto mayor es el valor absoluto de r , mayor es el grado de asociación entre las variables. Para el cálculo de r se emplea la Ecuación 22.

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n X_i \cdot Y_i - (\sum_{i=1}^n X_i) \cdot (\sum_{i=1}^n Y_i)}{([n \cdot \sum_{i=1}^n X_i^2 - (\sum_{i=1}^n X_i)^2] \cdot [n \cdot \sum_{i=1}^n Y_i^2 - (\sum_{i=1}^n Y_i)^2])} \quad 22$$

Donde X_i e Y_i son cada una de las parejas de valores correspondientes a cada medida o individuo en el análisis.

Por otro lado, el coeficiente de correlación de Spearman (ρ), es una alternativa no paramétrica para la medida de la correlación o asociación entre dos variables. El coeficiente de correlación de Spearman, al igual que el de Pearson, toma los valores comprendidos entre -1 y +1 y responde a la Ecuación 23.

$$\rho = 1 - \frac{6 \cdot \sum D^2}{N \cdot (N^2 - 1)} \quad 23$$

Donde D es la diferencia entre los correspondientes estadísticos de orden ($x-y$) y N es el número de parejas de datos.

Análisis de la regresión: Regresión lineal

La representación gráfica de la correlación entre dos variables da lugar a la ecuación de regresión que describe matemáticamente el comportamiento de una variable en función de otra. Se parte de una variable independiente (X), para predecir una variable dependiente (Y), siendo ambas cuantitativas continuas, a través de una ecuación definida por $Y = F(x)$. Si la función es de la forma $Y = \alpha + \beta x$, se trata de una regresión lineal y a la representación de la ecuación de regresión se le denomina recta de regresión. El criterio empleado para obtener la recta de regresión es el de ajuste por mínimos cuadrados.

El coeficiente de determinación (R^2) es un estadístico cuya función es determinar la calidad del modelo propuesto para explicar la relación entre dos o más variables. En el caso de un análisis de regresión lineal simple, el coeficiente de determinación se calcula como el cuadrado del coeficiente de correlación lineal de Pearson (ECUACIÓN), por lo que adopta los valores comprendidos entre 0 y 1. Este coeficiente indica la variación en Y debido a su relación con X , es decir en cuanto explica X la variabilidad en Y porcentualmente. Por tanto, el valor del coeficiente de determinación multiplicado por 100 indica el % de explicación de una variable en función de la otra. El coeficiente de determinación en el caso de regresión lineal simple se calcula de acuerdo a la Ecuación 24.

$$R^2 = r^2 = \frac{\sigma_{xy}^2}{\sigma_x^2 \sigma_y^2} \quad 24$$

Donde:

σ_{xy}^2 es la covarianza de (X, Y)

σ_x^2 es la desviación típica de X

σ_y^2 es la desviación típica de Y

Análisis de regresión: Regresión no lineal

En ocasiones el modelo lineal no logra un coeficiente de determinación apropiado, ya que la dependencia entre la variable de respuesta y la predictora frecuentemente no es lineal. En esos casos es útil introducir términos polinómicos para ayudar a explicar la variación de la variable de respuesta analizada. Las funciones polinómicas (Ecuación 25) presentan gran flexibilidad de formas, incluso al añadir un solo término cuadrático, dependiendo de los signos de los términos lineales y cuadrático.

$$y = a_0 + a_1x + a_2x^2 + \dots + a_n \cdot x^n \quad 25$$

Para la resolución del problema se derivan respecto a cada uno de los coeficientes ($a_0 \dots a_n$), plateándose un sistema de n ecuaciones que conforma la matriz de cálculo. Aplicando a dicha matriz los pares de valores conocidos y el método de eliminación de Gauss-Jordan, se obtiene la ecuación final que define el sistema.

En otras ocasiones, se observa un comportamiento que puede considerarse potencial o logarítmico. El método para resolver esta situación se basa en la linealización de la Ecuación 26.

$$y = a + b \cdot \log(x) \quad 26$$

De este modo, haciendo un cambio de variable de $z = \log(x)$, tendremos una regresión lineal de Z sobre Y, cuyos coeficientes se obtendrían, a partir de la Ecuación 27 y la Ecuación 28.

$$a = \frac{\sum \log(x) \cdot y - \bar{y} \cdot \sum \log(x)}{\sum (\log(x))^2 - \overline{\log(x)} \cdot \sum \log(x)} \quad 27$$

$$b = \bar{y} - (a \cdot \overline{\log(x)}) \frac{\sum \log(x) \cdot y - \bar{y} \cdot \sum \log(x)}{\sum (\log(x))^2 - \overline{\log(x)} \cdot \sum \log(x)} \quad 28$$

3.4.4 Síntesis de métodos generales usados en la investigación

A continuación, se recogen en la Tabla 9 los métodos generales empleados para monitorizar y analizar los SUDS estudiado en cada uno de los artículos que forman el compendio de artículos.

Tabla 9. Resumen de los métodos generales empleados en cada artículo

EQUIPOS Y MÉTODOS	Artículo 1	Artículo 2	Artículo 3	Artículo 4	Artículo 5
Permeámetro LCS	X	X			
Permeámetro EN ICP	X				X
Simulador de CV				X	
Simulador de CC					X
Sonda Multiparamétrica	X		X		
Turbidímetro	X		X		
Sistema de filtración	X		X		
Analizador de HC	X		X		
A. de distribución	X	X	X	X	X
A. de normalidad	X	X	X	X	X
A. de homocedasticidad	X	X	X	X	X
Contrastes de hipótesis	X	X	X	X	X
Análisis de correlación	X	X			
Técnicas de regresión				X	

3.5 MÉTODOS USADOS EN CADA ARTÍCULO

3.5.1 Artículo 1: *Water quality and quantity assessment of pervious pavements performance in experimental car park areas*

El principal objetivo de esta publicación fue comparar, en términos de cantidad y calidad del agua efluente, el funcionamiento de diferentes estructuras de firmes permeables, configuradas con diferentes materiales de construcción, con el objetivo de determinar su influencia en el comportamiento de estos sistemas. Para ello se utilizaron tres aparcamientos experimentales de firmes permeables ya existentes:

- Aparcamiento experimental del Parque de Las Llamas en Santander
- Aparcamiento Experimental en el Palacio de Deportes de La Guía en Gijón
- Aparcamiento experimental del Parque Científico Tecnológico en Gijón

Todas las zonas de parking se encuentran en el norte de España, en la banda situada entre la cordillera Cantábrica y el Mar Cantábrico, zona correspondiente con una clasificación climática Cfb según la clasificación de Koppen [198]. La zona se caracteriza por unas temperaturas medias en el entorno de los 15°C y unas precipitaciones anuales que rondan los 1000mm. Además, los niveles de ocupación de las plazas de aparcamiento son muy similares, rondando el 100% de ocupación durante la mayor parte del año, permitiendo de este modo comparar los resultados obtenidos en todos los emplazamientos experimentales.

Para valorar la calidad del agua de efluente se estudiaron indicadores de la calidad general de las aguas, y aquellos parámetros fisicoquímicos relevantes de acuerdo a las exigencias recogidas en el RD 1620/2007 [109] para el uso de aguas regeneradas: SST, Turbidez, HTP, OD, pH y EC (ver 3.4.2). Los datos recogidos, en todos los casos, fueron con una frecuencia mensual, y fruto de las analíticas realizadas sobre 3 muestras de agua de 1 Litro de volumen tomadas de la tubería de fondo de cada plaza de aparcamiento experimental. La monitorización de los diferentes emplazamientos tuvo una duración distinta: los datos de Las Llamas corresponden a 23 meses, los de La Guía a 12 meses y los del Parque Tecnológico de Gijón a 15 meses.

Por otro lado, la evaluación de los aspectos relacionados con los volúmenes de agua y la capacidad de infiltración se realizó mediante el uso de dos dispositivos que permiten su utilización en campo sobre superficies de pavimentos ya construidos: El Permeámetro LCS y el Infiltrómetro Cántabro Portátil (ICP).

Finalmente, los datos obtenidos fueron estadísticamente analizados mediante análisis de distribuciones, estudios de correlaciones y estadística no paramétrica para muestras independientes (test U de Mann-Whitney y test H de Kruskal-Wallis). Todos los análisis estadísticos fueron realizados con un nivel de confianza del 95%, teniendo por tanto un nivel de significancia de 0,05.

3.5.2 Artículo 2: *Field Study of Infiltration Capacity Reduction of Porous Mixture Surfaces*

El objetivo de esta segunda investigación, como continuación de la primera, fue determinar en detalle el comportamiento hidráulico de las diferentes superficies porosas continuas, hormigón poroso y asfalto poroso, en el largo plazo y estudiar posibles diferencias en su comportamiento. Para ello, se realizaron medidas de la permeabilidad *in-situ* con el permeámetro LCS [111] en las plazas con superficie de hormigón poroso y asfalto poroso del aparcamiento experimental del Parque de Las Llamas (Santander) tras 5 años de uso y sin que hubiese mediado ningún mantenimiento. Se monitorizaron 9 plazas de aparcamiento con superficie de HPMP y otras 9 plazas con superficie de MB PA12. Los valores de permeabilidad medidos se clasificaron de acuerdo a los valores recogidos en la Tabla 10 [125].

Tabla 10. Criterio para definir la permeabilidad medida con el permeámetro LCS.

TIEMPO (seg)	PERMEABILIDAD (cm/s)	RANGO
< 50	> 0,50	Nueva
50 – 100	0,25 – 0,50	Alta
100 – 200	0,13 – 0,25	Media
> 200	< 0,13	Pobre

Las medidas de permeabilidad se realizaron en 9 puntos diferentes de cada plaza con el objetivo de determinar la posible influencia de las cargas estáticas, y de las rodadas de los vehículos, en la pérdida de capacidad de infiltración. En la Figura 66 se muestra el

detalle del aparcamiento experimental, las plazas monitorizadas y la zonificación de las medidas realizadas.



Figura 66: (Arriba) Aparcamiento experimental y esquema de las plazas monitorizadas y (Abajo) zonificación de las plazas para medidas de permeabilidad y foto de la medición de la permeabilidad en una de las plazas.

Los valores medidos se promediaron para cada plaza y para cada zona en que se dividieron las plazas. Se usaron como valores de referencia de las medidas realizadas con el aparcamiento recién construido y se compararon con los valores obtenidos tras 5 años de uso para valorar los efectos que la colmatación había producido en la pérdida de permeabilidad. Finalmente, los datos obtenidos se analizaron estadísticamente mediante análisis de distribución y usando contrastes de hipótesis basados en estadística no paramétrica para determinar la existencia de diferencias significativas en las medidas realizadas en diferentes zonas de las plazas y para las dos superficies porosas analizadas.

3.5.3 Artículo 3: *Comparative analysis of the outflow water quality of two sustainable linear drainage systems.*

El objetivo principal de esta publicación fue caracterizar la calidad del agua efluente de tres sistemas diferentes de drenaje lineal usados en los márgenes de las infraestructuras viales. Los sistemas monitorizados fueron dos sistemas SUDS: una cuneta verde y un dren filtrante; y una cuneta de hormigón convencional. En ellos se midió la calidad del agua durante 24 meses, realizando análisis de pH, OD, EC, Turbidez, SST y HTP. Los equipos y métodos empleados se enumeran en la Tabla 11 (ver 3.4.2).

Tabla 11. Parámetros de calidad medidos, método de medida y precisión de las lecturas

Parámetro	Unidades	Método	Equipo	Límites de detección
HTP	mg/l	EPA 418.1 y ASTM D7066-04	Analizador de hidrocarburos HORIBA OCMA-310 y disolvente S-316	0,1mg/l
OD	mg/l	40 CFR 136	Medidor multiparametrico	0,01mg/l
pH	-	SM 4500-H+B	HACH HQ 40D con las sondas LDO10103, CDC401	0,01
EC	µS/cm	SM 2510 B	PHC30103	1µS/cm
SST	mg/l	UNE-EN 872:2006	Equipo de filtración de SST	0,1mg/l
Turbidez	NTU	US-EPA 180.1	Turbidimetro HACH 2100 P	1NTU

Para los análisis de calidad de aguas, se recogieron mensualmente tres muestras de un litro de volumen del efluente de cada uno de los sistemas de drenaje lineal a través de la arqueta de monitorización, analizándose posteriormente su calidad, bien en campo o en laboratorio dependiendo del ensayo (ver 3.4.2). Previamente a la toma de muestras, el agua almacenada en las arquetas se removió durante 30 segundos a velocidad constante mediante métodos mecánicos con el objetivo de re-suspender las partículas depositadas en el fondo de la cámara de almacenamiento y que las analíticas de calidad reflejasen la contaminación real existente. Una vez terminada la toma de muestras mensual, la cámara de almacenamiento se limpió y vació de modo de evitar posibles interferencias sobre las medidas realizadas en ulteriores tomas de muestras.

Los resultados de calidad de agua efluente, se relacionaron con los datos de precipitación de la última lluvia producida de acuerdo a la estación meteorológica de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) situada en la ciudad de Oviedo (Estación 1249I). Los eventos de lluvia monitorizados se seleccionaron con la intención de cubrir

un amplio espectro de características pluviométricas, y poder tener una panorámica del funcionamiento de los sistemas en diferentes condiciones de uso.

Los datos obtenidos fueron estadísticamente analizados mediante análisis de distribuciones, y pruebas de contrastes de hipótesis no paramétricas con el objetivo de evaluar la existencia de diferencias significativas entre los diferentes sistemas analizados en los diferentes parámetros de funcionamiento medidos.

3.5.4 Artículo 4: *Laboratory Study on the Stormwater Retention and Runoff Attenuation Capacity of Four Permeable Pavements.*

El objetivo de esta publicación fue ampliar el conocimiento del funcionamiento hidráulico de las estructuras de firmes permeables, estudiando más en detalle los puntos de interés identificados en los ensayos de campo realizados en el primer artículo que constituye el compendio. Para ello se constituyeron en laboratorio 4 secciones de firmes permeables, combinando dos materiales superficiales con dos materiales de sub-base. Las secciones se constituyeron con contenedores cilíndricos con una superficie de 0,05m² y perforados en el fondo para permitir la recogida del agua efluente.

Como capas superficiales se escogieron dos tipologías pertenecientes a diferentes grupos de superficies. Por un lado, como representativos de los pavimentos de puesta en obra continua, se seleccionó el aglomerado bituminoso poroso tipo PA-12, con un 20% de huecos. Por otro lado, como pavimento de puesta en obra discontinua, se seleccionó un pavimento constituido por adoquines con ranuras permeables entre ellos. Como material de base se usó árido calizo de tamaño único entre 5 y 6.35mm en todas las secciones y se colocaron geotextiles de separación entre base y sub-base y de sustentación por debajo de la sub-base. Las granulometrías empleadas en los materiales de sub-base fueron similares, resultando en volúmenes de huecos en árido mineral muy similares. En la Figura 67 se recogen las granulometrías de los áridos de sub-base y las diferentes secciones de firme permeable ensayadas.

Se midió la capacidad de absorción de agua de los áridos empleados en las sub-bases según UNE-EN 1097-6 [199], debido a su influencia en la capacidad de retención de agua de escorrentía del pavimento, observándose una absorción del 1,6% en el árido calizo y de un 9,4% en el árido reciclado.

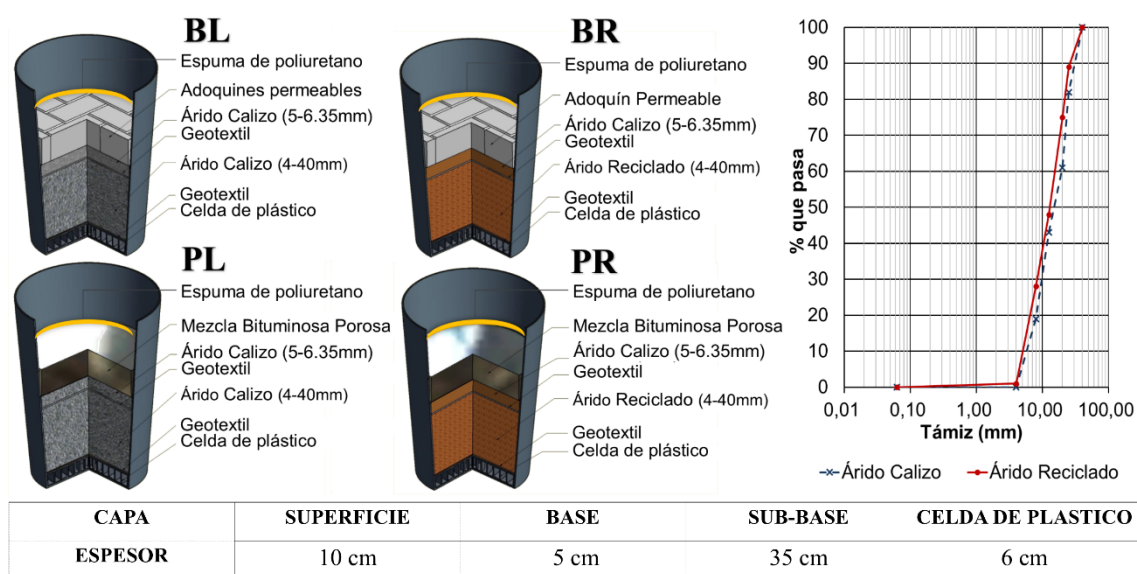


Figura 67: Descripción de las secciones permeables experimentales ensayadas en el simulador de lluvia de carga variable: materiales, espesores y granulometrías

Se construyeron 4 réplicas de cada sección ensayada y se realizaron 32 simulaciones de lluvia, con una intensidad media de 50 mm/h y duración de 1 hora cada una sobre cada una de las réplicas a través del simulador de lluvia de carga variable. La intensidad se seleccionó por constituir un valor normal de precipitaciones en numerosas ciudades europeas [172]. El simulador de lluvia se montó a 53mm de la superficie del pavimento, y se simuló un volumen total de precipitación de 1600mm como total de las 32 simulaciones sobre cada sección. Se dejaron dejando dos semanas de secado al aire de los modelos entre dos ensayos consecutivos para evitar interferencias en las mediciones realizadas. Durante las simulaciones de lluvia se midió:

- Tiempo de atenuación: Tiempo entre el comienzo de la lluvia y el comienzo del flujo efluente de la sección
- Lluvia retenida: Diferencia entre el volumen total de agua precipitada y el volumen total de agua efluente acumulado hasta 48 horas después de finalizar el evento de lluvia

Además, se midieron otros parámetros del comportamiento hidráulico como fueron:

- Caudal punta: El máximo caudal saliente de la sección considerando intervalos de 5 minutos.

- Tiempo de pico: Tiempo transcurrido desde el comienzo de la lluvia, hasta la medición del caudal punta.

Finalmente, los resultados obtenidos se dividieron en dos grupos para determinar comportamientos a corto y largo plazo, y se analizaron estadísticamente mediante análisis de la distribución, normalidad y homocedasticidad. Además, se realizaron pruebas paramétricas y no paramétricas al 95% de confianza, para evaluar la significancia de las diferencias observadas en los diferentes parámetros medidos.

3.5.5 Artículo 5: *Laboratory Assessment of the Infiltration Capacity Reduction in Clogged Porous Mixture Surfaces.*

Esta investigación se llevó a cabo íntegramente durante la estancia de investigación realizada en el Politécnico de Milán, por tanto serán de aplicación las especificaciones de materiales recogidas en el apartado correspondiente. El objetivo de esta publicación fue analizar la pérdida de capacidad de infiltración producida en las superficies prosas usadas en las técnicas de firmes permeables debida a la progresiva acumulación de sedimentos. Para lograr este objetivo se fabricaron 18 losas, 9 de hormigón poroso y 9 de asfalto poroso de 50 x 26 x 5 cm, construidas con 3 porcentajes de huecos diferentes (3 losas por cada material y contenido de huecos), obtenidos mediante la modificación de la fuerza de compactación aplicada en la fabricación de las probetas. Los porcentajes de huecos objetivo seleccionados para el análisis fueron del 15%, 20% y 25%, cubriendo el espectro más común de porosidades detectadas en estos materiales en la bibliografía de referencia. Los huecos teóricos se determinaron por el método geométrico en base a las densidades medidas, dando como resultado un peso objetivo para cada probeta que generaría los huecos deseados tras compactación.

Las losas producidas fueron sometidas a diferentes escenarios de colmatación para valorar la pérdida de permeabilidad. Para colmatar las probetas se empleó arena caliza, empleando la granulometría de máxima compacidad de acuerdo a la teoría de empaquetamiento de áridos de la American Federal Highway Administration (FHWA) basada en el uso de la curva de potencia 0.45 [164]. La granulometría obtenida aplicando este método se comparó con las recogidas en la bibliografía acerca de sedimentos viarios [165-168], encontrándose un buen encaje en el rango de observaciones realizadas tal y como se aprecia en la Figura 68.

La capacidad de infiltración de las probetas se midió por dos métodos diferentes. Por un lado, se midió la drenabilidad de la probeta de acuerdo a EN 12697-40 [184], en tres puntos diferentes de las losas. Además, se construyó un simulador de lluvia específicamente para el desarrollo de esta investigación *el simulador de lluvia de carga constante* (ver 3.4.1.5).

Las losas se ensayaron en diferentes escenarios de colmatación: recién fabricadas, tras ser colmatadas por una cantidad de sedimentos de 500 g/m², y tras ser colmatadas por una cantidad de 1000 g/m² de sedimentos. Los sedimentos fueron aplicados sobre las losas con la superficie húmeda, y posteriormente compactados mediante rodillo metálico. Se realizaron simulaciones de lluvia de 15 minutos de duración con 3 intensidades de lluvia diferentes: 50, 100 y 150 mm/h, seleccionadas por suponer un rango común de intensidades de precipitación para eventos extremos en numerosas ciudades europeas [172]. Las simulaciones de lluvia se realizaron para cada escenario de colmatación, midiéndose la esorrentía producida en cada simulación. Además, se midió la capacidad de infiltración en tres puntos de cada losa según EN 12697-40 para los diferentes escenarios de colmatación, antes y después de los eventos de lluvia simulados. Una vez finalizados los ensayos de permeabilidad relativos a un escenario de colmatación, las losas fueron limpiadas mediante agua a presión y lavado inverso hasta recuperar la permeabilidad original medida como se muestra en la Tabla 12.

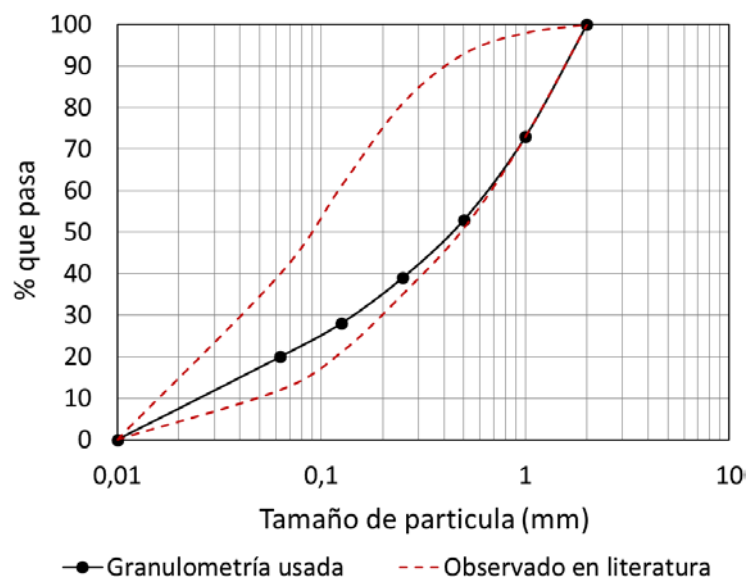


Figura 68: Granulometría de sedimentos usados para colmatar las superficies y rango de valores reportados por la bibliografía consultada: [165-168]

Tabla 12. Tiempos de descarga medios registrados con el permeámetro EN 12697-40 en el hormigón poroso y asfalto poroso tras las verificaciones realizadas después de los procesos de limpieza.

MATERIAL	VOLUMEN DE HUECOS (%)	TIEMPO DE DESCRGA (S)		
		Nuevas	Después de limpieza tras ensayos con 500 g/m ²	Después de limpieza tras ensayos con 1000 g/m ²
PC	15	18	16	16
	20	17	12	13
	25	11	11	12
PA	15	66	57	55
	20	16	16	17
	25	14	16	19

Finalmente, todos los resultados obtenidos fueron analizados estadísticamente mediante análisis de distribución, análisis de normalidad y homogeneidad de varianza, y técnicas no paramétricas para detectar diferencias significativas en el comportamiento de los diferentes materiales ensayados en función de sus características y de los escenarios analizados.

Capítulo 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 CARACTERIZACIÓN HIDROLÓGICA IN-SITU DE SISTEMAS DE DRENAJE SOSTENIBLE

Con el objetivo de comparar el funcionamiento de diferentes estructuras de firmes permeables construidas y en uso, se seleccionaron tres aparcamientos experimentales ubicados uno en Santander y dos en Gijón, y se analizaron los datos históricos existentes en términos de calidad y cantidad de agua. El número total de plazas de aparcamiento monitorizadas en los emplazamientos experimentales fue de 68 plazas constituidas por un total de 24 secciones de pavimento distintas formadas con 5 superficies, 3 sub-bases y 4 geotextiles diferentes. Los patrones climáticos y niveles de uso de los aparcamientos experimentales mostraron ser muy similares, permitiendo la comparación entre estructuras de firme sin interferencias debidas a la variabilidad inducida por estos parámetros.

4.1.1 Análisis de la capacidad de infiltración de pavimentos permeables

El análisis de la capacidad de infiltración de las plazas de aparcamiento monitorizadas se llevó a cabo empleando dos técnicas. Por un lado se empleó el Permeámetro LCS, y por otro lado, se empleó el Infiltrómetro Cántabro Portátil. Los resultados obtenidos en estos ensayos se encuentran recogidos en la Tabla 13.

Tabla 13. Capacidad de infiltración media registrada en cada tipo de superficie en los diferentes aparcamientos experimentales analizados.

Superficie permeable	Emplazamiento Experimental	LCS	ICP (cm)		
		Permeabilidad (m/s)	T=10 años	T=50 años	T=100 años
AP	"La Guía" (15 plazas)	—	0	0	0
MB PA12		0.0119	0	0	0
CRCP		—	0.6	0.6	1.0
AP	"Las Llamas" (45 plazas)	—	0	0	0
MB PA12		0.0119	0	0	0
HPMP		0.0200	0	0	0
CRCP		—	0.45	0.5	1.1
AP	"Parque Tecnológico" (8 plazas)	—	—	—	—
MB PA12		0.0119	—	—	—

Los resultados obtenidos muestran, en general, una menor capacidad de infiltración de las superficies de césped reforzado en relación con las demás superficies. De hecho, las superficies de césped reforzado mostraron la formación de escorrentía a partir de lluvias simuladas de 98 mm/h, intensidad correspondiente a un evento de lluvia de 1 hora de duración para un periodo de retorno de 10 años para la ciudad de Santander, mientras que el resto de superficies soportaron lluvias simuladas de hasta 178 mm/h sin generar escorrentía. Estos resultados permiten concluir que las superficies de césped reforzado presentan en general una menor capacidad de infiltración y una mayor tendencia a la colmatación con el tiempo que los demás tipos de superficies analizadas, limitando su uso en infraestructuras viales urbanas. Se observa que los ensayos realizados con el ICP no arrojan ninguna información adicional sobre las demás superficies analizadas, siendo la altura de inundación en todos los casos de 0cm.

Los ensayos realizados con el LCS sobre mezclas porosas muestran una mayor capacidad de infiltración en las superficies de hormigón poroso respecto a las de asfalto poroso al inicio de la vida útil de los aparcamientos experimentales monitorizados. Aunque el volumen de huecos de diseño sea en ambos materiales del 20%, la diferente estructura porosa generada por las diferentes granulometrías que constituyen el esqueleto mineral de dichos materiales puede dar lugar a esta diferencia en la capacidad de infiltración. Esto además indica que la evolución de la capacidad de infiltración con el tiempo puede diferir en ambos materiales, pudiendo presentar distintos potenciales de colmatación consecuencia de la diferente estructura porosa.

Los ensayos realizados con el ICP en el aparcamiento de Las Llamas tras 5 años de uso mostraron una pérdida de la capacidad de infiltración en prácticamente todas las superficies consideradas tal y como se muestra en la Tabla 14.

Tabla 14. Capacidad de infiltración media registrada con el ICP en cada tipo de superficie del aparcamiento experimental de Las Llamas tras 5 años de uso.

Superficie permeable	Emplazamiento experimental	ICP (cm)
		T=50 años
AP		0
MB PA12	"Las Llamas" (45 plazas)	1.2
HPMP		0.9
CRCP		1.6

Estos resultados pusieron de manifiesto la necesidad de realizar una campaña experimental con el objetivo de cuantificar el efecto producido por la colmatación de las superficies, especialmente en las superficies de mezcla bituminosa porosa tipo PA-12 y hormigón poroso reforzado con polímeros, ya que mostraron una mayor tendencia a la colmatación.

4.1.2 Análisis de la colmatación de superficies porosas

La pérdida de la capacidad de infiltración en las superficies porosas se analizó en el aparcamiento experimental del campus de las llamas tras 5 años de uso ininterrumpido y sin que hubiese mediado ningún tipo de mantenimiento específico que pudiese sesgar los datos analizados. Para realizar dicho análisis se midió la capacidad de infiltración mediante el permeámetro LCS y de acuerdo a NLT 327/00. Las medidas de permeabilidad se realizaron en 9 puntos distintos de 9 plazas de aparcamiento con superficie de HPMP y otras 9 de MB PA12, ambas con un volumen de huecos teórico del 20% y un espesor de 8 cm. Los resultados obtenidos se muestran en la Figura 69.

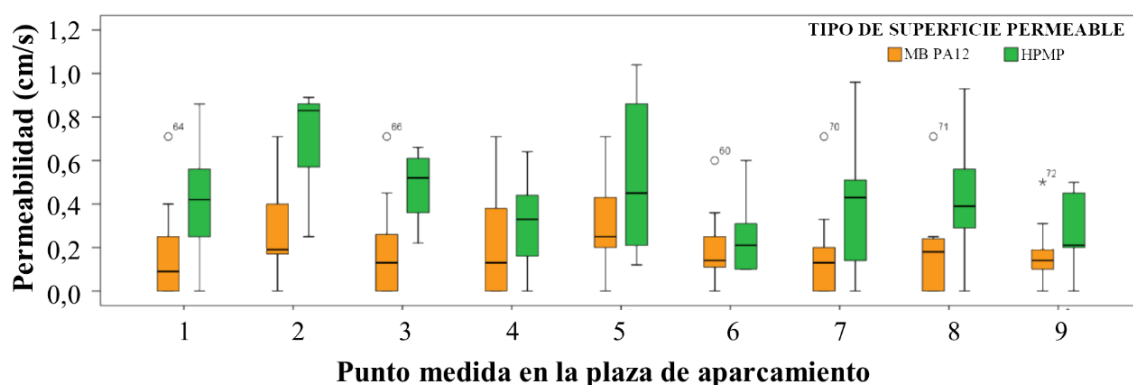


Figura 69: Diagramas de cajas representativos de las distribuciones de los valores de permeabilidad registrados en cada punto de medida para las diferentes plazas de HPMP y MB PA12 del aparcamiento de las Llamas tras 5 años de uso.

Se puede observar cómo, en general, existen diferencias importantes en la capacidad de infiltración según las diferentes zonas de las plazas de aparcamiento, existiendo una menor capacidad de infiltración en las zonas en contacto con las ruedas de los vehículos. Estos resultados ponen de manifiesto la influencia del tráfico rodado en la pérdida de capacidad e infiltración de este tipo de materiales, observándose claramente una capacidad de infiltración muy superior en las zonas centrales de las plazas de aparcamiento respecto a las correspondientes a la rodada de los vehículos.

Considerando los valores de permeabilidad medios obtenidos en cada una de las zonas analizadas en cada plaza de aparcamiento, se ha calculado la reducción media de permeabilidad con respecto a los valores iniciales medidos tras la construcción del aparcamiento. Los resultados de este análisis se muestran en las Tabla 15 y Tabla 16.

Tabla 15. Permeabilidad media, reducción de permeabilidad y valoración de la capacidad de infiltración en las diferentes zonas de medida para las plazas de aparcamiento de HPMP

Zona de medida	Permeabilidad (cm/s)	Puntuación	Reducción de Permeabilidad (%)
1	0.41	Alta	79.65
2	0.69	Nueva	65.62
3	0.47	Alta	76.45
4	0.31	Alta	84.47
5	0.54	Nueva	73.22
6	0.25	Alta	87.62
7	0.39	Alta	80.67
8	0.40	Alta	79.97
9	0.26	Alta	87.24
Media Superficie HPMP	0.41	Alta	79.43

Tabla 16. Permeabilidad media, reducción de permeabilidad y valoración de la capacidad de infiltración en las diferentes zonas de medida para las plazas de aparcamiento de MB PA12 del aparcamiento de Las llamas tras 5 años de uso

Zona de medida	Permeabilidad (cm/s)	Puntuación	Reducción de permeabilidad (%)
1	0.20	Media	83.52
2	0.27	Alta	77.46
3	0.21	Media	82.40
4	0.22	Media	81.70
5	0.30	Alta	74.85
6	0.21	Media	82.57
7	0.17	Media	85.61
8	0.18	Media	85.05
9	0.18	Media	85.23
Media Superficie MB PA12	0.22	Media	82.04

Se puede observar cómo, a pesar de que la reducción relativa de permeabilidad es similar para ambas superficies, rondando valores próximos al 80%, la capacidad de infiltración que presenta el pavimento en ambos casos es aun elevada, aunque muy superior en el caso del hormigón poroso tal y como se muestra en la Figura 70.

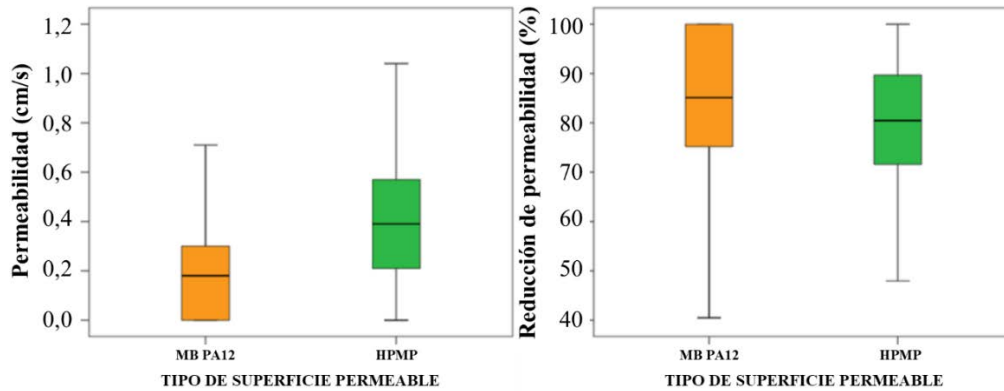


Figura 70: Diagramas de cajas representativos de las distribuciones de los valores de (a) permeabilidad y (b) reducción de permeabilidad, registrados para las plazas de HPMP y MB PA12 del aparcamiento de las Llamas tras 5 años de uso.

Con el objetivo de determinar la significancia estadística de las diferencias observadas en los resultados obtenidos en función del tipo de superficie porosa y del punto de medida, se procedió a realizar un completo análisis estadístico. La distribución de los datos obtenidos mostró no adecuarse a una distribución normal en ninguno de los casos, por lo que se procedió al uso de estadística no paramétrica para el análisis de los datos. Para ello se emplearon el test U de Mann-Whitney para dos muestras independientes y el test H de Kruskal Wallis para múltiples muestras independientes. Los resultados de estas pruebas se muestran en la Tabla 17.

Tabla 17. Resultados del test U de Mann-Whitney y el test H de Kruskal-Wallis comparando los valores de permeabilidad registrados en las plazas de HPMP y MB PA12 del aparcamiento de las Llamas tras 5 años de uso

TEST	ESTADISTICO	PERMEABILIDAD	REDUCCIÓN DE PERMEABILIDAD
Mann-Whitney*	U de Mann-Whitney	1,888.5	2,716.5
	Sig.	0.000	0.058
Kruskal Wallis**	Chi cuadrado	12.493	13.329
	Sig.(bilateral)	0.131	0.101

Notes: * Variable de agrupación: tipo de superficie permeable; ** Variable de agrupación: Zona de medida

Se puede observar la presencia de diferencias significativas en los valores de permeabilidad atendiendo al tipo de superficie porosa, con un nivel de confianza del 95%, mientras que no parecen existir diferencias en función de la zona de medida. Sin embargo,

al existir diferencias entre ambas superficies, resulta conveniente desagregarlas y analizar la influencia de la zona de medida para cada superficie de forma independiente. Los resultados de ese análisis se muestran en la Tabla 18.

Tabla 18. Resultados del test H de Kruskal-Wallis comparando los valores de permeabilidad y reducción de permeabilidad registrados en cada uno de los 9 puntos de medida de las plazas de HPMP y MB PA12 del aparcamiento de las Llamas tras 5 años de uso

SUPERFICIE	ESTADISTICO	PERMEABILIDAD	REDUCCIÓN DE PERMEABILIDAD
HPMP	Chi cuadrado	17.752	17.742
	Sig. (bilateral)	0.023	0.023
MB PA12	Chi cuadrado	4.397	4.522
	Sig. (bilateral)	0.820	0.807
<i>Variable de agrupación: Zona de medida.</i>			

De este análisis se desprende que mientras en las plazas de hormigón poroso existen diferencias significativas en la permeabilidad dependiendo del punto de medida, con un nivel de confianza del 95% (Sig.<0.05), no sucede lo mismo con las de asfalto poroso, que no parecen verse influenciadas. Esto contrasta con lo que se observa en la Figura 69, donde se observa que los valores medios de la permeabilidad son mayores en ambos tipos de superficies en las zonas centrales de la plaza. Es probable que la gran dispersión en las medidas en el rango bajo de permeabilidad registradas en el asfalto poroso lleva a que las diferencias observadas no se consideren estadísticamente significativas. Por tanto, este resultado debiera tomarse con precaución y requiere de un análisis más detallado de la colmatación producida en estos dos materiales.

Estos resultados muestran que, a pesar de que ambos materiales fueron contruidos con unas características de diseño similares, con un volumen de huecos objetivo del 20%, tanto su capacidad de infiltración, como la evolución de la misma con el tiempo son muy diferentes. Estas diferencias, fruto de las diferentes granulometrías que dan lugar a los esqueletos minerales de estos materiales, han mostrado no ser especialmente relevantes en la colmatación producida, existiendo una pérdida relativa de la capacidad de infiltración muy similar para ambas superficies. Sin embargo, la mayor capacidad de infiltración inicial del hormigón poroso, le permite mantener una capacidad de infiltración más elevada durante la vida útil del pavimento, posibilitando dilatar las operaciones de mantenimiento.

4.1.3 Análisis de la función depuradora de firmes permeables

En la Figura 71, en la Figura 72 y en la Figura 73 se recogen los resultados de calidad de agua obtenidos y analizados, promediados en función de la superficie permeable empleada en la constitución de la sección.

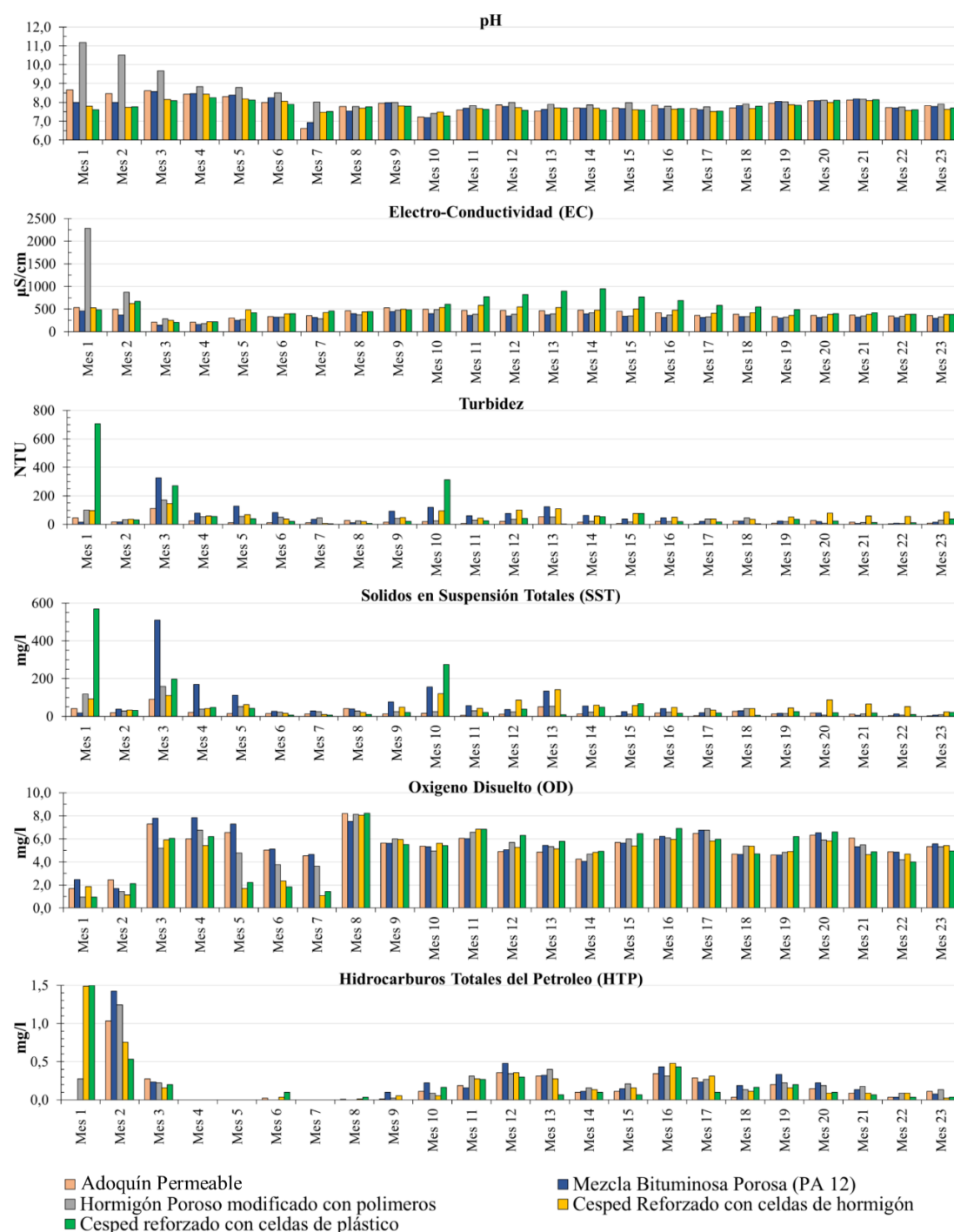


Figura 71: Resultados de calidad de agua de las plazas del aparcamiento experimental de Las Llamas en función de la superficie permeable.

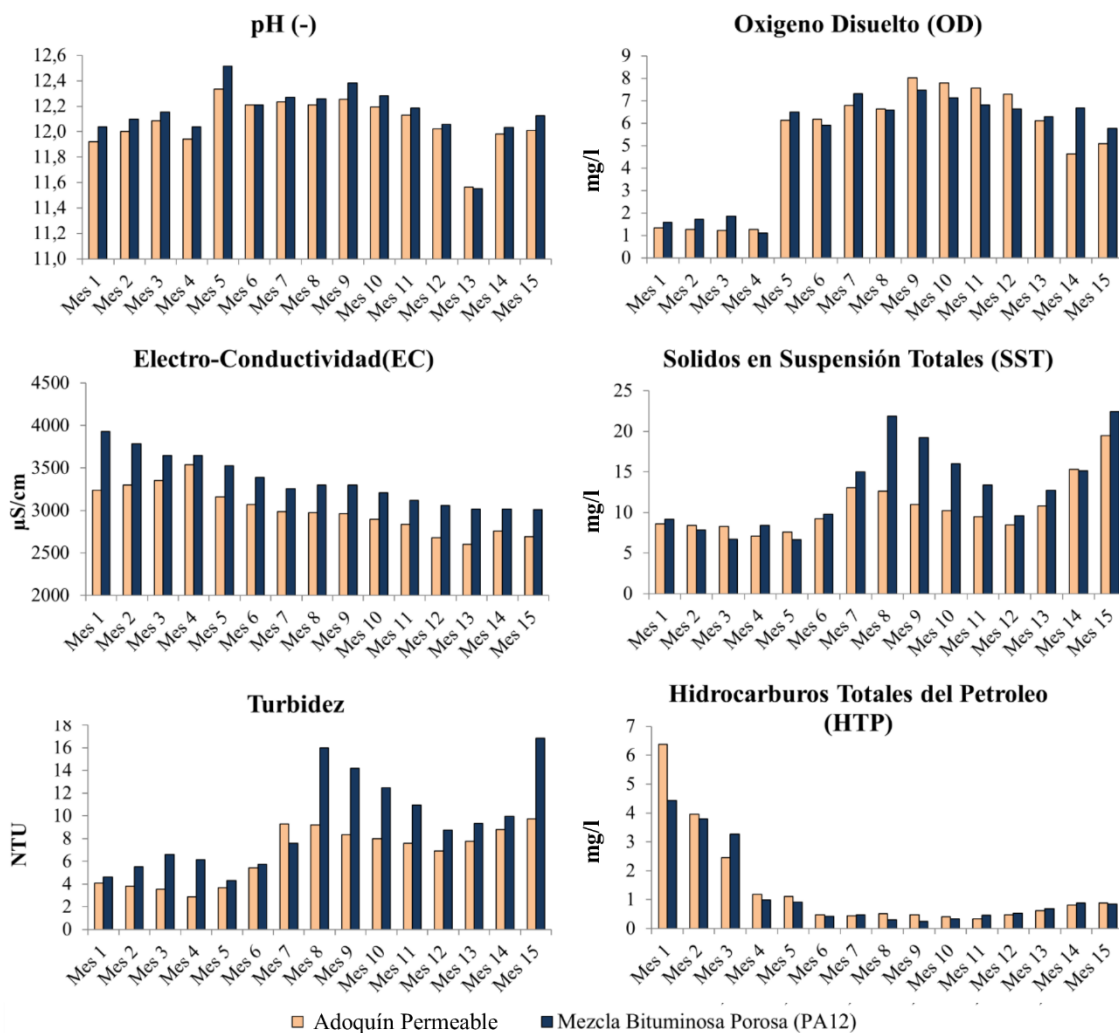


Figura 72: Resultados de calidad de agua de las plazas del aparcamiento experimental del Parque Científico y Tecnológico de Gijón en función de la superficie permeable.

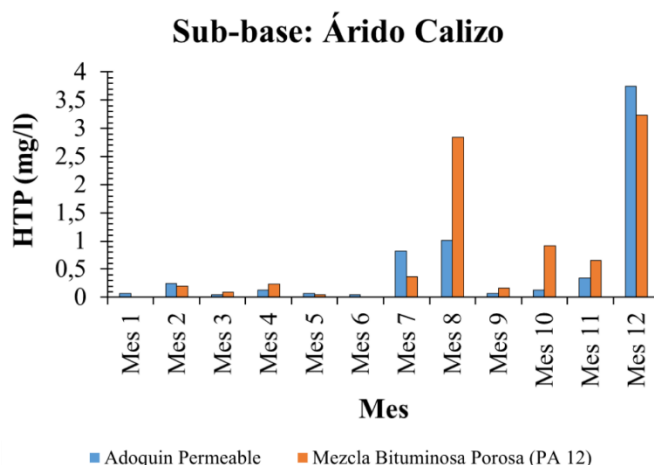


Figura 73: Resultados de calidad de agua de las plazas del aparcamiento experimental del Parque Científico y Tecnológico de La Guía (Gijón) en función de la superficie permeable.

Los datos obtenidos fueron agrupados en función del tipo de superficie permeable usada y del tipo de árido empleado en la sub-base. Los datos así agrupados fueron estadísticamente analizados, mediante la obtención de las principales medidas de tendencia central y de dispersión, con las que fue posible generar los diagramas de cajas mostrados en la Figura 74 y en la Figura 75.

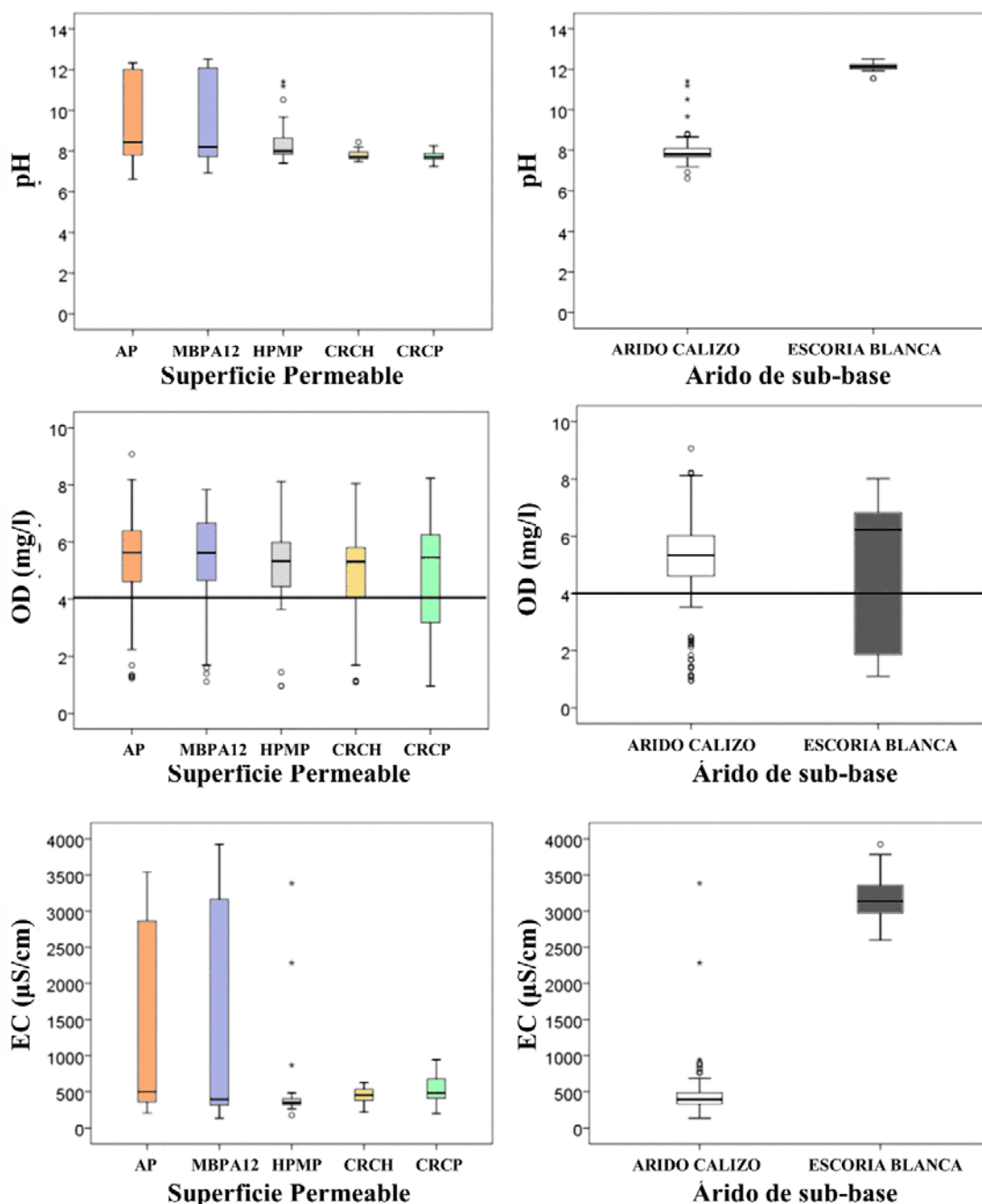


Figura 74. Diagramas de cajas representativos de las distribuciones asociadas a las medidas de calidad de agua realizadas en las plazas de aparcamiento estudiadas, en función de la superficie permeable y del material de sub-base: pH, OD y EC.

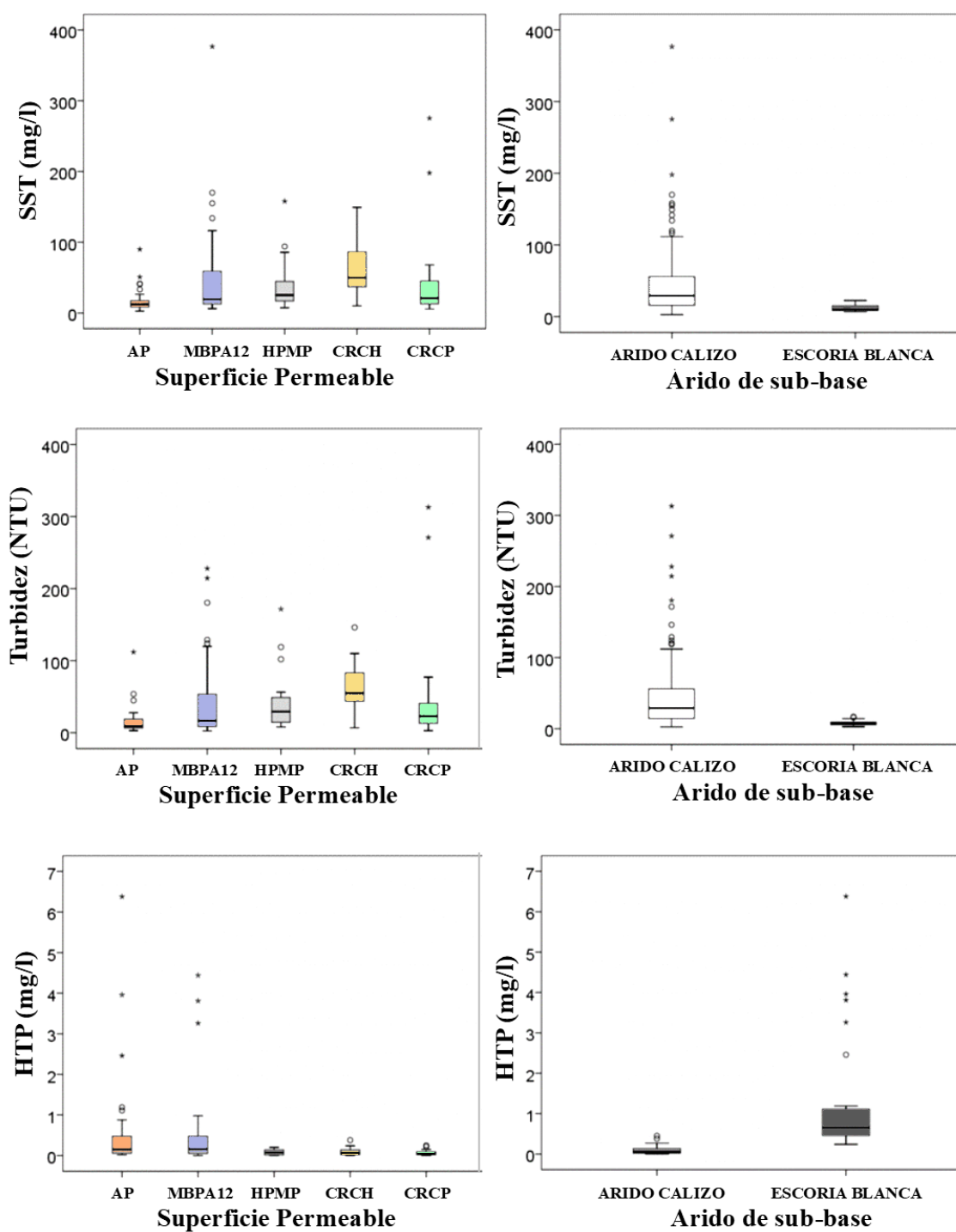


Figura 75. Diagramas de cajas representativos de las distribuciones asociadas a las medidas de calidad de agua realizadas en las plazas de aparcamiento estudiadas, en función de la superficie permeable y del material de sub-base: SST, Turbidez y HTP.

Se observan unos valores medios de pH del agua efluente bastante homogéneos entre los diferentes tipos de superficie y en un rango próximo a pH=8, valor coherente con los observados en otras investigaciones similares. Se observa que los valores de pH

medidos en las estructuras con sub-base de escoria blanca son significativamente superiores a los observados en las estructuras con sub-base de árido calizo, principalmente debido a la diferente composición química y mineralógica de ambos tipos de áridos. Se observa además una gran dispersión en los valores de pH correspondientes a las estructuras de pavimento realizadas con superficies de adoquín y mezcla bituminosa porosa tipo PA12. Estas diferencias son debidas principalmente a la influencia de los materiales de sub-base combinados con estas superficies en las plazas monitorizadas dando lugar a la dispersión observada.

El contenido de oxígeno disuelto en el agua efluente de las estructuras de pavimento mostró un valor medio próximo a 6 mg/l, y bastante homogéneo entre tipos de superficie y áridos de sub-base, no existiendo diferencias significativas en ninguno de los casos analizados. Sin embargo, se observa una gran dispersión en los datos obtenidos para cada superficie y material de sub-base, oscilando las medidas en el rango 1-9 mg/l en todos los casos. Esta oscilación es debida fundamentalmente al efecto estacional, registrándose mayores valores de OD en el periodo invernal, debido principalmente a las menores temperaturas producidas durante estos periodos, y que conllevan un mayor potencial de almacenamiento de oxígeno disuelto en el agua y una menor actividad biológica.

Las medidas de EC, representativas de los sólidos disueltos en el agua, muestran un comportamiento similar al observado para el pH. Los valores medios de la EC para los diferentes tipos de superficie son muy similares, moviéndose en el rango de 500 a 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Por otro lado, existen diferencias significativas en los valores de EC en función del material de sub-base. En el caso de la escoria blanca se alcanzaron valores de hasta 4000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mientras que en las plazas de árido calizo difícilmente se superaron los 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ con excepción de los primeros muestreos realizados donde se alcanzaron valores equivalentes a los observados para las escorias. Estas diferencias se sustentan en la diferente composición química de ambos materiales de sub-base, con una mayor presencia de iones metálicos, sodio y potasio en las escorias, que al entrar en disolución en el agua almacenada en las plazas, dieron lugar a un aumento significativo de la EC.

Los valores de Sólidos en Suspensión totales presentan, como era de esperar, bastante dispersión en función del tipo de superficie empleada en la estructura de firme. Los valores medios oscilaron entre 10 y 50 mg/l, siendo las estructuras con adoquines

impermeables con ranuras los que presentaron menores concentraciones de sólidos, mientras que las estructuras de césped mostraron los mayores valores, encontrándose las mezclas porosas en un rango intermedio. En función del tipo de material de sub-base se observa, en general, un menor contenido de sólidos en las plazas con escoria blanca con un valor medio inferior a 10mg/l, mientras que las plazas con árido calizo muestran unos valores medios mayores, próximos a los 25 mg/l, y una mayor dispersión de las concentraciones medidas que se movieron en el rango de los 10-100 mg/l. Esta dispersión se explica, de forma análoga a la observada en otros parámetros de calidad, debido a la dispersión inducida por las diferentes superficies permeables que se combinaron con sub-bases de árido calizo, y que se traducen en una mayor dispersión de las medidas realizadas.

La turbidez del agua, al estar relacionada con el contenido de sólidos en suspensión, presenta una tendencia equivalente a la de SST, con valores medios en el rango de 20-60 NTU para los diferentes tipos de superficie, siendo las superficies de adoquines las que presentaron menores valores de turbidez, y las de césped reforzado las que mayores registros proporcionaron. Respecto a las sub-bases, se observa que mientras que las de árido calizo presentaron una media cercana a 20 NTU las de escoria no superaron los 10 NTU.

Finalmente, el análisis de la concentración de hidrocarburos totales del petróleo (TPH), muestra valores medios muy similares para los diferentes tipos de superficie y que en general se mueven en el rango de los 0.1-0.4 mg/l, sin apreciarse una clara influencia del material superficial. Se observa una cierta dispersión en los registros de TPH de las estructuras con superficies de adoquín y mezcla bituminosa drenante tipo PA-12, mientras que las demás superficies presentan una mayor homogeneidad de valores. Analizando los resultados según el tipo de material de sub-base, se observa que en general, las estructuras con sub-base de escoria presentan mayores valores de TPH que las de árido calizo. Estos resultados se explican, más que por la propia influencia de los materiales, por la edad de las estructuras analizadas. Así, las estructuras con sub-base de escoria fueron las más recientemente construidas, por lo que en los registros analizados aún se puede observar una concentración de hidrocarburos remanentes fruto de la disolución parcial de la impermeabilización de tela asfáltica empleada para sellar la base de las estructuras. Adicionalmente, en las plazas de asfalto poroso, se añade el posible efecto de lavado de

los compuestos solubles del asfalto empleado, especialmente los compuestos oleosos del ligante bituminoso.

Los análisis estadísticos llevados a cabo, muestran diferencias significativas en los valores de pH, EC, TSS, turbidez y TPH en función del material superficial empleado, y una influencia significativa del material de sub-base en todos los parámetros de calidad medidos, con la excepción del OD (Tabla 19 y Tabla 20).

En general se observó una mayor influencia del material de sub-base frente al material superficial en todos los parámetros de calidad medidos, mostrando un alto grado de correlación con los registros de pH, EC y TPH. Por otro lado, el material superficial demostró tener influencia principalmente en la turbidez y en el pH del agua, parámetros para los que se encontró una correlación moderada.

Tabla 19. Resultados del test U de Mann-Whitney y el test H de Kruskal-Wallis comparando los valores de calidad de agua registrados en función del tipo de árido de sub-base y el tipo de superficie permeable (resp.)

PRUEBA	ESTADISTICO	PARAMETROS					
		pH	OD	EC	SST	Turbidez	HTP
Kruskal Wallis *	Chi cuadrado	29.401	3.826	12.096	33.995	35.564	19.593
	Sig. (Bilateral)	0.000	0.430	0.017	0.000	0.000	0.001
Mann-Whitney **	Mann-Whitney U	0.000	1393.0	23.0	623.0	394.0	13.5
	Sig. (Bilateral)	0.000	0.056	0.000	0.000	0.000	0.000

**Variable de agrupación: Superficie permeable. ** Variable de agrupación: Arido de sub-base*

Tabla 20. Resultados del Análisis de correlación (Rho de Spearman) entre los valores de los parámetros de calidad del agua y el tipo de superficie permeable y árido de sub-base.

ELEMENTO	ESTADISTICO	PARAMETROS					
		pH	OD	EC	SST	Turbidez	HTP
Superficie	Coefficiente de Correlación	-0.398	-0.102	-0.079	0.375	0.400	-0.340
	Sig. (Bilateral)	0.000	0.216	0.337	0.003	0.001	0.002
Sub-base	Coefficiente de Correlación	0.693	0.157	0.684	-0.453	-0.541	0.689
	Sig. (Bilateral)	0.000	0.056	0.000	0.000	0.000	0.000

4.1.4 Análisis de la función depuradora de sistemas lineales de drenaje

Con el objetivo de analizar la capacidad de reducción de contaminantes de diferentes sistemas de drenaje lineal basados en el concepto de drenaje sostenible, que pudiesen emplearse para sustituir los sistemas de cunetas convencionales y aportar ventajas adicionales a la gestión de la escorrentía urbana, se monitorizó un emplazamiento experimental en Oviedo (Asturias). Se obtuvieron datos mensuales de calidad del agua efluente en cada uno de los tramos experimentales (un dren filtrante, una cuneta verde y una cuneta de hormigón convencional) y se contrastaron con los datos pluviométricos de las lluvias que los habían originado. Los datos obtenidos se muestran en la Figura 76 y en la Figura 77.

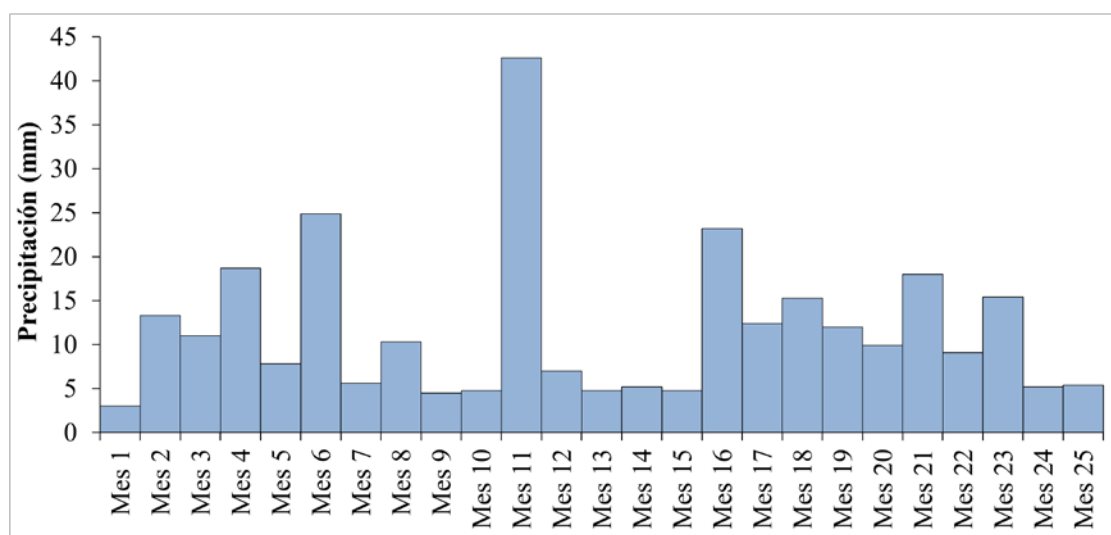


Figura 76. Eventos de lluvia asociados a la toma de muestras realizada en los tramos de drenaje lineal del aparcamiento experimental del Castillo de la Zoreda.

Los datos de calidad del agua fueron estadísticamente analizados, realizando un análisis de distribuciones y posteriormente aplicando pruebas de contrastes de hipótesis con el objetivo de determinar la significancia estadística de las diferencias observadas entre los sistemas analizados. Las distribuciones asociadas a los resultados de los diferentes parámetros de calidad de agua monitorizados se encuentran recogidas en la Figura 78.

El análisis de normalidad se realizó mediante el test de Shapiro-Wilk debido al reducido número de datos analizados ($N < 50$). Como era de esperar dada la influencia de los parámetros climáticos, los datos mostraron una distribución no-normal en muchos

parámetros, incluso tras múltiples transformaciones matemáticas. Esto obligó a emplear técnicas no paramétricas de análisis estadístico. En concreto se empleó el test U de Mann-Whitney para realizar comparaciones por pares entre los diferentes sistemas (Tabla 21). El test se realizó con un nivel de confianza del 95%, por lo que la hipótesis de igualdad de poblaciones fue considerada válida para p-valores mayores que 0.05.

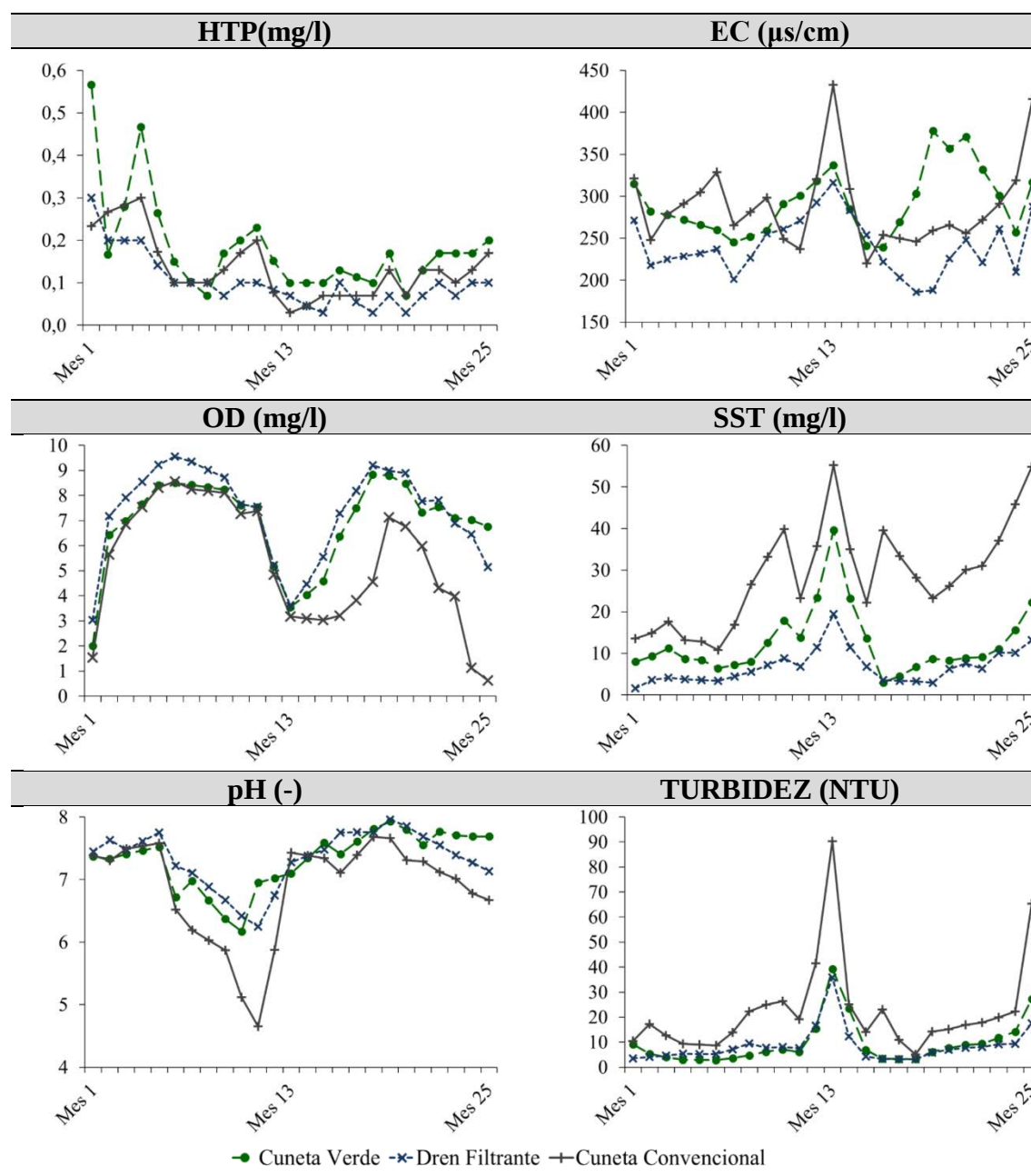


Figura 77. Resultados de calidad de agua en los tres tramos de drenaje lineal

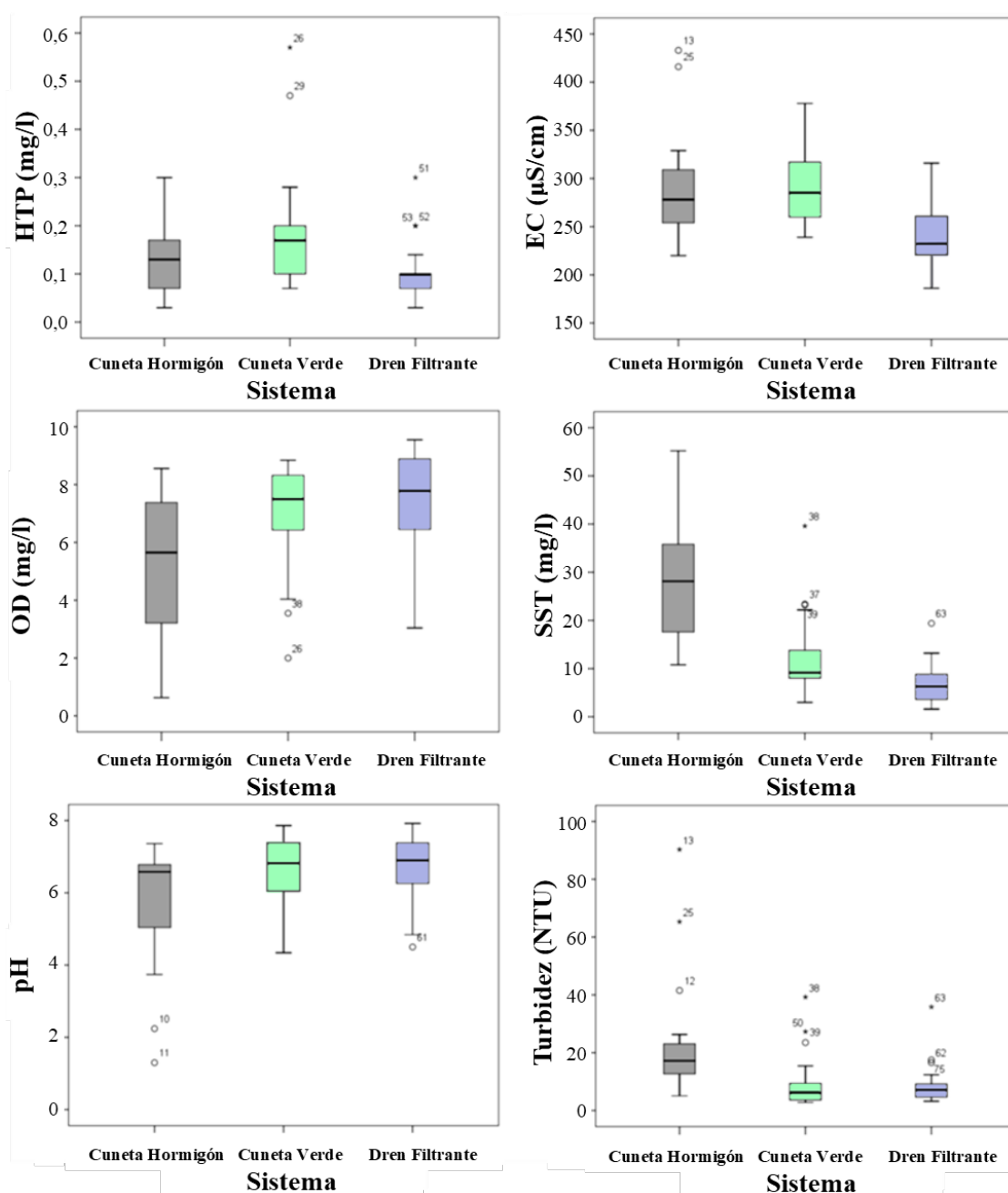


Figura 78. Diagramas de cajas representativos de las distribuciones asociadas a las medidas de calidad de agua realizadas en los tramos de drenaje lineal.

Los resultados obtenidos muestran una reducción significativa de la contaminación en el dren filtrante y en la cuneta verde en relación con la observada en la cuneta de hormigón convencional. Esta reducción se manifiesta en una reducción de la turbidez (hasta 59%) y los TSS (hasta del 75%), en un aumento del OD (hasta del 35%) y un ligero aumento del pH en relación a los observados en la cuneta convencional. Con relación a la EC, indicativa de los sólidos disueltos en la escorrentía, únicamente se

detectan valores significativamente menores en el dren filtrante (15% menores), no apreciándose diferencias significativas en la cuneta verde. Comparando ambas técnicas SUDS se observan valores significativamente menores de contaminación en el dren filtrante con relación a la cuneta verde, manifestados por concentraciones significativamente menores de TPH (42% menor) y TSS (45% menor), y por menores valores de la EC (17% menor).

Tabla 21. Resultados de los test U de Mann-Whitney asociados a las comparaciones múltiples realizadas entre los valores de los parámetros de calidad del agua medidos en función del tipo de sistema de drenaje lineal

SISTEMAS COMPARADOS	ESTADISTICOS	PARÁMETROS					
		OD	EC	pH	TPH	SST	Turbidez
Cuneta verde y Cuneta de hormigón	U de Mann-Whitney	184,5	276	192	222	69,5	105
	W de Wilcoxon	509,5	601	517	547	394,5	430
	Z	-2,484	-,708	-2,338	-1,771	-4,715	-4,026
	Sig. (bilateral)	0,013	0,479	0,019	0,077	0,000	0,000
Dren Filtrante y Cuneta de hormigón	U de Mann-Whitney	157,5	129	191,5	227,5	11,5	74
	W de Wilcoxon	482,5	454	516,5	552,5	336,5	399
	Z	-3,008	-3,561	-2,348	-1,673	-5,841	-4,628
	Sig. (bilateral)	0,003	0,000	0,019	0,094	0,000	0,000
Cuneta verde y Dren Filtrante	U de Mann-Whitney	248	100,5	305,5	137,5	141,5	296
	W de Wilcoxon	573	425,5	630,5	462,5	466,5	621
	Z	-1,251	-4,114	-,136	-3,443	-3,319	-,320
	Sig. (bilateral)	0,211	0,000	0,892	0,001	0,001	0,749

El efecto depurador proporcionado por los SUDS se debe principalmente al filtrado producido por las diferentes capas de material que constituyen su sección, incluyendo las diferentes capas granulares y los geotextiles empleados en su construcción. Además, estos sistemas favorecen una ralentización del flujo de agua en relación a una cuneta de hormigón convencional, aumentando la oxigenación del agua y reduciendo la posible aparición de patógenos. En cuanto a las diferencias observadas entre ambas técnicas SUDS, es probable que sean debidas a su diferente configuración y sistema de funcionamiento. La existencia de un cierto flujo superficial en el sistema de cuneta verde, puede proporcionar un mayor arrastre de sólidos y de hidrocarburos, muchas veces ligados. En un dren filtrante, donde el flujo es totalmente sub-superficial y se produce por una tubería perforada, se dificulta en gran medida que se produzca el arrastre pudiendo resultar en las diferencias observadas.

Resulta especialmente interesante la comparación de los resultados obtenidos con aquellos existentes en la bibliografía, especialmente en relación a la cuneta verde. Si bien se observan tasas de reducción de algunos contaminantes en el rango de aquellas observadas en otras investigaciones, la concentración de TSS en el agua efluente de la cuneta verde monitorizada es extremadamente baja. El valor medio de TSS es de alrededor de 10 mg/l, tres veces inferior a los menores valores observados en la bibliografía de referencia. Esto es probablemente debido a la inclusión de geotextil en su sección, que produce un mayor filtrado de partículas en la parte de la escorrentía que circula en flujo sub-superficial, mejorando de forma importante la contaminación por partículas sólidas, y los contaminantes a ellas ligados.

4.2 CARACTERIZACIÓN HIDRÁULICA EN LABORATORIO DE FIRMES PERMEABLES

Los resultados inconcluyentes obtenidos en las medidas *in-situ* de la capacidad de infiltración en función del tipo de superficie permeable llevaron a realizar una batería de ensayos a escala de laboratorio para analizar comparativamente el comportamiento de las superficies de puesta en obra continua (asfalto poroso y hormigón poroso) y las de puesta en obra discontinua (adoquín). Además, se buscó analizar la potencial influencia de las características del árido sub-base en el comportamiento hidráulico de las secciones de pavimento. Para ello se combinaron dos superficies (MB PA12 y adoquines Montserrat) con dos sub-bases (caliza y reciclada), dando lugar a 4 secciones que fueron sometidas a sucesivas simulaciones de lluvia. Las secciones fueron denominadas por dos letras, definiendo la primera el tipo de superficie: Adoquines (B) o Mezcla Bituminosa Porosa PA12 (P); y la segunda el tipo de árido de sub-base: Calizo (L) o Reciclado (R). En ellas se midieron el tiempo de atenuación generado por la sección y la lluvia retenida. Los resultados obtenidos se muestran en la Figura 79.

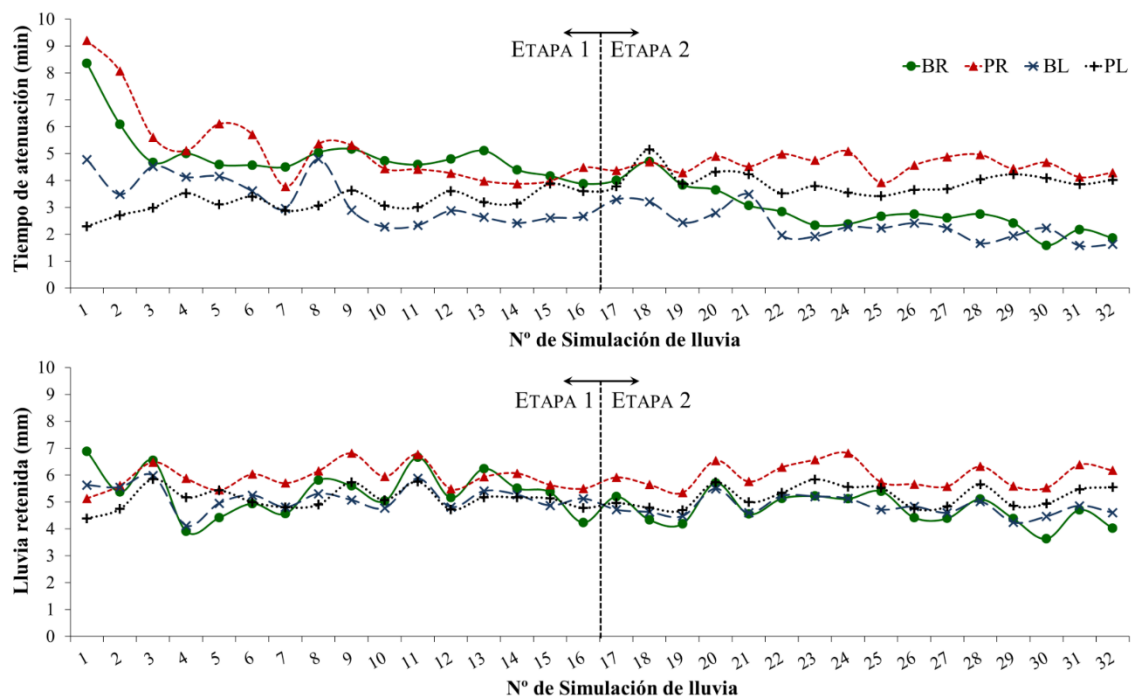


Figura 79. Tiempo de atenuación y lluvia retenida en las secciones ensayadas en laboratorio con el simulador de lluvia de carga variable durante las 32 simulaciones de lluvia realizadas

4.2.1 Tiempo de atenuación y lluvia retenida

Se observa como durante las primeras simulaciones de lluvia se produce una mayor retención de la escorrentía en todas las secciones ensayadas, manifestada especialmente en el tiempo de atenuación. Durante estas primeras etapas se observa una mayor influencia del material de sub-base, agrupándose los datos en función del árido empleado, con una mayor retención de escorrentía de las secciones con árido reciclado. La tendencia sin embargo parece estar condicionada por el tipo de superficie, viéndose de forma especialmente evidente en las superficies de adoquín, que muestran una tendencia continuamente descendente en su capacidad de atenuar la escorrentía. De ese modo se observa que los resultados obtenidos convergen al final del estudio de acuerdo al tipo de superficie, principalmente debido a esta tendencia observada en las superficies de adoquín.

Con el objetivo de evaluar la evolución de los parámetros analizados, se ha dividido el periodo experimental en dos etapas diferentes, llamadas etapa 1 y etapa 2, representativas del comportamiento a corto y medio plazo, y se han comparado estadísticamente buscando complementar el análisis descriptivo realizado. En la Figura 80 se muestran los diagramas de cajas asociados a los resultados obtenidos en cada una de estas etapas.

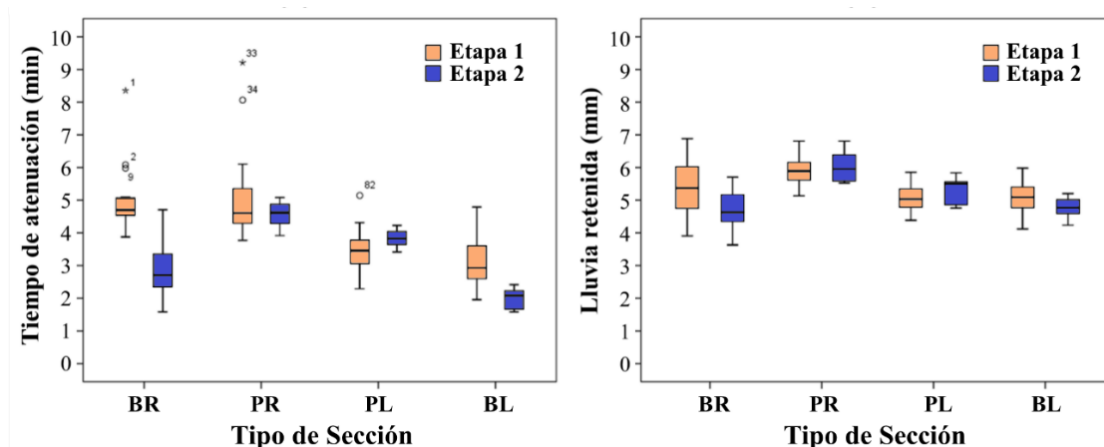


Figura 80. Diagramas de cajas asociados a los registros de tiempo de atenuación y lluvia retenida en las secciones ensayadas en laboratorio con el simulador de lluvia de carga variable para las dos fases en que se dividió el periodo experimental

La comparación entre grupos se realizó empleando pruebas paramétricas o no paramétricas dependiendo de la normalidad de las distribuciones. Los resultados de este análisis mostraron que el tipo de superficie influye en los valores de tiempo de retardo y

de retención de lluvia (Sig.<0.001). Se observan valores significativamente mayores del tiempo de retardo para las secciones con árido reciclado (Sig.<0.001), sin influencia significativa del tipo de superficie (Sig.=0.108). La lluvia retenida también mostró ser significativamente mayor en las sub-bases de árido reciclado, especialmente en combinación con superficies porosas (Sig.<0.033). Estos resultados muestran que el tiempo de retardo y el volumen de lluvia retenida por la sección están fundamentalmente influenciados por el tipo de material de sub-base durante las primeras etapas posteriores a su construcción. La progresiva saturación de los materiales, junto con un cierto lavado de finos durante las primeras lluvias puede ser la causa de la significativa influencia del material de sub-base en el comportamiento de la sección en esta primera fase. Esto, junto a la mayor capacidad de absorción de agua del árido reciclado frente al calizo, produce una mayor capacidad de retención de lluvia y un ligero aumento del tiempo de retardo.

Se observa, sin embargo, que la evolución de los parámetros representativos de la retención de la escorrentía está principalmente influenciada por el tipo de superficie, cosa que ya se anticipaba por la tendencia observada en la Figura 79. Se observa una reducción significativa del tiempo de retardo en las superficies con adoquín entre las dos fases consideradas (Sig.<0.048), alcanzando reducciones medias de hasta el 50% en combinación con árido reciclado. Las superficies constituidas por asfalto poroso presentan por el contrario un comportamiento bastante más homogéneo en ambas fases, no mostrando diferencias ni en el tiempo de retardo ni en la lluvia retenida. Los diferentes procesos de infiltración que se dan en ambos tipos de superficie pueden ser la causa del diferente comportamiento observado. Los adoquines, al favorecer la infiltración por las ranuras permeables, generan caminos preferenciales de infiltración a través de la capa granular, donde el lavado es más enérgico y se produce un arrastre más intenso, produciendo la progresiva reducción del tiempo de retardo y de la lluvia retenida.

Durante la segunda fase, se observa que los valores de tiempo de atenuación y lluvia retenida están agrupados en función del tipo de superficie. Se observa en el medio plazo un mejor comportamiento de las secciones constituidas por superficies de MB PA12, donde se registran mayores tiempos de atenuación y volúmenes de lluvia retenida en comparación con las plazas con superficie de adoquín (Sig.<0.001). El material de sub-base muestra una influencia limitada, afectando únicamente de manera residual durante esta segunda etapa, existiendo una cierta influencia de la sub-base (Sig.<0.061).

4.2.2 Tiempo de pico y caudal punta

Los datos de los caudales efluentes durante los eventos de lluvia totalmente monitorizados en el conjunto de las simulaciones de lluvia realizadas sobre cada sección en cada etapa, así como la ecuación de regresión que los define y su coeficiente de determinación se recogen en la Figura 81.

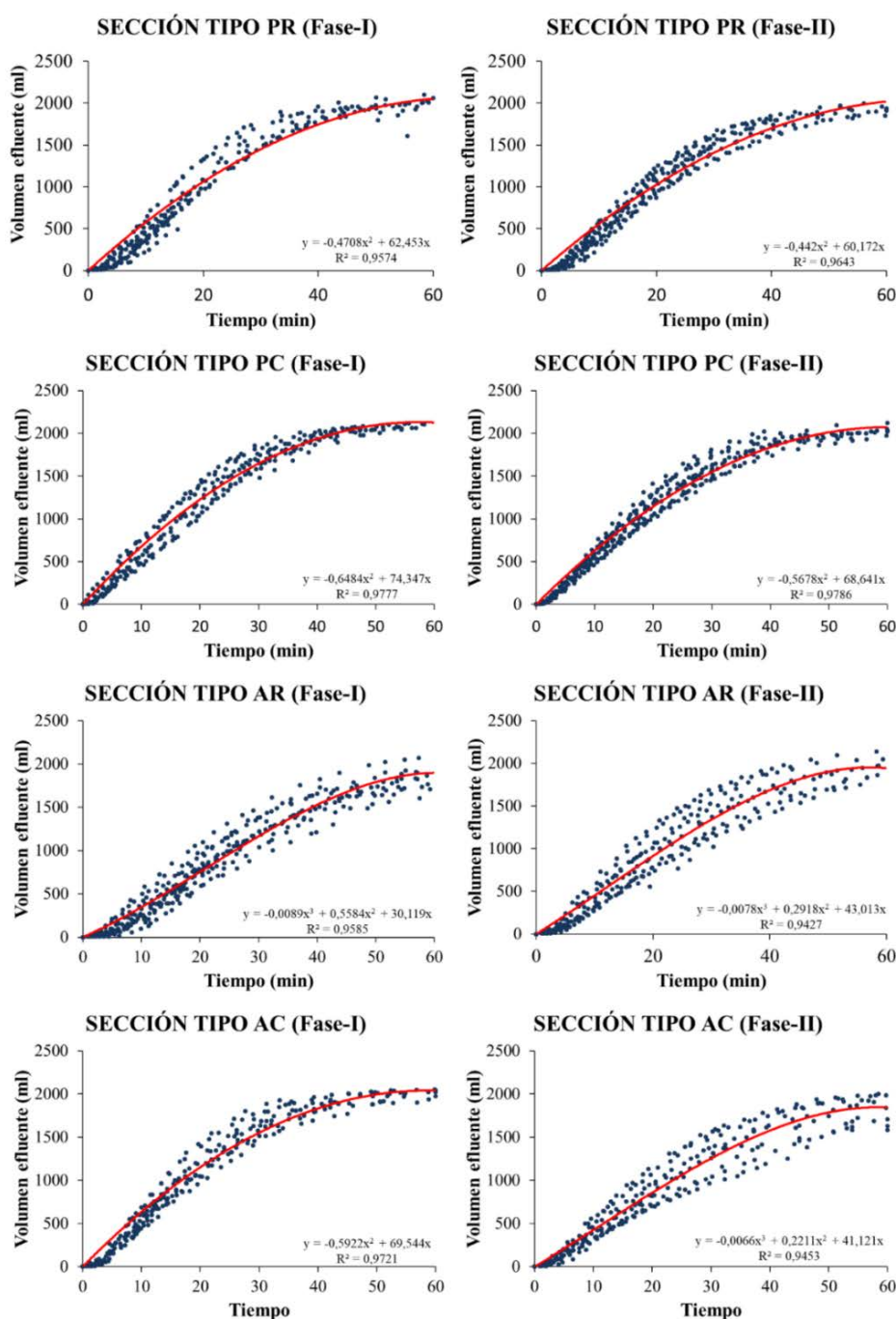


Figura 81: Caudal efluente de las secciones ensayadas en laboratorio durante los eventos de lluvia simulados totalmente monitorizados, para cada fase en que se dividió el periodo experimental.

Con el objetivo de obtener el caudal punta y el tiempo de pico del agua infiltrada a través de las secciones analizadas como indicativos de la influencia de los materiales en la laminación de la escorrentía, fue necesario procesar los datos obtenidos aplicando el procedimiento descrito en la Figura 82. Para ello se modelaron matemáticamente los volúmenes efluentes en cada uno de los eventos de lluvia monitorizados. Se observaron dos etapas bien diferenciadas que obligaron a dividir el análisis en dos partes. Por un lado, una primera etapa correspondiente al periodo en el cual se produjo aporte de agua, y por otro lado, una segunda etapa en la que la sección va desaguardo parte del agua acumulada. Ambas etapas fueron modeladas mediante ecuaciones polinómicas obteniendo coeficientes de determinación superiores a 0.99 en todos los casos.

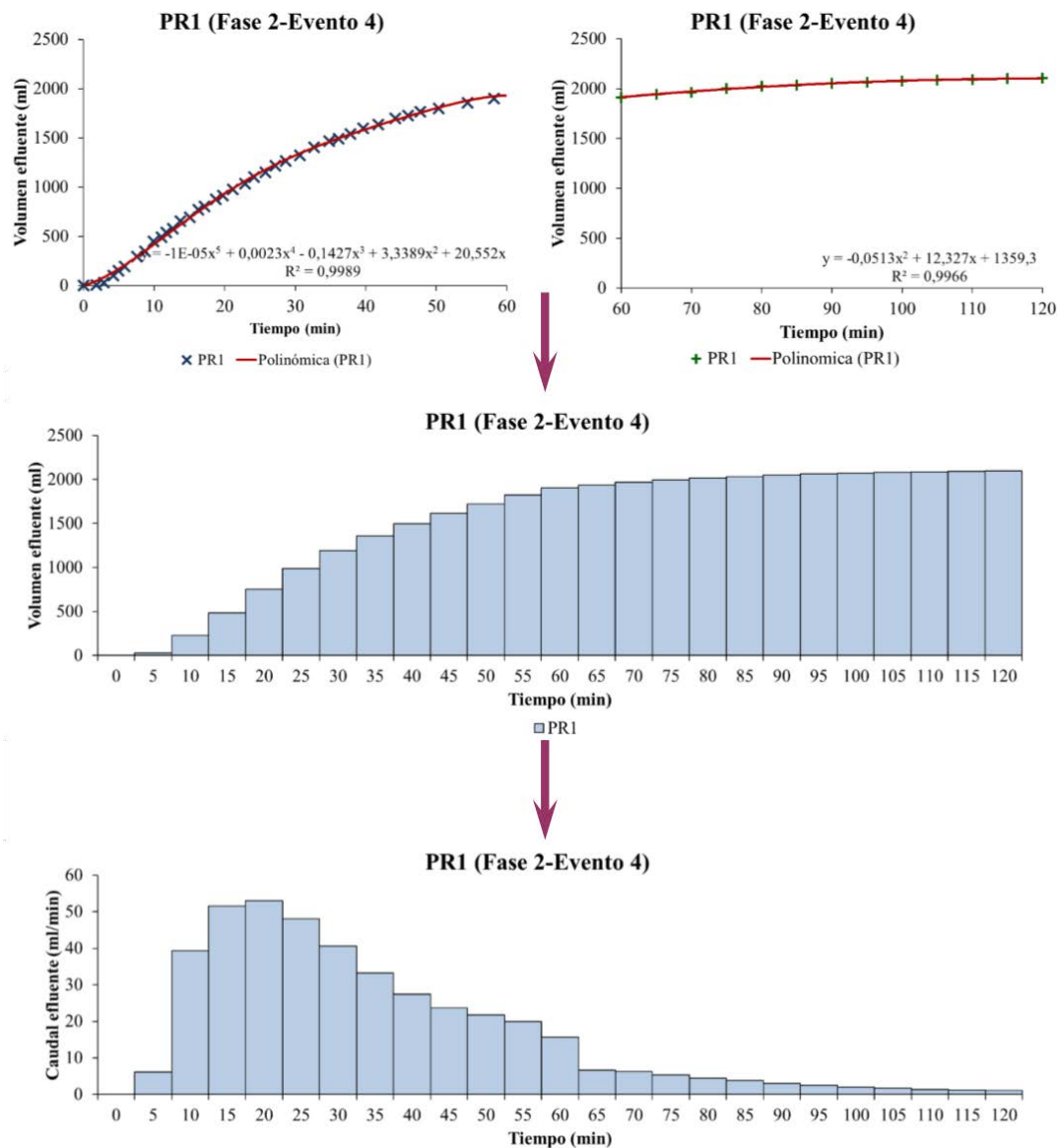


Figura 82: Síntesis del procedimiento seguido para convertir los datos de caudal efluente en intensidad equivalente a intervalos de 5 minutos.

Una vez definidos ambos tramos del modelo, se utilizaron las ecuaciones de regresión para evaluar el volumen efluente en intervalos de 5 minutos, permitiendo, en última instancia, determinar los caudales parciales efluentes de la sección. Una vez considerada el área de los modelos, dichos caudales efluentes se convirtieron en lluvia equivalente efluente permitiendo reconstruir los hidrogramas asociados a los eventos de lluvia. Los hidrogramas así obtenidos se agruparon según la fase del experimento y los materiales empleados en la sección, promediándose los volúmenes de agua efluentes en cada intervalo y generando las bandas de error asociadas tal y como se muestra en la Figura 83 y en la Figura 84.

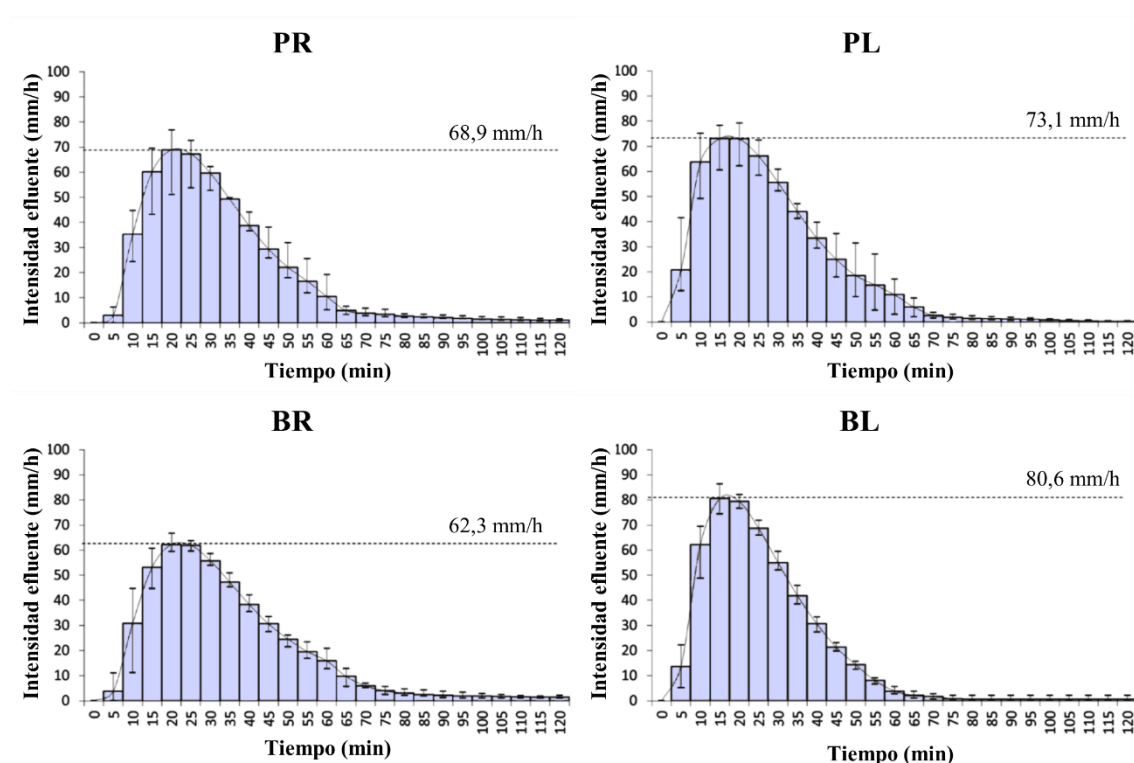


Figura 83: Hidrograma efluente a intervalos de 5 minutos para las secciones ensayadas en laboratorio durante la primera fase de experimentación.

Se observan mayores tiempos de pico y menores caudales punta para las secciones con árido reciclado en ambas etapas, probablemente debido a la mayor capacidad de absorción de agua. Se detecta además una reducción del tiempo de pico y un aumento del caudal punta durante la segunda etapa en todas las secciones ensayadas, indicando un lavado de finos y la progresiva colmatación del geotextil. Especialmente llamativa es la diferencia de los caudales punta en las secciones con superficie de adoquín en función del material de sub-base, presentando la sección con árido calizo hasta 18 mm/h (29%) más

que el árido reciclado, mientras que en las plazas con asfalto poroso no existen apenas diferencias. Estas diferencias, fruto de los diferentes procesos de infiltración de ambas superficies, ya observadas en anteriores análisis y discutida previamente, ponen de manifiesto el mejor comportamiento de las mezclas porosas como superficie para una sección de firme permeable en términos de capacidad de retención y laminación de la escorrentía, y en términos de homogeneidad de funcionamiento.

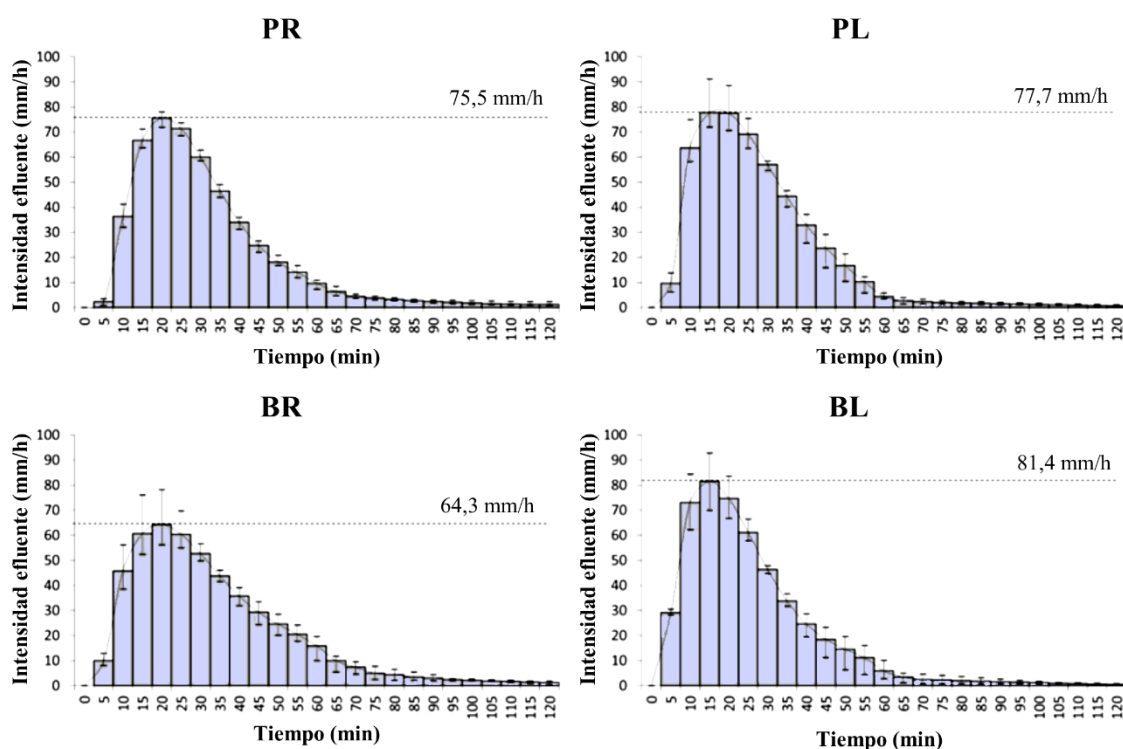


Figura 84: Hidrograma efluente a intervalos de 5 minutos para las secciones ensayadas en laboratorio durante la segunda fase de experimentación.

4.2.3 Colmatación (Politécnico de Milán)

Con el objetivo de analizar en detalle la capacidad de infiltración de las superficies porosas usadas en las técnicas de firmes permeables (hormigón poroso y asfalto poroso), y su evolución con el tiempo, se fabricaron losas de estos materiales con tres volúmenes de huecos distintos: 15%, 20% y 25%. Las losas fabricadas fueron ensayadas hidráulicamente bajo diferentes condiciones de lluvia y colmatación mediante ensayos de simulación de lluvia y medida de la drenabilidad con permeámetro de carga variable de acuerdo a UNE EN 12697-40 [104]. Los resultados obtenidos en los diferentes ensayos realizados y para los varios escenarios considerados se muestran en la Tabla 22.

Tabla 22. Resultados de la capacidad de infiltración registrada en las superficies de PC y PA en los diferentes escenarios experimentales ensayados.

Volumen de Huecos (%)	Sedimentos (g/m ²)	Intensidad de lluvia (mm/h)	Tiempo de descarga (s)				% de escorrentía	
			PA		PC		PA	PC
			Media	DS.	Media	DS		
15	500	0	235	58	135	69	-	-
20	500	0	45	18	63	48	-	-
25	500	0	30	18	24	14	-	-
15	1000	0	300	1	254	41	-	-
20	1000	0	211	14	167	87	-	-
25	1000	0	113	53	85	84	-	-
15	500	50	231	20	162	5	2.0%	0.0%
20	500	50	90	50	50	6	2.5%	0.5%
25	500	50	38	6	43	20	0.0%	0.0%
15	1000	50	297	5	297	6	0.5%	0.0%
20	1000	50	236	89	126	56	0.5%	0.0%
25	1000	50	111	29	151	110	0.5%	0.0%
15	500	100	228	65	137	43	1%	0.5%
20	500	100	104	41	46	17	1.5%	0.5%
25	500	100	59	23	47	28	1.5%	0.5%
15	1000	100	300	1	230	24	1%	0.5%
20	1000	100	227	67	112	39	1.5%	0.5%
25	1000	100	129	10	80	28	1.5%	0.5%
15	500	150	266	29	78	21	0.5%	0.0%
20	500	150	105	42	38	11	0.5%	0.0%
25	500	150	41	7	31	14	0.0%	0.0%
15	1000	150	300	1	128	40	0.0%	0.0%
20	1000	150	174	1	61	16	0.0%	0.0%
25	1000	150	74	32	43	19	0.0%	0.0%
15	0	50/100/150(*)	50	15	18	2	0.0%	0.0%
20	0	50/100/150(*)	15	1	12	2	0.0%	0.0%
25	0	50/100/150(*)	11	2	10	3	0.0%	0.0%

(*) El porcentaje de escorrentía es para las tres intensidades de lluvia simulada, y el tiempo de descarga es con la losa mojada, pero sin haber realizado ninguna simulación de lluvia previa.

La capacidad de infiltración fue en general superior en las mezclas de PC frente a las de PA, especialmente para un contenido de huecos del 15%, indicando una granulometría más permeable en las mezclas de PC. Se observan reducciones de la capacidad de infiltración, en términos del tiempo de descarga medido de acuerdo a EN 12697-40, en función de la cantidad de sedimentos aplicada superficialmente en los materiales ensayados. Estas reducciones mostraron ser muy similares en ambas superficies, aunque ligeramente superiores en el caso del PA, donde se registraron reducciones en el rango entre el 63% y el 93%, con respecto a las observadas en el PC, que oscilaron en el rango entre el 57% y el 93%. Se observa que el efecto producido por una aplicación de 500 g/m² de sedimentos es suficiente para producir reducciones de la

capacidad de infiltración en términos de tiempo de descarga, de entre el 62 y el 79% en las losas de PA y entre el 57 y el 86% en las de PC dependiendo del volumen e huecos en mezcla.

Agrupando los datos obtenidos de tiempo de descarga en función del tipo de material y de la dosis de sedimentos aplicada se obtienen los diagramas de cajas mostrados en la Figura 85. La realización de comparaciones múltiples a través de técnicas estadísticas no paramétricas muestra valores de la capacidad de infiltración significativamente similares para ambas superficies cuando el contenido de huecos en mezcla es elevado, independientemente del escenario de colmatación y precipitación considerados (Sig.=0.730). Sin embargo, a medida que el volumen de huecos en mezcla se reduce, se observa una mayor tendencia a la colmatación en las mezclas de PA, de modo que para un contenido de huecos del 15%, la capacidad de infiltración del PC es significativamente superior (Sig.=0.031), mostrando un tiempo de descarga medio un 51% inferior a las superficies de PA.

A medida que la cantidad de sedimentos aumenta, se observa que la capacidad de infiltración se reduce, existiendo una mayor reducción en las mezclas de PA respecto a las de PC. Esta diferencia en la tasa de pérdida de capacidad de infiltración lleva a que se detecten diferencias significativas en la capacidad de infiltración de ambos materiales cuando han sido colmatados con 1000 g/m² de sedimentos, mostrando el PC una mayor capacidad de infiltración frente al PA (Sig.=0.048).

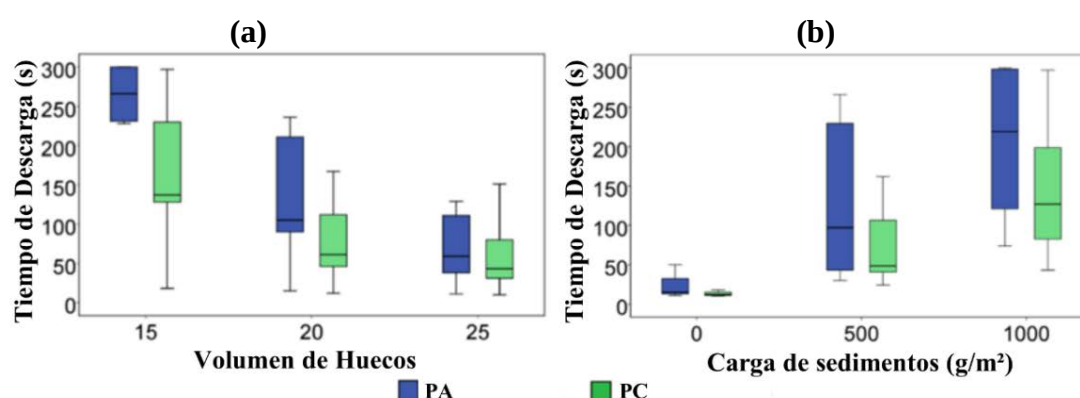


Figura 85: Diagramas de cajas asociados a los tiempos de descarga registrados en las superficies de PC y PA en función del (a) volumen de huecos y de (b) la cantidad de sedimentos aplicada.

Analizando la influencia que tiene la intensidad de precipitación en la recuperación parcial de la capacidad de infiltración perdida debido a la colmatación, se

obtienen los gráficos representados en la Figura 86. Se observa un comportamiento muy diferente dependiendo del tipo de material ensayado. Así, en el caso del PA, se observa que las precipitaciones no parecen tener una gran influencia en la recuperación de la capacidad de infiltración, independientemente del volumen de huecos del material, de la dosis de sedimentos aplicada y de la intensidad de lluvia simulada. Por otro lado, en el caso del PC, se observa claramente que, a mayor intensidad de lluvia y concentración de sedimentos, mayor es la recuperación de la capacidad de infiltración perdida por efecto de la colmatación, observándose recuperaciones de entre el 52 y el 63% para lluvias de 150 mm/h, dosis de sedimentos de 1000 g/m² y volúmenes de huecos de entre el 20 y el 25%.

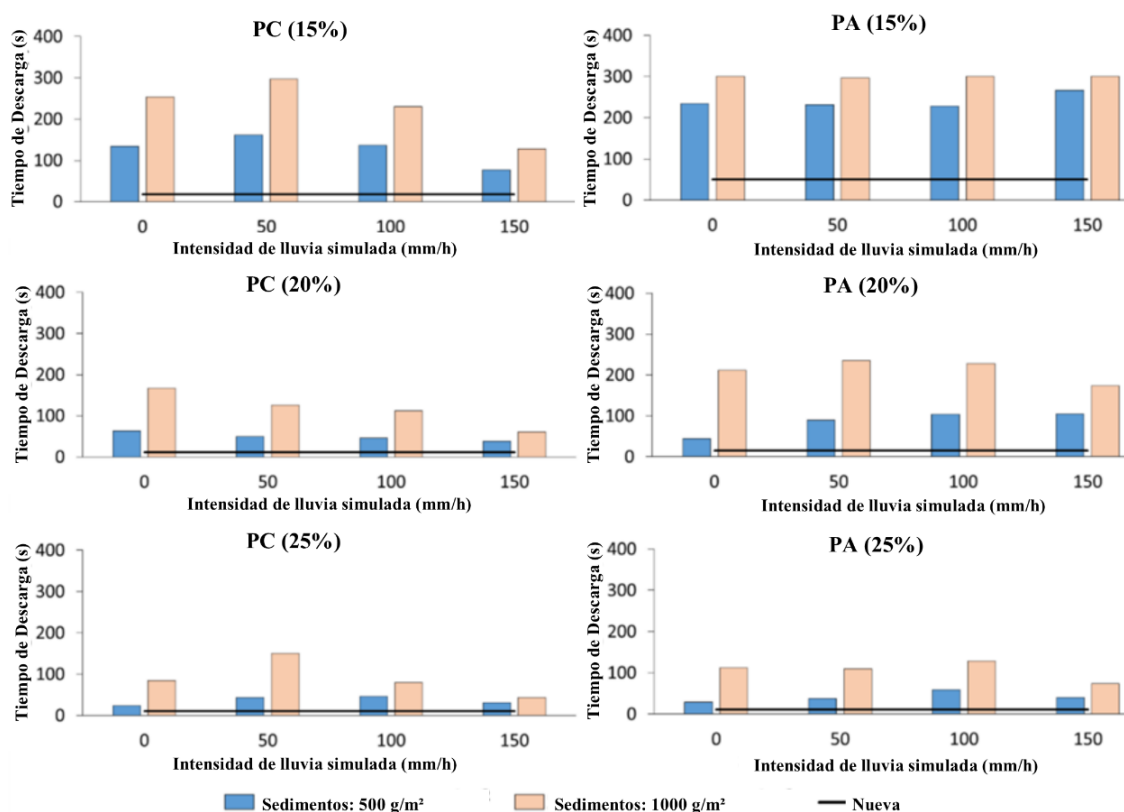


Figura 86: Tiempos de descarga medios registrados en las superficies de PC y PA en función del aporte de sedimentos y del volumen e huecos de los materiales

Los ensayos de simulación de lluvia realizados, se utilizaron aparte de para producir el lavado de los sedimentos aplicados, para complementar los resultados obtenidos a través del permeámetro de carga variable. En general, las losas ensayadas mostraron un buen comportamiento frente a los eventos de lluvia simulados en términos

de capacidad de infiltración, detectándose una escorrentía residual inferior al 2.5% de la lluvia aplicada en todos los escenarios analizados. Sin embargo, a pesar de las reducidas diferencias existentes en términos de generación de escorrentía, se puede observar la misma tendencia detectada con las medidas de permeabilidad, registrándose una mayor capacidad de infiltración para las superficies de PC en todos los escenarios analizados.

Capítulo 5. CONCLUSIONES Y FUTURAS LINEAS DE INVESTIGACIÓN

5.1 CONCLUSIONES

Se enumeran a continuación las principales conclusiones extraídas de la investigación realizada durante la presente tesis doctoral, catalogadas en conclusiones específicas y generales, así como las posibles futuras líneas de investigación:

5.1.1 Conclusiones específicas

- Las técnicas de firmes permeables han mostrado una gran capacidad de infiltración inicial, que les permite soportar precipitaciones con intensidades equivalentes a un periodo de retorno de 100 años para una duración de evento de 1 hora sin formar escorrentía.
- De entre las diferentes superficies permeables ensayadas, el césped reforzado ha mostrado el peor comportamiento, en términos de infiltración y de depuración, presentando escorrentía para precipitaciones relativamente reducidas (50 mm/h) y mostrando un agua significativamente más contaminada por sólidos e hidrocarburos.
- Las superficies porosas han demostrado una mayor capacidad para retener y laminar la escorrentía que las superficies de adoquín, y un comportamiento más homogéneo a lo largo del tiempo. Estructuras de firme con este tipo de superficies han mostrado ser capaces de retener más de 6mm de precipitación y retrasar la escorrentía más de 5 minutos con precipitaciones de 50 mm y 1 hora de duración tras 14 días secos previos.
- Cantidades de sedimentos en el entorno de los 500-1000 g/m² aplicadas sobre superficies porosas (porcentaje huecos entre 15 y 25%) son capaces de reducir la capacidad de infiltración entre un 50 y un 95%, coincidiendo con las tasas de reducción observadas in-situ tras 5 años de uso sin mantenimiento.
- Los valores de permeabilidad de superficies porosas (porcentaje de huecos de diseño cercano al 20%), medidos in-situ tras 5 años de uso, mostraron una funcionalidad hidráulica medianamente buena, a pesar de haber sufrido una pérdida de permeabilidad de cerca del 80%. De hecho, aun en casos de extrema colmatación (1000g/m²) y un reducido volumen de huecos de la superficie porosa (15%), no se detectó escorrentía apreciable para precipitaciones inferiores a los 200mm/h, ni tampoco se superó el 2.5% de escorrentía residual.
- Las precipitaciones pluviométricas han mostrado cierta capacidad para limpiar parte de la colmatación sufrida por las superficies porosas, especialmente en el caso de

hormigón poroso, donde se observaron mejoras del 25-50% en la capacidad de infiltración. Sin embargo, las superficies de asfalto poroso no mostraron recuperaciones apreciables de la capacidad de infiltración para ningún escenario.

- El árido reciclado ha mostrado aumentar significativamente la capacidad de retención de agua del firme frente al árido calizo. Además, en términos de calidad de agua, se ha observado en general un mejor comportamiento del árido calizo, especialmente en lo referente a los valores de pH y EC del agua efluente, especialmente en comparación con los resultados observados en las plazas de firme con sub-base de escoria LD.
- Tanto los sistemas de cunetas verdes, como los drenes filtrantes, han mostrado un agua efluente con una calidad media, significativamente superior a la obtenida del sistema de cuenta de hormigón convencional, especialmente en OD (entre +18 y +35%), SST (entre -56 y -76%) y turbidez del agua (entre -54 y -59%). De hecho, los valores de sólidos (SST) detectados en el efluente de los SUDS lineales monitorizados han alcanzado valores inferiores a los 10mg/l, muy por debajo de los valores reportados por la bibliografía. Esta mejora es probablemente debida a la inclusión de una capa de geotextil en la cuneta verde y de una tubería perforada en el dren filtrante, configuraciones que favorecen la reducción de sólidos, bien sea por filtrado o sedimentación.
- Comparando entre cunetas verdes y drenes filtrantes, se ha observado una mayor capacidad de depuración en el sistema de dren filtrante, reduciendo significativamente la contaminación asociada a EC (-15%), TSS (-20%) y HTP (-42%) respecto a los sistemas de cuneta verde.

5.1.2 Conclusiones generales

- Con el estudio de las técnicas SUDS de firmes permeables y sistemas lineales en la presente tesis doctoral, se ha logrado un aporte original al conocimiento cuantificado sus efectividades en mejorar la gestión de aguas pluviales, y su capacidad de mitigar los efectos perjudiciales que la urbanización tiene en el ciclo natural del agua en distintos entornos urbanos.
- Los materiales constituyentes y la configuración estructural de los SUDS estudiados, han demostrado tener una influencia significativa en su comportamiento hidráulico y

en su efectividad depuradora, evidenciando la importancia de un correcto diseño y construcción en estas técnicas, más susceptibles, si cabe, que las técnicas convencionales, a fallos por un diseño inadecuado.

- Los materiales superficiales empleados en las técnicas de firmes permeables, han mostrado influir significativamente tanto en la capacidad de infiltración como en la capacidad de depuración del agua que tienen estos los firmes, especialmente en la contaminación por sólidos e hidrocarburos.
- El tipo de material poroso empleado en superficie, su volumen de huecos, la cantidad de sedimentos y las características pluviométricas han demostrado influir significativamente en la pérdida de permeabilidad a lo largo del tiempo.
- A pesar de la importante pérdida de permeabilidad observada en las superficies porosas por efecto de la colmatación, la capacidad de infiltración que muestran al cabo del tiempo sigue siendo suficientemente elevada para poder gestionar eventos de lluvia extrema sin generar escorrentía apreciable.
- En términos de capacidad de infiltración y de resistencia a la colmatación, se ha observado un mejor comportamiento del hormigón poroso, en comparación con el asfalto poroso. Los resultados obtenidos muestran una mayor capacidad de infiltración inicial, una mayor capacidad de infiltración conservada con el paso del tiempo y una menor tasa de colmatación, en las superficies de hormigón poroso, para todos los volúmenes de huecos considerados y en diferentes escenarios de colmatación, tanto a escala de laboratorio como a escala real en los emplazamientos experimentales.
- El efecto de las precipitaciones en la reducción de la colmatación, ha mostrado ser variable en función del tipo de material de la superficie, su volumen de huecos, la cantidad de sedimentos existente y la intensidad de la lluvia precipitada, siendo más significativo para mayores volúmenes de huecos, cantidad de sedimentos e intensidades de lluvia.
- El tipo de árido empleado en sub-base de las técnicas de firmes permeables, influye, a la vista de los resultados de la investigación, tanto en la calidad como en la cantidad del agua efluente. La capacidad de absorción de agua y la granulometría del árido de sub-base, han mostrado ser las dos características significativamente más influyentes en la capacidad de los firmes permeables para retener la escorrentía.
- Los SUDS lineales analizados han mostrado su capacidad para mejorar la calidad del agua de escorrentía, en comparación con una cuneta de hormigón convencional,

mostrando el gran potencial que pueden tener estos sistemas para mejorar la gestión de las aguas pluviales y de escorrentía en infraestructuras viales urbanas.

- Los sistemas de drenes filtrantes presentan una mayor capacidad para reducir la contaminación del agua de escorrentía superficial, comparado con los sistemas de cuneta verde, especialmente de la contaminación asociada a sólidos e hidrocarburos, llegándose a obtener concentraciones efluentes que permitirían incluso su reutilización como agua regenerada.

5.2 FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

En base a los resultados obtenidos en la presente tesis doctoral, y a las observaciones realizadas durante el desarrollo de la misma, se plantean como futuras líneas de investigación las siguientes:

- Desarrollar nuevas superficies porosas que, además de proporcionar beneficios en términos de reducción de escorrentía y filtro de contaminantes, sean capaces de soportar las diferentes cargas asociadas al tráfico, incluyendo altos volúmenes de tráfico y tráficos pesados. En concreto se sugiere desarrollar:
 - Hormigones porosos hidráulicos reforzados con polímeros y/o fibras poliméricas.
 - Mezclas bituminosas porosas realizadas con betunes de alta viscosidad, fibras y aditivos estabilizantes, nano-materiales, geo-polímeros y aditivos antienviejecimiento.
- Analizar la resistencia en condiciones extremas de los diferentes materiales de construcción empleados en las secciones de firmes permeables, prestando especial con el objetivo de cuantificar y mejorar su resiliencia a los efectos del cambio climático.
- Estudiar la potencial aplicación de las técnicas de firmes permeables en la reducción del efecto isla de calor, analizando la influencia del diseño y los materiales de construcción empleados en la capacidad de regular las temperaturas, estudiando particularmente la mejora de las tasas de evapotranspiración que hace que estos firmes sean considerados también como “cool pavements”.
- Profundizar en el estudio de los materiales porosos empleados en las técnicas de firmes permeables, analizando y cuantificando la relación existente entre los parámetros de diseño, la estructura y geometría de los poros, el potencial de colmatación y la capacidad de infiltración, mediante el uso de técnicas de tomografías de rayos X y procedimientos de simulación numérica.
- Analizar en detalle la influencia de las precipitaciones en la limpieza registrada sobre las superficies permeables, estudiando la relación existente entre las características de la lluvia producida y la capacidad de infiltración recuperada.
- Profundizar en el análisis de la capacidad de depuración de los firmes permeables en función de los materiales empleados en cada una de sus capas y del diseño de la

sección, prestando especial atención a la depuración en tiempo real y a la función depuradora propiciada por cada elemento de la sección del firme.

- Analizar la influencia de la cantidad, tipología y características de sedimentos viarios sobre la colmatación de las superficies empleadas en las técnicas de firmes permeables, para poder proporcionar diseños y planes de mantenimiento adaptados a las características de la cuenca donde se instalen.
- Profundizar el estudio de la función hidráulica y depuradora de los sistemas lineales de drenaje, como cunetas verdes y drenes filtrantes, en el marco de un tren de tratamiento de aguas pluviales.
- Estudiar el potencial uso de materiales de construcción alternativos para la mejora de la calidad del agua efluente, yendo más allá del uso de la escoria LD, estudiado en la presente tesis, por ejemplo, con el uso del biochar, en la constitución de diferentes elementos de las técnicas SUDS.
- Perfeccionar los dispositivos de medida de la capacidad de infiltración basados en simulaciones de lluvia, para que sean capaces de reproducir de forma aún más fiel las características de la lluvia.
-

Capítulo 6. EXTENDED ABSTRACT

TITLE OF PhD THESIS

Research and development of permeable pavements and lineal drainage systems to improve stormwater management in urban areas

Author: Valerio Carlos Alessio Andrés-Valeri

Advisors: Jorge Rodríguez-Hernández, Luis A. Sañudo-Fontaneda.

ABSTRACT

Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS) are a set of techniques that arise as one of the best possible solutions for dealing with stormwater related problems of densified urban areas. Although the SUDS capacity for treating these problems is well documented in the bibliography, their capacity for reducing water volumes and pollutants is very disperse among studies. The type of SUDS, duration, design, the used materials, basin characteristics, traffic levels, vegetation and maintenance levels are key factors that affect SUDS performance and efficiency. The selection of the most appropriate system depending on the objective, the material selection for their construction, the maintenance frequency and the long term performance of these techniques are important issues that require further research. The research developed in the framework of this PhD thesis is focused on giving answers to basic questions related to the hydrological performance of different SUDS that can be applied for the hydrological rehabilitation of urban road infrastructures. With this main aim, an extensive review of the bibliography has been performed in order to select the most suitable techniques to be used in road infrastructures. Three SUDS techniques were selected for analysis on the basis of the bibliographic research: swales, filter drains and permeable pavements. Several aspects related to water quality and quantity have been analysed, both in the field and at laboratory scale. The influence of the used systems, materials and designs, the rainfall characteristics, sediment loads and characteristics are the main factors that are analysed in this thesis. The outcomes of the performed research showed significant improvements in the stormwater management provided by all SUDS analysed. PPS performance showed to be highly influenced by the used materials and designs. ICBP and porous surfaces providing the best performance in terms of infiltration capacity and pollutants retention, especially PC one, which showed the best overall performance. On the other hand, recycled aggregates

increase the water retention, in relation to limestone, while BOF-Slag provided water quality values that can be toxic for receiving waters limiting its application to sub-base layers. Additionally, linear drainage systems showed able to maintain a better general water quality than conventional concrete ditches, reducing pollution from solids and hydrocarbons. Filter drain systems had the best outflow water quality showing significantly lower pollution levels than swales. All these results together proved the great potential of the selected SUDS techniques to reduce stormwater related problems in road infrastructures from urban areas.

FRAMEWORK

This PhD thesis has been presented as a compendium of published research papers according to the regulations of the PhD degree in the University of Cantabria (Spain).

This thesis belongs to the Research line “Research and construction of Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS)” developed at the GITECO Research Group of the University of Cantabria. The research line was created in 2003, and since then an uninterrupted research activity has taken place through different research projects, highlighting 5 projects of the Spanish National Research Program. The main outcomes of the research line include the development of the SUDSLab laboratory of the University of Cantabria and different experimental sites in which various SUDS have been installed, tested and monitored. Additionally, 6 PhD theses and more than 20 research papers indexed in the Journal Citation Report have been published, and more than 30 oral presentations to international conferences have been presented.

This PhD thesis, the 7th of the research line, is mainly included in the research project entitled “Hydrological Rehabilitation of Urban Road Infrastructures”, with reference BIA2012-32463, co-funded by the National Research Program and EU-ERDF. Additionally, the PhD candidate was awarded a Pre-doctoral fellowship funded by the Spanish Ministry of Economy and Competitiveness (reference BES2013-062604). This fellowship helped the PhD candidate to develop his PhD studies, including two research periods:

- Four-month pre-doctoral period in the Politecnico di Milano (Italy) working with Professor Maurizio Crispino

- Three-month pre-doctoral period in the University of Florida working with Professor John J. Sansalone.

The compendium of research articles that support this PhD thesis includes the following papers:

- *Water quality and quantity assessment of pervious pavements performance in experimental car park areas* (DOI: 10.2166/wst.2014.056), accepted for publication in January 2014 and published on January 2014.
- *Field Study of Infiltration Capacity Reduction of Porous Mixture Surfaces* (DOI: 0.3390/w6030661), accepted for publication and published in March 2014.
- *Comparative analysis of the outflow water quality of two sustainable linear drainage systems* (DOI: 10.2166/wst.2014.382), accepted for publication on August 2014, and published in October 2014.
- *Laboratory Study on the Stormwater Retention and Runoff Attenuation Capacity of Four Permeable Pavements* (DOI: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001033), accepted for publication on December 2015 and published in February 2016.
- *Laboratory Assessment of the Infiltration Capacity Reduction in Clogged Porous Mixture Surfaces* (DOI: 10.3390/su8080751), accepted for publication and published in August 2016.

THESIS MOTIVATION AND AIMS

Although the SUDS effectiveness in the reduction of the main problems related to stormwater management in urban areas is well demonstrated in the bibliography, there are still many doubts about their performance and potential uses. The selection of the most appropriate system depending on the objective, the material selection for their construction, maintenance needs and long term performance of these techniques are important issues that need further research. The research developed in the framework of this PhD thesis is focused on giving answers to basic questions related to the hydrological performance of different SUDS that can be applied for the hydrological rehabilitation of urban road infrastructures.

The main aim of the PhD thesis is to assess the performance of different SUDS in reducing stormwater related problems in urban areas, especially those related to stormwater quality and quantity issues. With this main aim, an extensive review of the bibliography has been performed in order to select the most suitable techniques to be used in densified urban areas. Based on the outcomes of this bibliographic research, and depending on the availability of experimental sites which allows to monitor water quality and quantity aspects, three SUDS techniques were selected for further analysis: swales, filter drains and permeable pavements. Several aspects related to water quality and quantity have been analysed in order to assess their efficiency in helping in the stormwater management of urban areas.

To reach this aim, the research has been divided in various particular objectives:

- Assess the hydrological performance of different permeable pavement structures in order to quantify the influence of the used materials in the performance of the whole system.
- Assess the efficiency in reducing water pollution of swales and filter drains as potential substitutes for conventional drainage systems.
- Assess the influence of surface and sub-base materials in runoff reduction and retention of permeable pavement systems.
- Assess the permeability loss in porous surfaces used in permeable pavements due to the surface clogging effects, in order to quantify the long performance of these materials.
- Study and quantify the relationship between the infiltration capacity of porous surfaces, the main parameters of the mix design, sediment dry deposition and rainfall characteristics.

INTRODUCTION

BACKGROUND

Cities have been the central point of social, cultural and economic development since ancient times. From the earliest human settlements, the choice of a suitable location which favors social, political and economic activities was a fundamental goal, which was valued together with climate and soil due to their influence on agricultural activities and the proximity of sources of drinking water and mineral resources [3].

From an environmental point of view, the great ancient cities were overcrowded mainly due to the limits of the defensive walls. This situation, together with inadequate or nonexistent infrastructure meant that the health status of the European population at the beginning of the 20th century was precarious [2]. This society showed huge health, economic and social deficiencies. The high mortality rates were linked to unhealthy situations affecting all areas of people's lives.

The shortcomings associated with the use of water were one of the elements most clearly related to health problems. Unsuitable water management from urban areas produced stagnation and favored the development of disease-carrying organisms. In addition, the incorrect laying of water pipes favored the contamination of water, resulting in unsafe water, which ultimately was the cause of several epidemics in the late 19th century. This led to the need to quickly evacuate the water from cities, leading to the great revolution in sanitation and wastewater treatment that occurred during the twentieth century [2], in which the rain water has to be evacuated as soon as possible from urban areas [139].

Actually, a new development in water management of urban areas is taking place. With the increasing trend of migration from rural to urban areas during the 20th century, there was a rapid growth of cities, thereby increasing impervious areas and altering natural drainage systems [4]. Additionally, stormwater runoff uses impervious surfaces as natural water channels, washing off all the substances deposited on them. The final results is an increase of the water volumes that have to be managed, and an increase of the pollutants loads in stormwater runoff [10-13] causing problems in stormwater management [126], disruption of natural water balance [8], non-point pollution [127], lack of urban services [104] and loss of natural wealth [31].

Additionally, high stormwater runoff volumes produced by extreme storm events increase the water quantity that needs to be collected, transported and treated. In areas with combined sewerage systems, it may also produce the so called Combined Sewer Overflows (CSO). CSO are wastewater discharges to natural water bodies in some points of the sewerage network due to the unavailability of the system to manage all the water volumes that circulates through the system. Although the wastewater discharged is normally very diluted with stormwater, the pollution levels are enough to produce toxic effects in the surrounding environments, being one of the most important problems related to wastewater management since the transposition of the Directive 2000/60/CE (2000), also called Water Framework Directive.

Given the rapid development and growth of urban areas, and the Climate Change effects, the problems caused by stormwater runoff have become important because sewerage systems are unable to adequately manage urban runoff produced during highly intense rainfall. There are two main problems:

- Inefficient management of the runoff may lead to local flooding in urban areas with an overloaded sewage system. In this context, the largest urban areas are at high risk due to their high population density, which makes them especially vulnerable [6];
- Water quality aspects described in several studies confirm the contamination present in surface runoff, highlighting the distributed origin of the pollutants that cause diffuse pollution [19]. This pollution comes from substances deposited on the urban surfaces and subsequently washed away by runoff, so is directly related to the land uses [20].

There are two possible solutions to these problems: increasing the collectors' capacities in urban areas with drainage problems or augmenting the infiltration capacity of urban surfaces [139]. Although both options have an additional cost, it is clear that the capacity of collectors should increase at the same pace as the city grows in area and population. Therefore, collectors must be periodically extended to meet new needs, which

results in higher treatment and pumping costs. Thus, the option of increasing the infiltration capacity of urban surface may be attractive in terms of sustainability.

SUSTAINABLE DRAINAGE

In this context, sustainable drainage techniques have emerged as a set of systems that reproduce the natural processes of water management. Their purpose was to mitigate the peak flow volumes of runoff and reduce water pollution by implementing mechanisms of infiltration, transport and retention. The initial development occurred in USA in the 1970s with the name of Best Management Practices (BMPs) and then, in the late 1980s in Europe, with the name of Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS). Back in the early 1990s, the concept was introduced in Australia with the name Water Sensitive Urban Design (WSUD).

In Spain, these techniques have had different names since their introduction in the early 1990s. Originally called Compensatory Infiltration-Retention Techniques (Técnicas Compensatorias de Infiltración-Retención—TECIR), different names were later coined to define them, such as Sustainable Urban Drainage Techniques (Técnicas de Drenaje Urbano Sostenible—TEDUS) or Sustainable Urban Drainage Systems (Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible—SUDS).

SUDS arose as a set of drainage techniques and comprehensive solutions for dealing with urban stormwater related problems [93]. These systems aim to mimic the natural processes by which the natural environments deal with stormwater, aiming to reduce stormwater volumes and pollution levels by using infiltration, filtration and retention mechanisms. In general, SUDS can be classified in source control systems (permeable pavements and infiltration trenches), transportation systems (swales, filter drains and vegetative filter strips), and retention and passive systems (ponds and wetlands).

Although the SUDS capacity for dealing with stormwater related problems is well documented in the bibliography [43-45], their capacity for reducing water volumes and pollutants is very disperse among studies. The type of SUDS, its design, the materials used, the basin characteristics, traffic levels, vegetation and maintenance are key factors that affect SUDS performance and efficiency [43-48]. The scarce availability of free space in highly densified urban areas, limits the selection and application of SUDS techniques. In this sense, it is important to select systems that can be installed in reduced spaces, prioritizing multifunctional systems. Among the different SUDS systems, grassed

swales, filter drains, infiltration trenches and permeable pavements are probably the most suitable systems to be used in the hydrological rehabilitation of urban road infrastructures. These techniques can be installed replacing conventional ditches and pavements in certain areas, limiting the surface occupation, and can be configured to avoiding water infiltration to the sub-soil, a very important issue in relation to the structural performance of nearby buildings and constructions.

Permeable Pavements

Permeable Pavement Systems (PPS) are one of the most researched and used SUDS [21,49-56] , because of their widely-proven performance in reducing stormwater related problems in urban areas [27, 42]. PPS have important advantages [94], not only in the reduction of runoff [95], but also in the reduction of pollutants [96], recharge of aquifers [97], erosion control [98] and increased urban amenity [99]. The main applications of PPS in urban areas are car parks for light traffic where PPS have the potential to occupy large urban areas [100], access roads for residential streets, parking areas and roads for recreational facilities such as golf courses and bike lanes, amongst others [101]. There are many field studies of the efficiency of PPS such as Collins et al. [51] in the USA, Pratt et al. [102] in the UK, Lucke and Beecham [53] in Australia, Pagotto et al. [103] in France, and Acioli et al. [104] in Brazil, amongst others. In spite of the fact that the results are slightly different depending on the climatic conditions of the region where the car park is located, important benefits in terms of runoff reduction, water quality and amenity were demonstrated in all of them.

PPS are mainly composed of several layers of pervious materials that provide adequate structural capacity to support the traffic loads applied over them and allow the water to infiltrate whilst retaining pollutants through filtration, retention, adsorption and sedimentation processes. Infiltrated water can be stored for secondary reuse, or can be infiltrated to the sub-soil in order to recharge aquifers. Preliminarily, no specific design and aggregate gradation is used for PPS design. Generally, a permeable pavement cross-section consists of a permeable surface on top, an open graded bedding layer, a subbase reservoir layer, and the compacted subgrade (Figure 1). A non-woven geotextile can also be used to separate the bedding layer and the reservoir bed and/or over the subgrade soil. Perforated pipes [5], geocomposites or waterproofing membranes can also be incorporated in the cross section for specific applications.

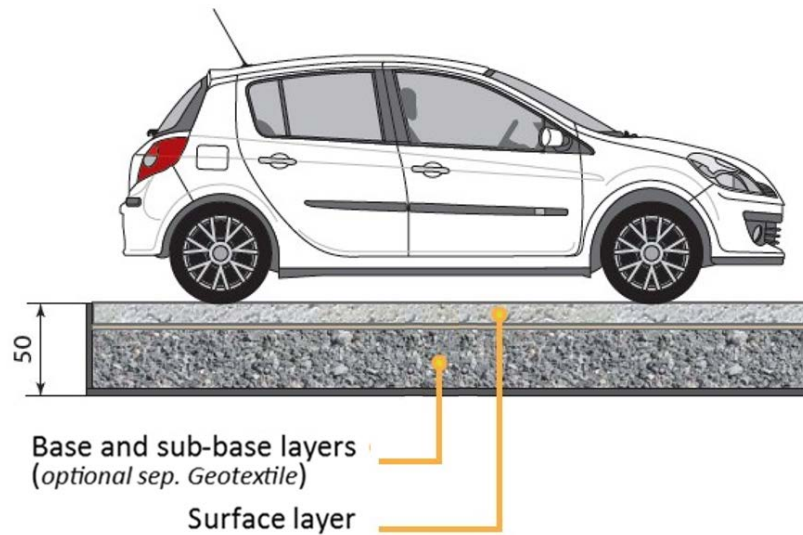


Figure 1. Typical Permeable Pavement Cross Section

There are various types of permeable surfaces that are frequently used in permeable pavement systems, including [9, 27, 42, 43, 119, 148]: porous pavement materials, permeable interlocking pavers and vegetated surfaces reinforced with concrete or plastic grids. Other possible surfaces include soft paving materials, such as wood mulch and crushed shells, which are typically used for foot traffic.

Permeable Interlock pavers

Permeable interlocking pavers are common pavers, but designed for allowing water infiltration (Figure 2). Compared with most other porous paving materials, properly constructed block pavement is characteristically solid and stable, so it can bear almost any traffic including moving vehicles [70]. They can belong to two different categories: porous blocks (Figure 2a) or impervious blocks with open joints (Figure 2b). Both systems allow water to infiltrate across the pavement surface. The air void content in porous materials normally exceeds 20%, while the joints in impermeable blocks typically cover about 8% to 20% of the total pavement surface area, and are normally filled with 2-5 mm aggregate material [74]. This type of surface relies on blocks geometry to provide interlocking and structural strength. They can be used to create a permeable surface with the aesthetic appeal of brick, stone, or other interlocking paving materials. Although blocks are often made with high strength concrete.

Porous paving blocks are made of specially designed porous concrete and exhibit better fatigue behaviour than those without polymers. Yet it has been shown that these

improvements decrease for low values of stress levels, and sometimes appear to be negligible in the case of traffic loads on main and highway roads [143]. These concrete products can work as pollution sinks, because of their particle retention capacity during filtration. The high porosity of the special concrete leads to good infiltration and air exchange rates. Filtered out pollutants can sometimes be removed by cleaning of the pavement.

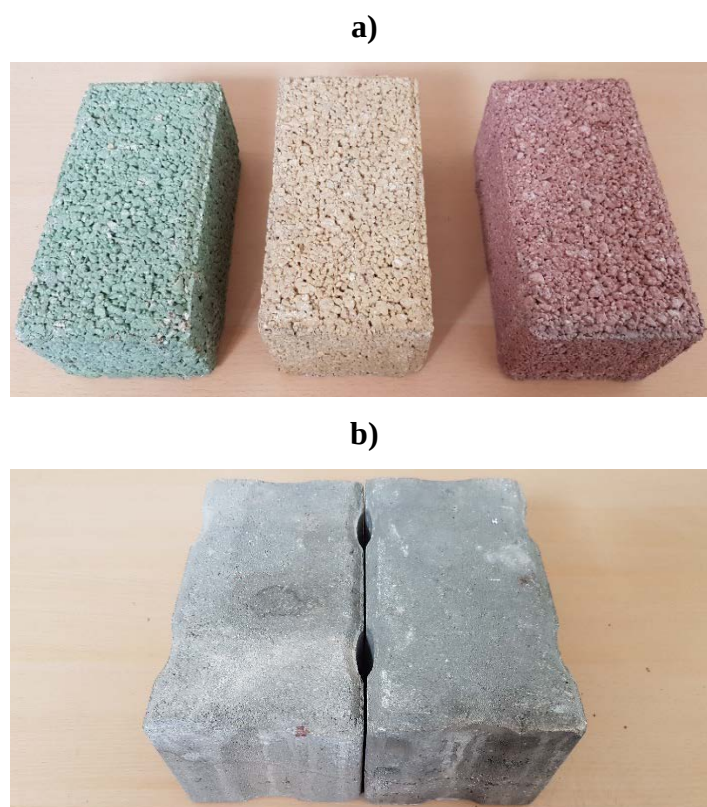


Figure 2. Interlocking pavers: a) Porous pavers and b) Interlocking pavers with open joints

Grassed Surfaces

The design and function of grassed surfaces reinforced with plastic or concrete grids (Figure 3) generally have significant differences in the impervious area of the pavement surface in relation to previously described surface types. Grass reinforced with concrete grids are generally much larger than the individual interlocking block pavement surfaces and they have more open void spaces to promote infiltration. The percentage of open void space ranges from between 20 and 50% for concrete grids and between 90 and 98% for plastic grids [74].

Regarding material used for filling the void spaces in plastic or concrete grids, it is normally composed by a suitable combination of mineral aggregates and organic material, in order to maintain adequate infiltration capacities while sustaining the vegetation and filtering the runoff. Locally available grasses, resistant to droughts conditions and high pollutants load can be selected as vegetal coverage. Grass planted in the paving apertures often experiences severe heat stress in dry periods which can make it to die-off. This can then lead to erosion of the soil in the paving apertures during heavy rainfall. This type of system appears to be generally more suitable for cooler climates [53].

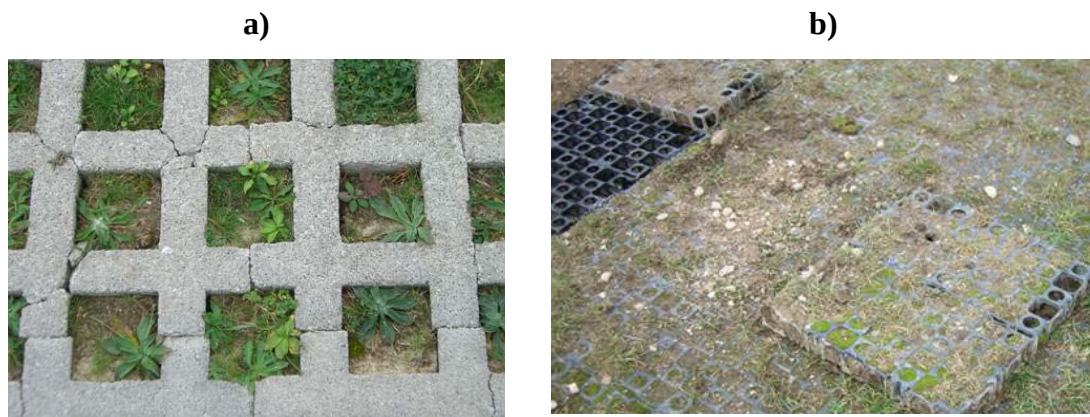


Figure 3. Grassed surfaces: a) Grass reinforced with concrete cells (GRCC), and b) Grasse reinforced with plastic cells (GRPC)

Porous surfaces

Porous surfaces are a special type of permeable surfaces, being composed of a granular skeleton coated by a binder. Depending on the binder used, two main types of porous surfaces may be defined: Porous Asphalt (PA) when the binder used is bituminous (Figure 3a) and Porous Concrete (PC) when the binder used is a cementitious material (Figure 3b). The infiltration capacity of porous materials is closely correlated with the air void content in the mixture. For this reason, PC and PA mixtures are designed to maintain high air void contents, normally higher than 18-20% [153]. According to the American National Center for Asphalt Technology (NCAT), the minimum infiltration capacity of porous friction courses should be 100 m/day [153] being observed by some researchers that the minimum air void content that enables these infiltration capacities to be achieved is 15% [154].

One of the main concerns about the use of porous surfaces for both the scientific and engineering communities is the infiltration capacity reduction due to the progressive

clogging of the surfaces by sediments deposited on the pavement and transported by the runoff [53, 63, 158, 159]. The potential clogging of porous surfaces is highly dependent on the relationship between the pore size distribution of porous mixtures and the particle size distribution of the clogging material [63, 152]. The porous matrix of porous materials acts as a filter media, retaining part of the sediments and the pollutants attached to them [63]. As the filtration progresses over time, the accessible air voids are progressively clogged and porous materials tend to lose their infiltration capacity [65-66]. The retention of solid particles over time progressively reduces the pore diameter in the pavement surface, also reducing the diameter of the retained particles [160]. As the process continues, a thin layer of strained material is formed above the pavement surface, dramatically reducing the infiltration capacity of the pavement [63, 152]. The local conditions of the pavements, especially in relation to the sediment types, sizes and deposition rates, the average daily traffic and the rainfall regime are important factors influencing the clogging rate of porous mixtures [47, 48, 61, 152]. In addition, some studies report that the rainfall itself could influence the clogging dynamics in porous mixtures, producing the partial wash off of the sediments deposited on the pavement [142].



Figure 4. Porous surface materials: a) Porous asphalt (PA) and b) Porous Concrete (PC)

Linear Drainage Systems

Swales

Swales are small opened superficial channels, covered by vegetation, which conduct stormwater runoff to the sewerage system or to another drainage system [78, 79]. Their structure is generally linear, and are normally placed in roadsides of motorways in order

to collect the runoff generated by the surrounding impervious areas. Generally, these systems are designed to have very reduced slopes, in the range of 1-3% [79]. However, sometimes small dams are incorporated in order to reduce water velocity, helping to increase the system slope [16]. These systems are normally used for reducing runoff pollution by applying filtration, retention and sedimentation mechanisms [31]. Floor plan dimensions are relatively small, requiring at least 60 cm of channel width and 50 meters long in order to ensure adequate water residence times in the system [16]. The main advantages of using these systems are related to pollutants filtration and peak flows reduction [43, 80]. The impact of these advantages is however conditioned by the specific typology of swale used. There are two main types of swale systems [43, 81]: vegetated swales and grassed swales. Grassed swales can be additionally divided into dry swales and wet swales depending on the height of the water table in the swale system.

- Vegetated swales: Vegetated swales are swales whose vegetal coverage is formed by medium sized vegetal species, with high density vegetation placed over a permeable substrate [43]. These systems can be considered as linear bioretention areas, generally used for reducing water pollution and runoff peak flows. Another advantage of these systems is their perfect integration in surrounding environments and landscapes, providing also aesthetical values [82].
- Grassed Swales: Grassed swales are essentially, conventional ditches with a permeable bottom layer, and covered by a grassed surface [83, 84]. These systems are much cheaper and easier to construct than vegetated swales. As a counterpart, filtration capacity and runoff volumes reduction are also lower than in vegetated swales, and hence these techniques are mainly used as a pretreatment system in areas with separative sewerage networks [84]. However, in areas with combined sewerage systems, these systems may be used standalone and can be very useful for reducing water pollution and delaying runoff water volumes before they entered into the sewerage network. Overall, grassed swales showed able to reduce total suspended solids, especially the coarse fraction, with reduction rates between 48 to 98% [79], but maintaining relatively high SST concentrations in the outflow, in the range of 40-50mg/l [136]. Pollutants reduction showed to be relatively high in particle bound pollutants, especially heavy metals. Effectiveness of grassed

swales is very depending on their design [85], higher pollutants reduction rates being observed in longer grassed swales with lower slopes [86]. Dry and wet grassed swales are very similar [91, 92]. The main difference between the two systems is the height of the water table. While in wet swales there is a permanent water pool at the bottom of the swale, in dry swales, water circulates superficially only when conveying runoff waters. These differences resulted in different vegetation characteristics and hence in different filtration and infiltration capabilities.

a)



b)



Figure 5. Swales: a) Grassed swale, and b) Vegetated swale

Filter Drains

Filter drains, also called French drains, are narrow and superficial ditches, filled by gravel or other permeable materials that are used for collecting and transporting stormwater runoff [31]. These systems normally incorporate a geofabric, and a perforated pipe is normally at the bottom of the gravel layer in order to increase water transportation capacity avoiding possible water run-on [16, 31]. Sometimes, the surface of the filter

drain is covered by another permeable material in order to provide strength and stability to filter drains that have to resist some kind of load. The main advantages of these systems are similar to those related to swales, including pollutants and peak flows reduction, but theoretically limited due to the absence of vegetation. Although these systems normally allow water infiltration into the ground, they can be sealed to avoid water infiltration in specific areas or for specific purposes [16, 43]. These systems are normally placed in roadsides of motorways and parking areas and can be used for replacing swales when there is not enough space [31, 43]. For their correct performance, they need to be built with reduced slopes, between 1 to 3%, and have to be installed with precaution in the nearness of building and roads in order to avoid possible effects on their structural behavior [43]. The main disadvantages related to these systems are the superficial clogging and the maintenance needs for cleaning filter drains surface from vegetation.



Figure 6. Filter drain with concrete reinforced cells surface

MATERIALS AND METHODS

GENERAL DESCRIPTION

The general methodology followed in this PhD thesis to reach the proposed research objectives has been structured in two basic steps. Initially various experimental sites have been selected for on-site testing and monitoring in order to assess the performance of different SUDS in real conditions. Once the data obtained by the performed on-site tests has been analysed, a set of laboratory tests was developed in order to complete the data obtained by on-site testing with measurements of the systems performance under controlled conditions. Based on these criteria, the particular methodologies used in each research paper has been developed, and summarized below.

WATER QUALITY AND QUANTITY ASSESSMENT OF PERVIOUS PAVEMENTS PERFORMANCE IN EXPERIMENTAL CAR PARK AREAS

Three experimental car park areas located in the north-Atlantic region of Spain have been monitored to assess PPS infiltration and filtration capacities according to the used materials. All parking areas were located on the north coast of Spain which has an annual average temperature and precipitation of 15°C and 1,000 mm, respectively, with similar rainfall patterns at both locations. The occupational level of all the car park bays in all the parking areas during the research period was the same (nearly 100%) which made them comparable for water quality and quantity analysis. Figure 7 shows the general car park bay features and details of the manhole access for sampling, and Table 1 shows details about the materials, layers, number of bays, and dimensions in each of the experimental car park areas.

Each car park bay in the three experimental parking areas was designed and constructed in order to store stormwater separately [107]. This was achieved by tanking the bays individually using a waterproof bituminous membrane, protected from damage due to the sub-base aggregates with a geotextile. The sub-base layer was added followed by the geotextile to separate it from the base layer aggregates, and then the surface course laid on top.

Table 1. Parking bay sections monitored at each car park area with their thickness.

Location	Layer	PERMEABLE SURFACE TYPE					
		ICBP (Aquaflo)	ICBP (Montserrat)	PA-12*	PMPC**	GRCC	GRPC
“La Guía” (Gijón) 798 bays (15 monitored) 2005 Bay dimensions 5.0 m × 2.5 m	Surface	—	100 mm	100 mm (2 layers of 50 mm)	—	—	80 mm
	Base	—	Clean limestone aggregate (50-70 mm)		—	—	Clean limestone aggregate (50-70 mm)
	Geotextile	—	Terratest TMA 125	Geotextile (Amopave)	—	—	—
	Sub-base (350 mm)	—	Recycled aggregates (3 bays)	Recycled aggregates (3 bays)	—		Blast furnace slag with a low infiltration rate
			Clean LA without fines (3 bays)	Clean LA without fines (3 bays)			
“Las Llamas” (Santander) 45 bays (45 monitored) 2008 Bay dimensions 4.2 m × 2.4 m	Surface	80 mm	100 mm	80 mm	80 mm	90 mm	80 mm
	Base	Clean limestone aggregates (50-70mm)					
	Geotextile	Inbitex (4bays)	Polyfelt TS30 (4bays)	Polyfelt TS30 (4bays)	Polyfelt TS30 (4bays)	Polyfelt TS30 (2bays)	Polyfelt TS30 (2bays)
		One-Way (4bays)	Danofelt PY150 (4bays)	Danofelt PY150 (4bays)	Danofelt PY150 (4bays)	Danofelt PY150 (2bays)	
		Without geotextile (2bays)	Without geotextile (1bay)	Without geotextile (1bay)	Without geotextile (1bay)	Without geotextile (2bays)	
	Sub-base	Clean LA without fines (350-370mm)					
“Parque Tecnológico” (Gijón) 51 bays (8 monitored) 2010 Bay dimensions 4.2 m × 2.4 m	Surface	—	100 mm (4bays)	80 mm (4bays)	—	—	—
	Base and geotextile	—	50 mm of clean limestone aggregates (4-8 mm)	70 mm of clean limestone aggregates (4-8 mm)	—	—	—
	Sub-base	350 mm of BOF-slag					
* [105], ** [106]							

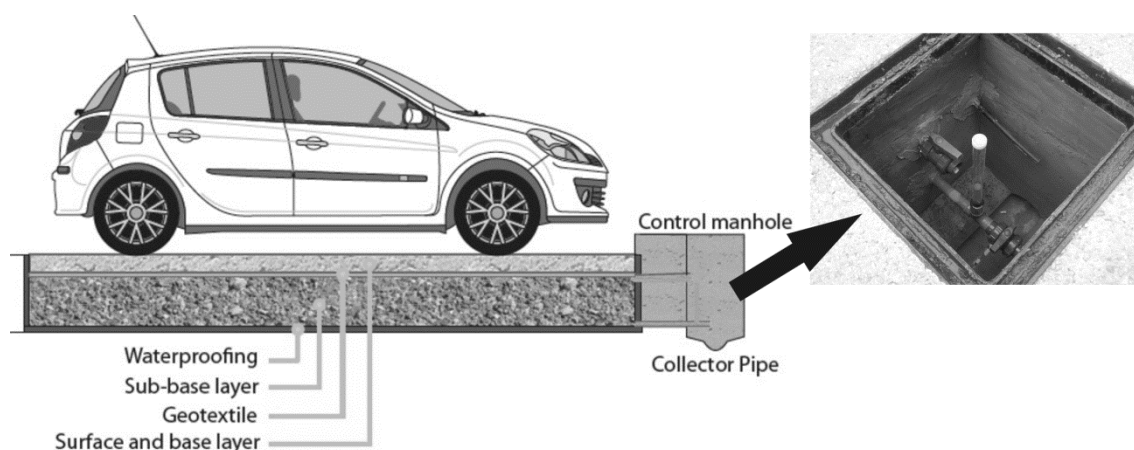


Figure 7. (Left) Generalised scheme of the PPS parking bay for all experimental parking areas and (right) the control manhole.

The particle size distributions of the sub-base layer aggregates (LA and BOF-slag) are shown in Table 2. The chemical composition of the BOF-slag was described in Andrés-Valeri et al. [108].

Table 2. Sub-base of aggregates (LA and BOF-slag) particle size distribution.

Sub-base material	Spanish UNE sieves (mm)										
	40	25	20	12.5	8	4	2	0.5	0.25	0.125	0.063
LA (% passing)		70-100	50-65	30-65	30-40	10-14	-	-	-	-	-
BOF-slag aggregates (% passing)	-	100	75-100	-	45-73	31-54	20-40	9-24	5-18	-	0-9

Methodology for measuring water quality

Water quality analysis was undertaken based on the following water quality parameters: total suspended solids (TSS) and turbidity, which are relevant indicators for water reuse according to the Spanish Royal Decree RD, 1620/2007 [109]. Others including pH, Electric Conductivity (EC) and Dissolved Oxygen (DO) were chosen as they represent water quality parameters used in previous research [107]. Finally, Total Petroleum Hydrocarbons (TPH) were measured since they have been found to be one of the most common pollutants present in runoff [110].

All experimental car park bays in all three parking areas were monitored by collecting three 1 L container of effluent water from each control manhole (see Figure 7) once a month during the research period of at least 12 months for all parking areas. The

following were measured on-site: pH, EC and DO using the multi-parameter analyzer HACH HQ-40D, whilst the remaining parameters (TSS, turbidity and TPH) were analyzed at the Sustainable Urban Drainage Systems laboratory of the University of Cantabria (SUDSlab) within 24 hours of collection.

A statistical analysis gave average outflow water quality of all the parking areas depending on the type of permeable surface and sub-base materials used. It allowed comparison of the behaviour of different materials and layers since the rainfall patterns associated with all the parking areas and the percentage of occupation of each car park bay by vehicles was similar. Therefore, neither specific rainfall events, nor surface runoff water inflow into each car park bay were taken into account since they were not the main purpose of this study.

Methodology for measuring water quantity

To assess the water quantity aspects of the whole parking area, both the “Laboratorio Caminos Santander” (LCS) permeameter [111] and the Cantabrian Portable (CP) Infiltrometer device were used in the field to measure permeability and infiltration behaviour respectively (Fernández-Barrera et al., 2008).

Three permeability tests with three repetitions per test each were undertaken for all car park bays with porous surfaces (PA-12 and PMPC) using the LCS permeameter, in order to obtain an average value. No LCS tests were carried out for the ICBP and GRPC or GRCC surfaces.

However, it was possible to use the CP Infiltrometer on all permeable surfaces at “La Guía” and “Las Llamas” to obtain their infiltration capacity. This measure is based on the height of inundation as is described in [112]. Three different rainfall intensities of five minutes’ duration were simulated per measurement corresponding to ten years (78 mm/h), fifty years (115 mm/h) and one hundred years return period (142 mm/h) in the city of Gijón, and ten years (98 mm/h), fifty years (155 mm/h) and one hundred years return period (178 mm/h) in Santander over the ICBP and PA-12 surfaces, respectively.

FIELD STUDY OF INFILTRATION CAPACITY REDUCTION OF POROUS MIXTURE SURFACES

In order to analyze the influence of the porous mixture surface type on the permeability and the reduction of the infiltration capacity in the long term, on-site measurements of the infiltration capacity were made in an experimental car park area. The whole study was carried out in the “Las Llamas” parking area in the University of Cantabria campus in Santander (Spain) 5 years after this car park was opened for light traffic. No maintenance operations have been carried out during this period. This parking area registers intense traffic activity every day, being nearly 100% occupied. Eighteen car parking bays of 4.2 m long and 2.4 m wide were analyzed with nine bays of Polymer Modified Porous Concrete (PMPC) and nine of Porous Asphalt (PA) surfaces (Figure 8).

The specific characteristics of the two porous mixture surface materials used can be checked in [121] based on the dosage recommended by [106] for PMPC, and [105] for PA. The high percentage of voids is remarkable, 25%–30% in the case of PMPC and 23% in the case of PA [122], as was the thickness of both porous surfaces (80 mm).



Figure 8. (Above) Scheme of the eighteen car parking bays analyzed, and (below) measurement zones selected within each car park bay and LCS on-site.

The infiltration capacity reduction was analyzed through the permeability results obtained now (after 5 years of operational life) in each test carried out using the LCS permeameter [111], comparing these values with those registered by [122] for the same porous surfaces when built (0.020 m/s for the case of the PMPC surfaces and 0.012 m/s for PA surfaces on average).

Nine different points were selected within each car parking bay in order to undertake the LCS tests. Each point represents a specific zone (Figure 8) which hypothetically could influence the infiltration capacity reduction. Points 1, 3, 7 and 9 (Figure 8) represent the zone of the car parking bays in static contact with wheels, the zones that directly support the weight of the vehicles when parked. In contrast, points 4 and 6 (Figure 8) represent the zones that were in dynamic contact with wheels while a vehicle is performing its parking maneuver, being part of the wheels path. Finally, points 2, 5 and 8 (Figure 8) represent the zones that almost never have been in contact with vehicles tires.

Descriptive analysis

The permeability results in the tests were partially described based on permeability ranges defined by [125] for porous asphalt surfaces when using the LCS permeameter. Each measurement zone in every car park bay and all car park bays received a score based on the time taken by the LCS test, using the criteria in Table 3. Moreover, plots of the average values of the outcome variables (permeability and reduction of the infiltration capacity) were used to analyze descriptively the infiltration behavior of the whole car parking area studied.

Table 3. Criteria for defining the permeability of a porous mixture surface when using the LCS permeameter.

TIME (seconds)	PERMEABILITY (cm/s)	SCORE
< 50	> 0.50	Newly built
50 – 100	0.25 – 0.50	High
100 – 200	0.13 – 0.25	Medium
> 200	< 0.13	Poor

Statistical analysis

To achieve the objectives explained in the introduction, a statistical methodology was designed, as it can be seen in Figure 9. The statistical approach begins with the analysis of the normality distribution of the data in order to decide the path to follow in the statistical scheme in Figure 9: Parametric test for normally distributed data and non-parametric test for non-normally distributed parameters. Then, a more in-depth statistical analysis was done based on different significance tests (see Figure 9) with the aim to determine whether there are significant differences among the results obtained for the variables considered.

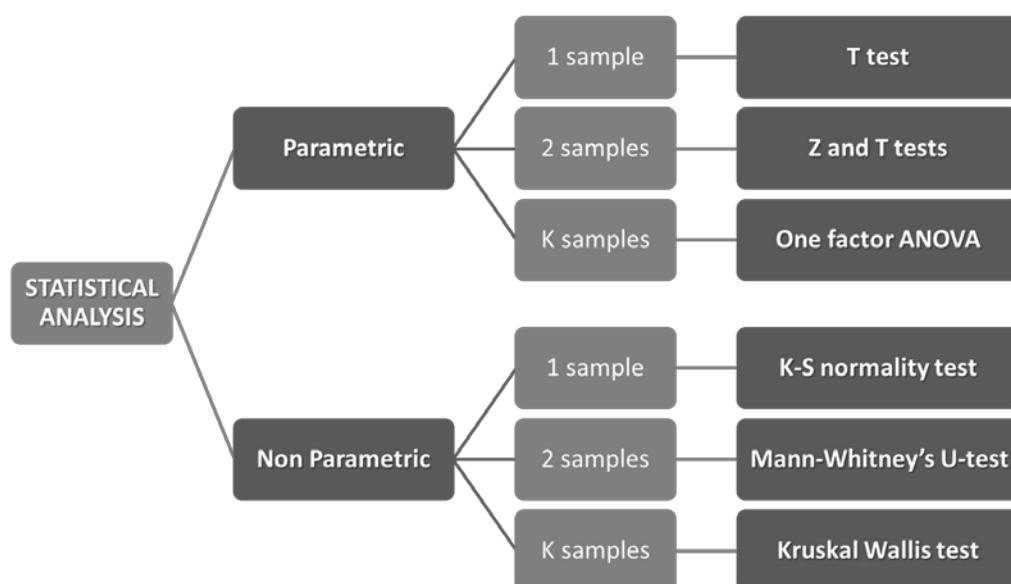


Figure 9. Scheme of the statistical methodology designed.

COMPARATIVE ANALYSIS OF THE OUTFLOW WATER QUALITY OF TWO SUSTAINABLE LINEAR DRAINAGE SYSTEMS

The main aim of this research is to analyze and compare the capacity of two SUDS-based linear drainage systems to reduce water pollutants concentration in a suburban roadside car park with low traffic and therefore with low pollution levels. This research was carried out in three full-scale drainage stretches built in a roadside car park located on the outskirts of the Northern Spanish city of Oviedo. This place is close to the

Castle-Hotel ‘La Zoreda’ Forest, an extensive green area far away from urban centers, and therefore a place with low traffic density. There are three stretches of 20m, corresponding to two sustainable drainage systems: swale and filter drain, and a third corresponding to a concrete ditch used to represent the surface runoff (Figure 10).

The pavement slope in both longitudinal and transversal directions was 2.5% and the drainage area of each linear drainage system was 100 square meters. The linear SUDS systems were designed and built with the following cross section elements:

- Pervious surface to allow the infiltration of the runoff.
- Limestone base layer with a size distribution of 4-20mm.
- Upper polypropylene based geotextile (Polyfelt TS20).
- Sub-base layer made of limestone aggregates of 20-40mm.

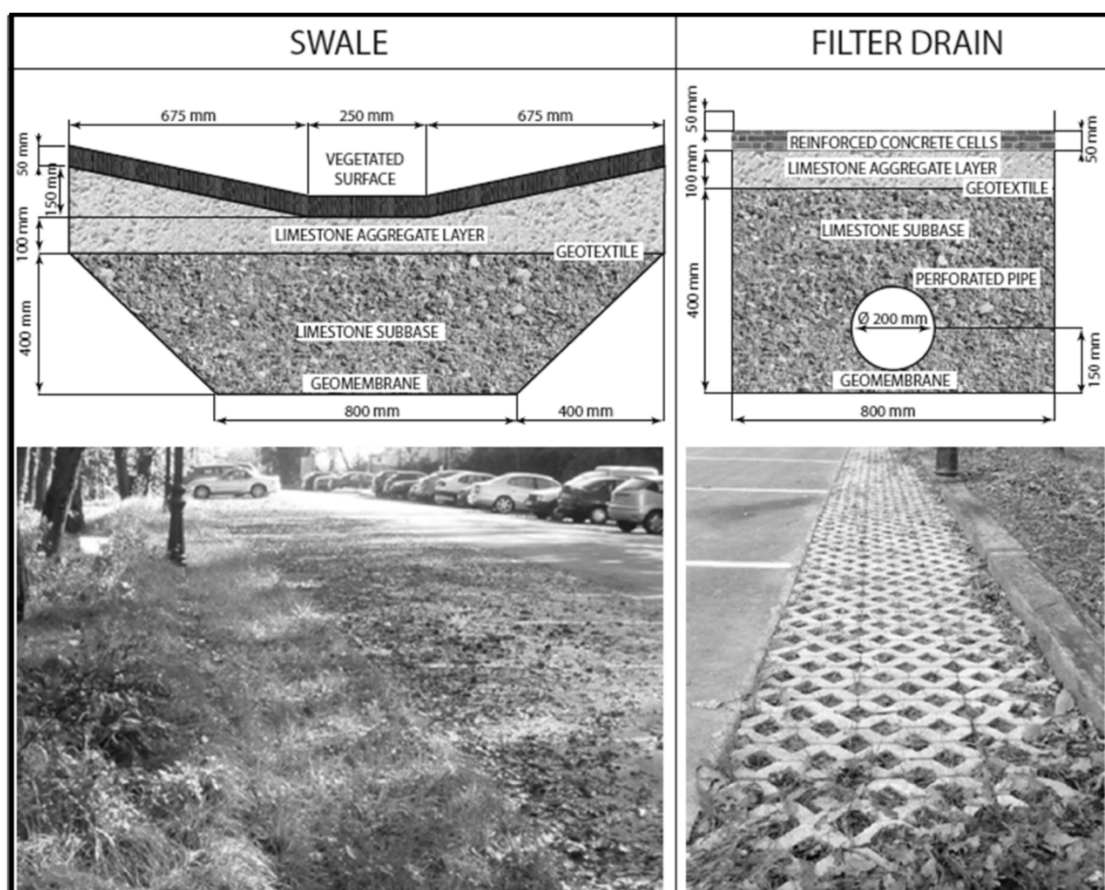


Figure 10. Cross Section and photograph of the linear systems analyzed

Under all these layers, the natural soil has been waterproofed by using a geomembrane in order to avoid infiltration into the natural soil. A control manhole was built at the end of each stretch in order to sample the sub-superficial outflow from the SUDS-based system and the surface runoff from the conventional system. The three stretches collect the runoff from the same drainage area, so the runoff volumes collected by each system could be expected to be the same. Moreover, the three stretches were placed at the same location and the water sampling was carried out at the same time, so the water quality differences between the runoff treated by each system are assumed not to be significant allowing the comparative analysis by using concentrations.

The research period started in August 2009 and lasted 25 months until August 2011. During the 25 months of the experimental program no specific maintenance was applied, so in autumn and winter periods, large amounts of leaves were deposited on the systems surfaces. This organic matter was probably the main pollution source and it affects the systems performances by reducing the infiltration capacity and affecting water quality results, especially DO, TSS and Turbidity values.

Three water samples from each drainage system were taken once a month, after the end of the rainfall events, in 1 liter containers. For water sampling, the first step was the manual mixing of the water stored in the manhole for 30 seconds in order to resuspend the solid particles deposited at the bottom of the storing chamber. The DO, pH and EC measurements were performed on site by submerging the probes (Table 4) in the water stored in the control manhole and, at the same time, the sample containers were submerged into the manhole in order to sample the stored water. Finally, after sampling, the storage chamber was cleaned and the samples were kept at $4\pm1^{\circ}\text{C}$ until the TPH, TSS and Turbidity analysis were performed in laboratory by using the test methods shown in Table 4. The results shown in this paper are the outcome of the average value of the results obtained for each sample.

In order to properly characterize the results obtained, total rainfall volumes associated with the sampling program were obtained from the Spanish Meteorological Agency (AEMET) in the weather station 1249I, located 4 km away from the experimental site. The 25 monitored storm events were selected in order to cover the full range of the rainfalls that normally occur in the north of Spain. With this aim, five groups of rainfalls

were established in order to properly select the rain events: very light rain (<5mm), light rain (5-10mm), medium rain (10-15mm), heavy rain (15-20mm) and very heavy rain (>20mm).

Table 4. Physicochemical water quality parameters monitored.

PARAMETER	UNIT	METHOD	INSTRUMENTATION	DETECTION LIMITS
Total Petroleum Hydrocarbons (TPH)	mg/l	ASTM D7066-04	Horiba OCMA-310 absorption infrared oil detector with the solvent S-316	0.1 mg/l
Dissolved Oxygen (DO)	mg/l	Hach Method 10360 (US-EPA Approved for 40 CFR 136)	Hach HQ 40D Multi-parameter meter with LDO10103, CDC401 and PHC30103 probes	0.01 mg/l
pH	-	Hach Method 8156 (US-EPA accepted for SM 4500-H+B)		-
Electrical Conductivity (EC)	µS/cm	Hach Method 8160 (US-EPA accepted for SM 2510 B)		1 µS/cm
Total Suspended Solids (TSS)	mg/l	US-EPA Method 160.2 (UNE-EN 872:2006 in Spain)	IF platform, glass microfiber filters, vacuum pump, analytical balance (0.1 mg), desiccator and laboratory oven.	0.1 mg/l
Turbidity	NTU	US-EPA 180.1	Hach 2100 P Turbidimeter	1 NTU

The water quality results were statistically analyzed by using IBM SPSS 22 ® in order to find possible significant differences between outflow water qualities obtained from the systems studied.

The first step of the statistical analysis was to analyze the normality of the data obtained by using a Shapiro-Wilk test or a Kolmogorov-Smirnoff Test, depending on the number of samples of each population analyzed. Once the normality of the data distribution had been determined, the next step was to determine the homoscedasticity by using a Levenne Test, assessing the null hypothesis of the equality of variances.

Depending on the normality and homoscedasticity of the data distribution, different tests were applied: parametric tests for homoscedastic and normally distributed

parameters, and non-parametric tests for non-homoscedastic and/or non-normally distributed parameters. Considering that all the observations were independent of each other two kinds of test were used: the T-Test or the Mann-Whitney U-Test for two independent populations, and the ANOVA or Kruskal-Wallis test for more than two independent populations. These tests compare the results obtained from each population, assessing the null hypothesis of equality of distributions, and indicating whether the observed differences among the results for each population were statistically significant.

LABORATORY STUDY ON THE STORMWATER RETENTION AND RUNOFF ATTENUATION CAPACITY OF FOUR PERMEABLE PAVEMENTS

With the aim to analyze the influence of the surface and sub-base materials on the stormwater retention and the runoff attenuation capacity of pervious pavements over time, a long-term laboratory study was developed. Successive rainfall simulations were applied to different permeable pavement cross sections registering the lag times, retained rainfalls, times to peak and peak outflows, in order to study the differences in their hydrological performance depending on the materials used. Therefore, for assessing only the materials influence, no clogging effects were studied in the present research, limiting the results obtained to field applications, where the surface characteristics can affect the clogging influence on the hydrological behavior of permeable pavements.

Two sub-base aggregate materials, with different characteristics were used: limestone and recycled aggregate from construction and demolition debris. The gradations used were quite similar for both aggregates (Figure 11a), resulting in similar air void content. The water absorption capacities according to UNE-EN 1097-6 [199] were 1.6% for limestone and 9.4% for recycled aggregates; while the particle densities were 2702 kg/m³ for limestone and 2554 kg/m³ for recycled aggregates.

In order to study the influence of the different infiltration processes induced by porous and permeable surfaces, two different surfaces were selected:

- Interlocking Concrete Blocks (ICB) with dimensions 100x200x100 mm and 4 permeable semi-elliptical slots of 100 mm².

- Porous Asphalt with a nominal maximum aggregate size of 12 mm made with limestone aggregates and polymer-modified bituminous binder, resulting in a mixture with $20 \pm 1\%$ of total air voids.

Four permeable pavement cross sections were obtained by combining the two permeable surfaces with the two aggregate materials (Figure 11b), and four replicas of each cross section were tested. All laboratory models include a base layer of limestone aggregate (5-6.35 mm) under the permeable surface, and a plastic cell with 53 mm of thickness under the sub-base layer. Finally, two geotextile layers were used: a separation geotextile between base and sub-base, and a retention geotextile under the sub-base in order to avoid the scouring of the fine aggregates. Both geotextiles have the same characteristics: non-woven polypropylene-based geotextiles with 0.15 mm in thickness, 0.11 mm of opening size and vertical permeability of $5 \cdot 10^{-2}$ cm/s.

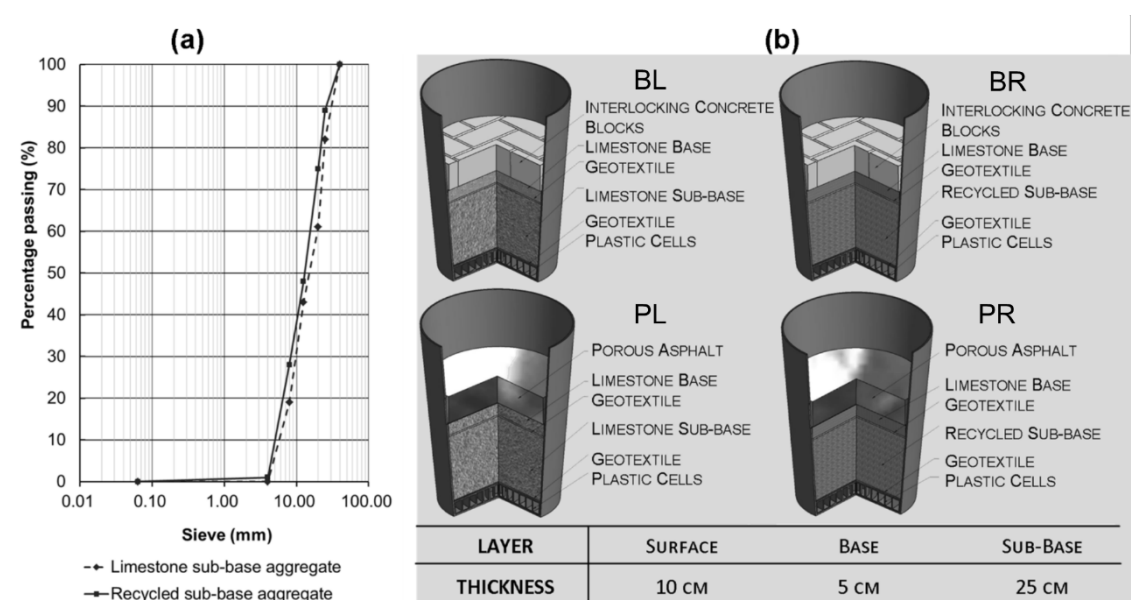


Figure 11 (a) Gradation of the sub-base aggregates; (b) cross sections tested

The simulated rainfall events were 50 mm in height and lasted 1 hour, resulting in a similar rainfall intensity used in previous studies [94, 142, 147]. In order to reduce the influence of one simulated rainfall on the following one, the dry period between successive simulations was fixed at two weeks. Four different rainfall simulators were constructed in order to test simultaneously the four replicas of each cross section. The rainfall simulators were built using cylindrical containers with droppers at their bottom. The surface covered by the droppers was 0.05m^2 so filling the containers with 2500ml a

50 mm of rainfall height was simulated. By modifying the number of droppers, different rainfall durations can be obtained. The preliminary tests had shown that by using 18 droppers, the simulated rainfall events lasted 1 hour, fulfilling the experimental design requirements. The droppers were placed covering a circular area slightly lower than the tested surface area in order to reduce possible edge effects and distilled water was used for simulating rainfall in order to avoid the progressive clogging of the droppers, what can affect the simulated rainfall characteristics.

During the monitoring period, three control tests were carried out for each rainfall simulator, measuring the cumulated rainfall volumes during the simulated rainfall events. The data obtained was mathematically modelled by polynomial distributions reaching determination coefficients higher than 0.9. By using the mathematical models obtained, the 5-minutes interval rainfall intensity was calculated for each rainfall simulator, and the results obtained are shown in Figure 12a.

Sixteen laboratory models of pervious pavements, corresponding to the four different cross sections were constructed in cylindrical containers. The surface layer was peripherally sealed with polyurethane foam in order to minimize the possible edge effects due to the containers wall. The containers provided an effective surface area of 0.05 m² and were perforated at the bottom allowing the collection of the water drained through the cross section. The rain simulators were mounted on support structures placed 50cm above the permeable surface and a funnel was placed under each laboratory model in order to collect the infiltrated water. The outflow was conducted to little rain gauges that were used to register the cumulated volumes with a precision of 7.2 ml. Each rain gauge was placed inside a plastic bucket which was weighed after the rainfall simulation in order to verify the total outflow volume. The experimental setup used can be seen in Figure 12b.

After the laboratory models were mounted, 32 rainfall simulations were applied to the permeable pavement structures over 64 weeks resulting in 1600mm of rainfall applied to each laboratory model. For all the rainfall simulations two different stormwater retention parameters were measured:

- Lag Time: time elapsed between the beginning of the rainfall and the beginning of the outflow from the permeable pavement.

- Retained Rainfall: difference between the cumulated outflow 48 hours after finalizing the rainfall simulation and the rainfall volume simulated.

Moreover, every 8 weeks the cumulated outflow volumes from the different laboratory models were registered during the simulated rainfalls with a maximum frequency interval of 5 minutes. These volumes were mathematically modelled and the 5-minute interval outflow intensities were calculated for each cross section in order to obtain the main indicators of the runoff attenuation capacity:

- The Peak Outflow, defined as the maximum 5-minute outflow intensity from the permeable pavement structure during the rainfall simulation.
- The Time to Peak, or the time passed between the beginning of the rainfall event and the occurrence of the Peak Outflow.

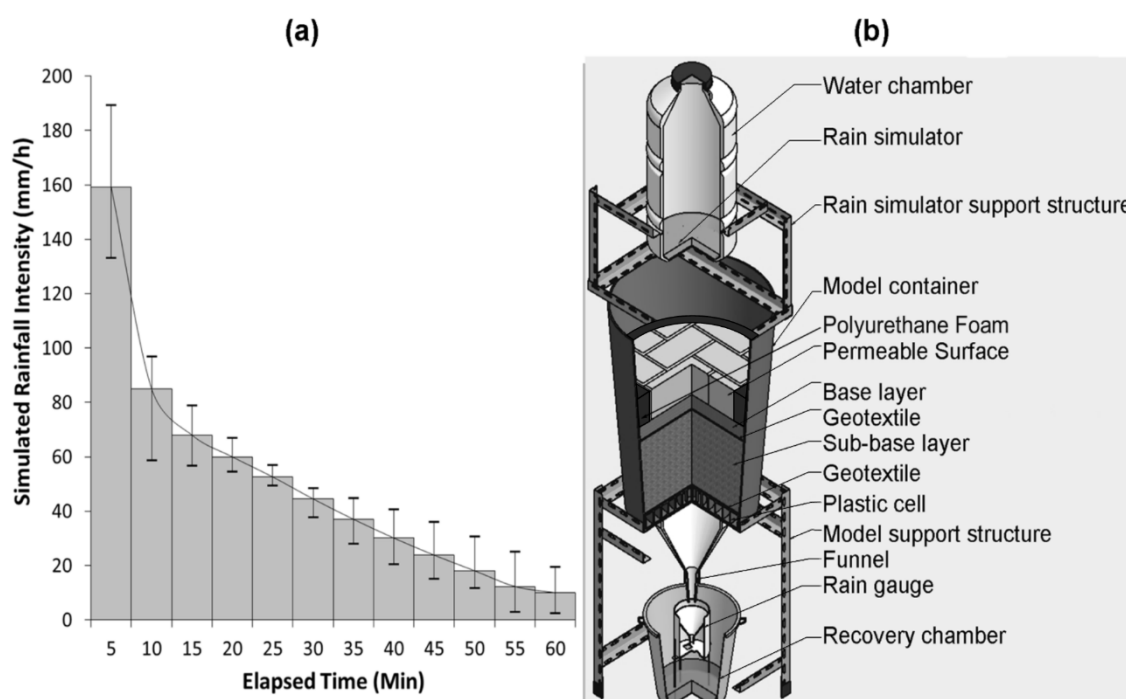


Figure 12 (a) Average simulated rainfall intensity (N=12); (b) rainfall simulation experimental set up

Finally, the obtained data was divided into two groups: a first group that enables the study of the short-term performance of the cross sections tested, in which the first 16 rainfall simulations were considered; and a second group in which the last 16 rainfall simulations were studied. Moreover, as it was necessary, the obtained results were

statistically analyzed by using SPSS software in order to enable valid interpretation of the results. All the statistical analysis were performed at 95% of confidence level, accepted as a standard value for statistical analysis.

LABORATORY ASSESSMENT OF THE INFILTRATION CAPACITY REDUCTION IN CLOGGED POROUS MIXTURE SURFACES.

With the main aim to study the influence of these parameters on the infiltration capacity of porous mixture surfaces, a laboratory study was conducted in collaboration among several universities across Europe in which PC and PA mixtures were tested. A rainfall simulator was especially developed and tailored for the simulation of rainfall events on the laboratory specimens, being one of the singular contributions of this work. This new device was used as an important part of the experiments to assess the infiltration capacity reduction of the porous mixtures under different clogging scenarios.

PC and PA slabs of 50 cm x 26 cm and 5 cm thickness were built for this experimental research in the laboratory. Six slabs of each material were produced, with three targeted air void contents (15, 20 and 25%), resulting in three slabs for each air void percentage. As the mixture design was constant, the air void content was modified by varying the compaction energy applied to each slab. While PA mixtures were compacted by using a roller compactor, PC mixtures were compacted by a percussion system until they reached the targeted void ratio for each case.

The gradations used for the PA and PC mixtures are shown in Figure 13a. While PA mixtures were produced by using a mix of 80/20% of limestone and basaltic aggregate (resp.), PC mixtures were made with coarse limestone aggregates and 5% of fine sand by weight of aggregates according to previous works [162, 163]. PA mixtures were produced with a dosage of 4% by weight of a mixture of Styrene Butadiene Styrene modified bitumen. PC mixtures were produced with Type II Portland Cement (42.5R), a water to cement ratio of 0.27 and various admixtures dosed according to the manufacturer's recommendations: high range water reducer, air entraining admixture and viscosity modifier admixture. The material used to clog the porous mixture surfaces was quarry sand. The gradation of the clogging sediments is shown in Figure 13b, and was selected in order to achieve the maximum densification of the particles according to the Federal

Highway Administration 0.45 power gradation curve [164]. The selected gradation was compared with those provided by previous studies [165-168], observing that the gradation fits well into the range of gradations found in the real scale measurements of the sediments deposited in urban areas (Figure 13b).

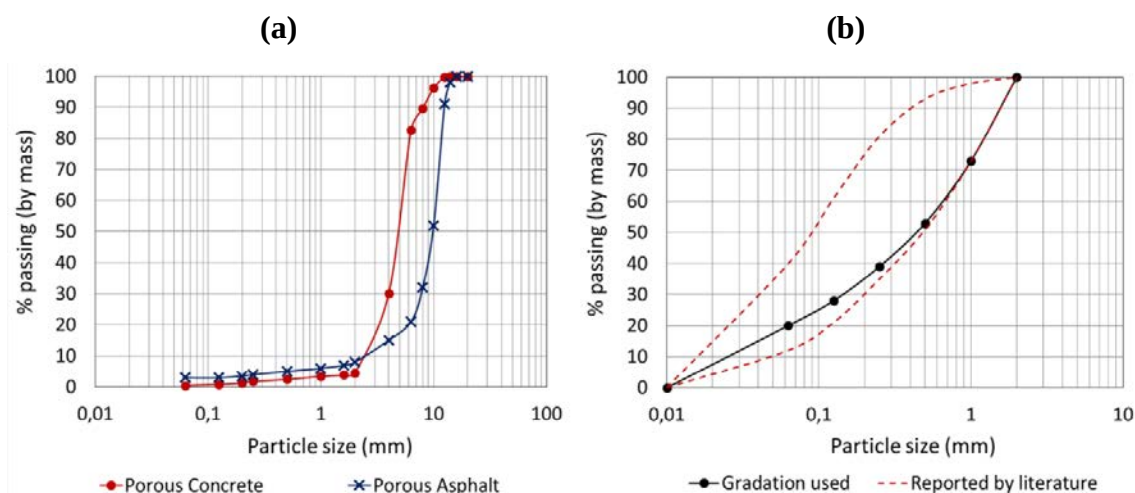


Figure 13. (a) Gradation of aggregates used in PC and PA mixtures, and (b) Gradation of clogging sediments used and range of particle sizes reported by the literature [30-33]

The infiltration capacity of the slabs tested was assessed by using a falling head permeameter according to the European Standard EN 12697-40 [184]. This standard provides the infiltration capacity based upon the discharge time, or in other words, the required time for discharging a fixed amount of water through the permeable surface. In addition, a new rainfall simulator was developed (Figure 14) in order to assess the hydrological performance of the porous mixtures tested under similar conditions to those existing under real rainfall events.

As it can be observed, the device is made out of a steel frame structure of 3 m height, which has internal floor dimensions of 53 cm x 30 cm. The specimens of 50 cm x 26 cm were placed at a height of 60 cm above the floor, and the rainfall simulation was simulated by 30 drippers distributed in 6 rows of 5 drippers each one. The drippers were placed at the top of the device covering the whole test specimen surface. The drippers are connected by flexible pipes, which are linked to a flowmeter that provides a flow range of 2-30 L/h and controls the simulated rainfall intensity in real time. The device was designed to collect the infiltrated water and to catch the surface runoff with the objective of assessing

the infiltration capacity of the specimens and calculating the runoff coefficient on each porous surface.

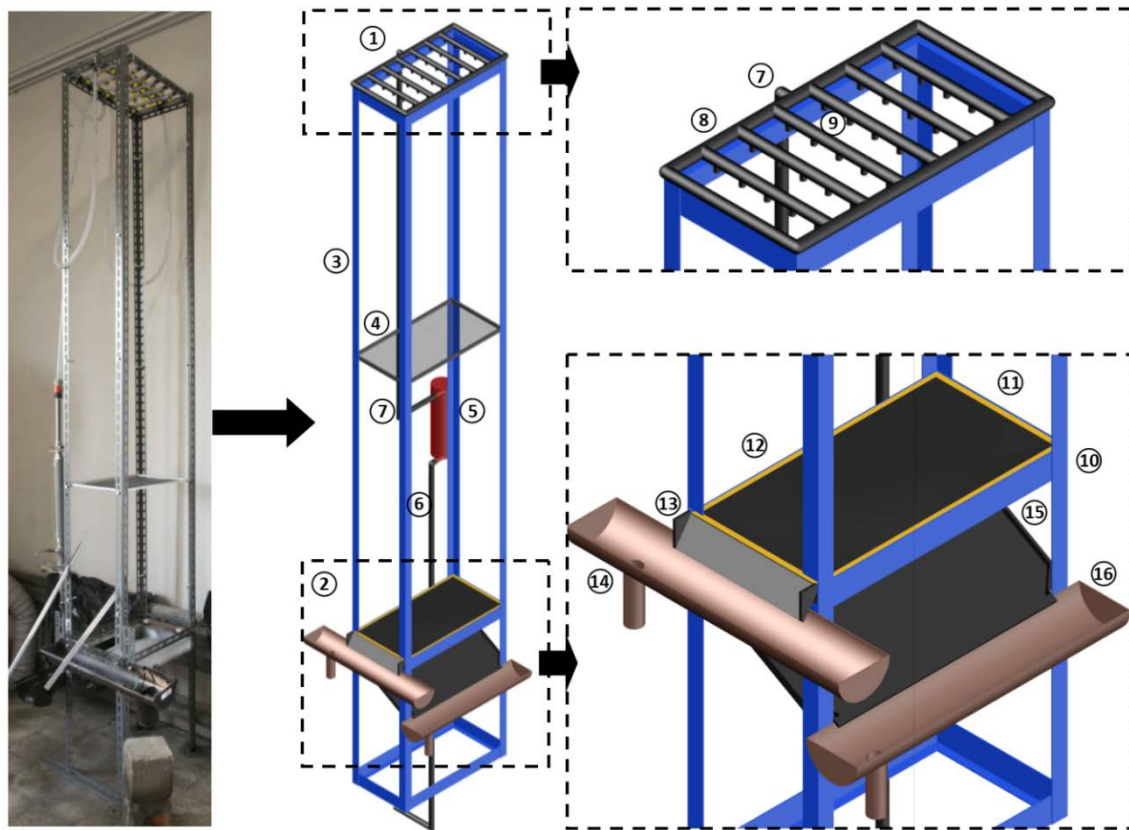


Figure 14. Rainfall simulator photograph and details (1: Raindrops maker; 2: Testing area; 3: Support structure; 4: Plastic grid; 5: Flowmeter; 6: Flowmeter Inlet pipe; 7: Flowmeter Outlet pipe; 8: Flexible pipes; 9: Drippers; 10: Specimen support; 11: Specimen; 12: Waterproofing; 13: Runoff conveyance ramp; 14: Runoff collecting pipe; 15: Infiltrated water conveyance ramp; 16: Infiltrated water collecting pipe)

The drippers were adjusted in order to produce similar water flows, with a maximum difference among them of 10%. During the calibration phase it was observed that the use of the drippers for simulating rainfall leads to a concentration of the raindrops on certain points of the tested specimens, therefore affecting the results obtained especially in clogged conditions; this situation was also reported by previous studies [142]. Thus, in order to avoid this problem, a plastic grid of 54 cm x 29 cm with 1.2 mm sided square holes and plastic fibers of 0.2 mm was used for distributing the raindrops more adequately and accurately over the porous surface. The grid was fixed onto a steel frame and was placed under the drippers. Different distances between the drippers and the plastic grid were evaluated during the calibration phase: 220 cm, 170 cm and 120 cm. For calibrating the device, 8 buckets of 13 cm x 15cm were placed over the specimen support, and the

rainfall intensity was assessed in the area covered by each bucket for different flows of the flowmeter: 10 L/h, 20 L/h and 30 L/h. Finally, the total simulated rainfall intensity all over the specimen was obtained as the average value of the measurements made in each bucket resulting in the calibration graph shown in Figure 15a.

The assessment of the drop size distribution of the simulated rainfall was performed in order to characterize the simulated rainfall events provided by the rainfall simulator. For measuring the drop size distribution, the flour pellets method was used [169, 170]. The applied method consists in exposing flour pans of 2 cm in height to the simulated rainfall events for 5-10 seconds. Afterwards, the flour pan was air dried for 48h, and the hardened flour pellets produced due to water contact were sieved and weighed. The drop sizes are calculated through equation 1 [171], obtained by weighting the flour pellets produced by drops with a known diameter.

$$Dd = 13.18 \cdot Mp^{0.34} \quad (1)$$

Where Dd is the diameter of the drops in mm and Mp is the weight of the flour pellets in grams. After calculating the raindrop sizes produced under the different conditions tested, the Drop Size Distribution was calculated and the results are shown in Figure 15b.

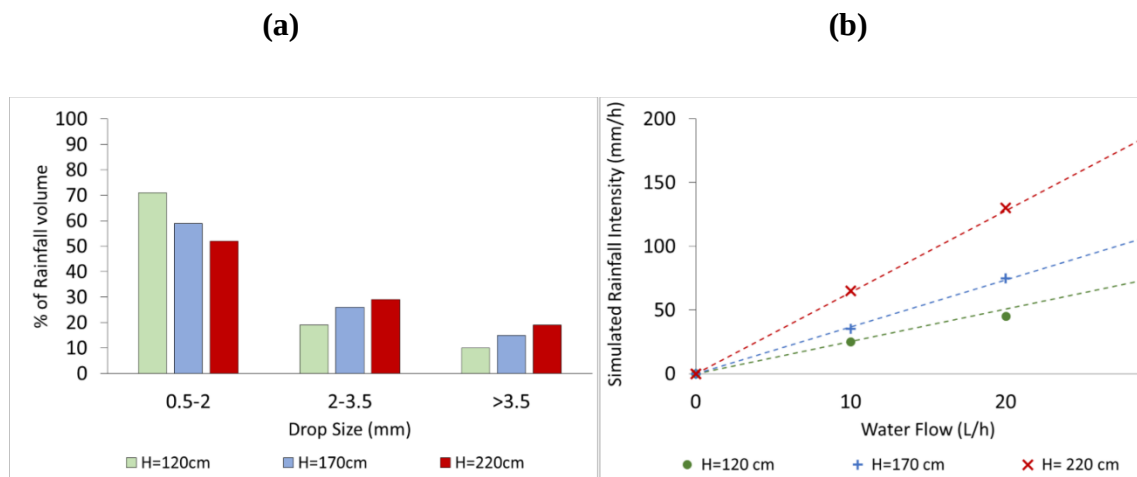


Figure 15. Rainfall simulator calibration: (a) rainfall intensity and (b) drop size distribution

Three different clogging scenarios were assessed in this research under newly built conditions and after being clogged with 500 and 1000 gr/m² of sediments, respectively. The clogging material was applied over the slabs tested and manually compacted by using a steel roller. The infiltration capacity measured through the discharge time of the falling

head permeameter was assessed at three points of the slabs for each clogging scenario. In addition, rainfall simulations of 15 minutes of duration and with three different rainfall intensities (50, 100 and 150 mm/h), selected as they form a common range of extreme rainfall intensities in most countries [172], were applied over the specimens for all the clogging scenarios. The slabs were placed inside the rainfall simulator with a fixed slope of 2.5% and they were peripherally sealed. During the simulated rainfall events, the runoff volumes were measured and the infiltration capacity was assessed measuring the discharge time at three points of each specimen after finishing the rainfall simulations in order to establish the influence of simulated rainfall intensity on the infiltration capacity of clogged porous mixture surfaces. After finalizing the permeability tests, the specimens were cleaned up by combining pressure washing and back-wash cleaning methods [173], reported as the best cleaning technique of porous mixtures [63, 160, 173]. The cleaning procedure consisted on applying pressure washing for 1 minute over the slab surface, and applying backwash cleaning for other 1 minute, considered enough according to the preliminary tests performed. Permeability measurements were made after cleaning the slabs at the end of the tests performed for each clogging scenario for validating the cleaning procedure. The results of these tests are shown in Table 5 and proved that the infiltration capacity was maintained during the experimental program.

Table 5. Average discharge time measured in the tested slabs in newly built conditions and after being cleaned at the end of the tests performed in each clogging scenario.

Material	Air voids (%)	Discharge Time (s)		
		Newly built	After performing tests with 0.5 Kg/m ² of sediments	After performing tests with 1 Kg/m ² of sediment
PC	15	18	16	16
	20	17	12	13
	25	11	11	12
PA	15	66	57	55
	20	16	16	17
	25	14	16	19

Finally, the discharge times measured in PC and PA mixtures for the different air void contents and clogging scenarios were compared by using statistical tests. As the data distribution is non-normal and/or non-homoscedastic for some groups of data, non-

parametrical statistical tests were used. Non-parametrical Mann-Whitney U-test [174] allows doing pairwise comparisons between groups of populations, assessing the significance of the differences observed by testing the null hypothesis of equality of populations. This statistical test has been extensively used in previous works in the related field [148, 149, 159] for doing similar comparisons than those performed in this research. The test was performed with a confidence level of 95% ($\alpha = 0.05$), and hence the hypothesis of equality of populations is rejected when the statistical significance of the test is lower than 0.05.

RESULTS AND DISCUSSIONS

WATER QUALITY AND QUANTITY ASSESSMENT OF PERVIOUS PAVEMENTS PERFORMANCE IN EXPERIMENTAL CAR PARK AREAS

Water quality

Bivariate correlation was carried out using IBM SPSS Statistics 22 in order to assess the relationship between the different surface courses and sub-surface layers, and resultant water quality parameters. These analyses, at a confidence level of 95%, are shown in Table 6.

Table 6. Spearman Rho coefficients.

		pH	DO	EC	TSS	Turbidity	TPH
Surface	Correlation coefficient	-0.398**	-0.102	-0.079	0.375**	0.400**	-0.340**
	Significance (Bilateral)	0.000	0.216	0.337	0.003	0.001	0.002
Sub-base	Correlation coefficient	0.693**	0.157	0.684**	-0.453**	-0.541**	0.689**
	Significance (Bilateral)	0.000	0.056	0.000	0.000	0.000	0.000
** Correlation is significant at the 0.01 level (bilateral).							

It was demonstrated that both surface and sub-base layers were significantly correlated with water quality parameters in almost all cases except for surface materials which were not linearly related with DO and EC (see significance values for all coefficients in Table 6).

Higher correlation coefficients were found for sub-base materials and all water quality parameters than was the case for surface materials (Table 6). This fact is also illustrated in Figures 16 and 17 where the difference between the average values for all water quality parameters were notable depending on the type of sub-base material used.

Correlation coefficients obtained in Table 6 for the sub-bases were high or moderate (high for values between 0.60-0.79; moderate for those between 0.40-0.59) for the surfaces, correlation coefficients were moderate or low (moderate for values between 0.40-0.59; low for those between 0.20-0.39) based on the classification given by

Bisquerra [113]. Nevertheless, a more in-depth statistical analysis was required to check the significance differences between water quality parameters depending on the surfaces and the sub-base materials used. Therefore, a Kruskal Wallis test was undertaken for surfaces, while the Mann-Whitney test was developed to analyze the sub-base materials as shown in Table 7.

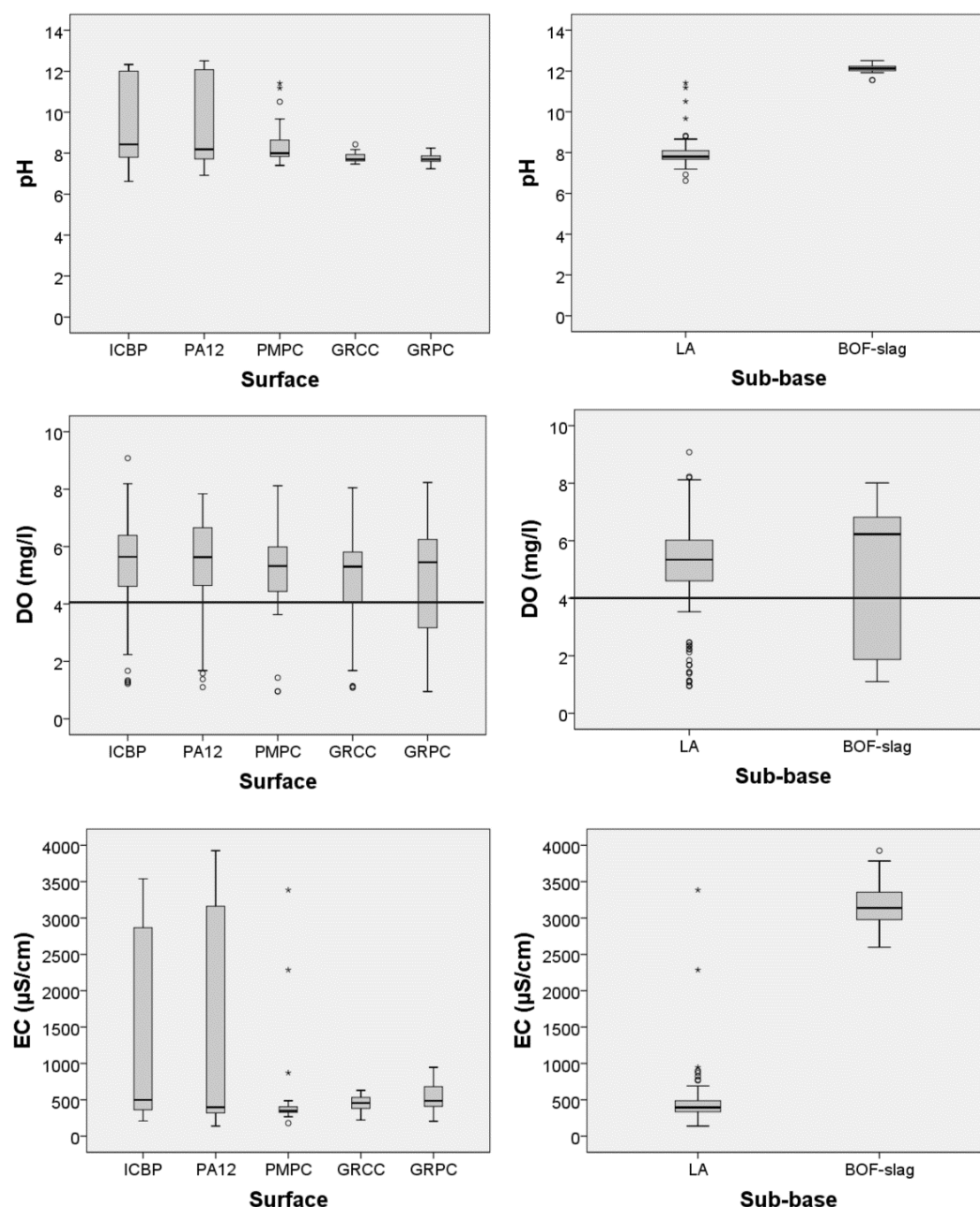


Figure 16. Boxplot of pH, DO and EC values obtained through the use of the multi-parameter analyzer HACH HQ-40D in all parking areas.

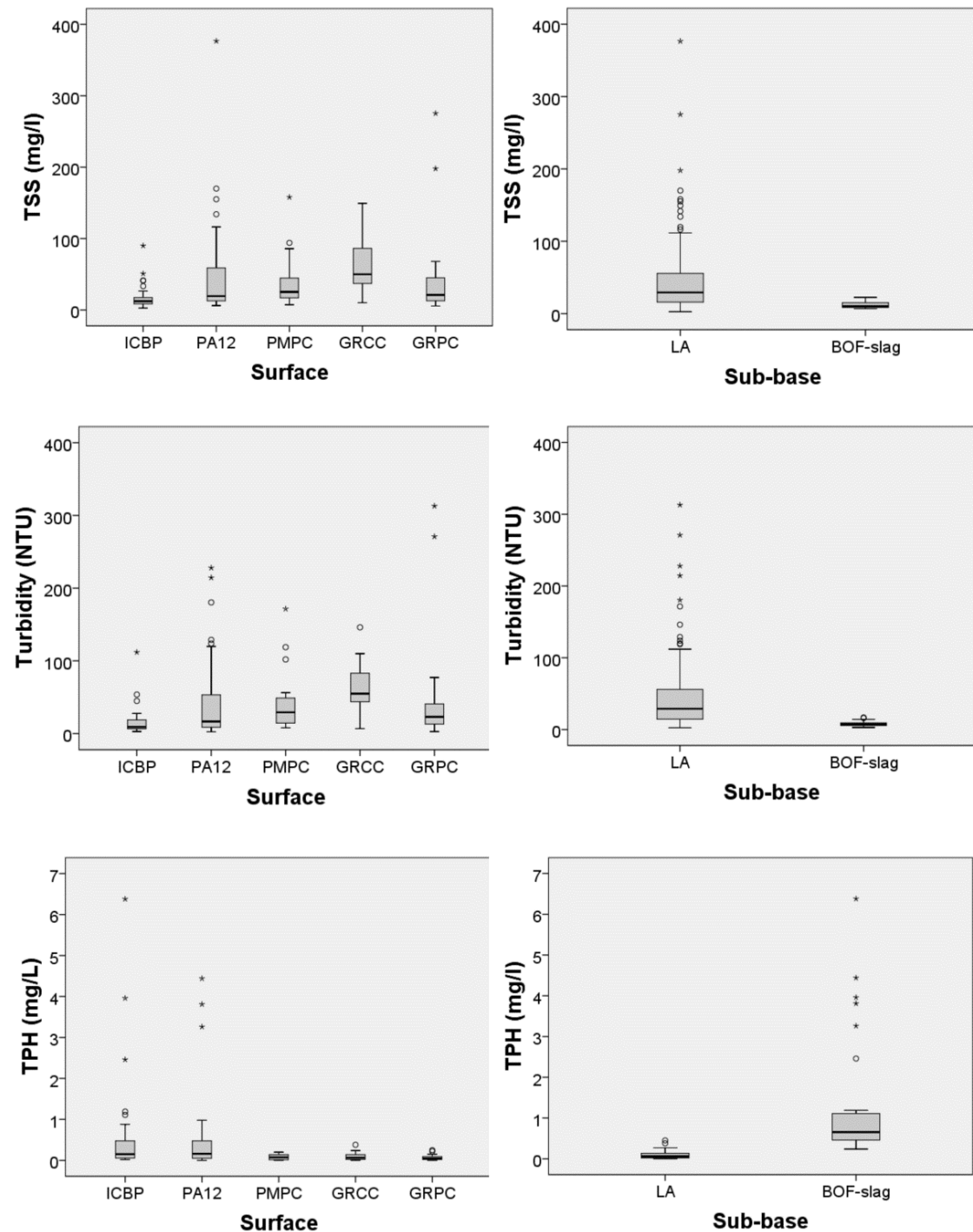


Figure 17. Boxplot of TSS, turbidity and TPH values obtained in laboratory for all water samples taking from all parking areas.

Both analyses (Table 6) confirmed the results shown in Table 5 of the bivariate correlation between surfaces and water quality parameters and sub-base materials and

water quality parameters apart from that of DO (for both surface and sub-base) as is also confirmed in Table 6.

Table 7. Results of the significance tests of Kruskal Wallis for the case of the surfaces and Mann-Whitney for the case of the sub-base materials.

			pH	DO	EC	TSS	Turbidity	TPH
Kruskal H-test*	Wallis	Chi-square	29.401	3.826	12.096	33.995	35.564	19.593
		Asymptotic Significance	0.000	0.430	0.017	0.000	0.000	0.001
Mann-Whitney U-test**		Mann-Whitney U	0.000	1393.0	23.0	623.0	394.0	13.5
		Asymptotic Significance	0.000	0.056	0.000	0.000	0.000	0.000
*Grouping variable for the Kruskal Wallis tests: surface.								
** Grouping variable for the Mann-Whitney test: sub-base.								

Differences observed between both types of sub-base materials and measured values of pH and EC were significant (Table 5), highlighting the highly alkaline character of the BOF-slag sub-base due to its chemical composition, being rich in calcium oxide and other metal compounds, which also resulted in high EC values as shown on Figure 2. No significant differences were observed, however, in the case of DO values for either surface or sub-base materials. It was found that average values registered in both sub-base materials always exceeded the DO limit of 4 mg/l required for good quality water (Figure 17) according to the Spanish Royal Decree RD, 927/1988 [114].

Despite the little statistical relationship between DO and EC for the surface materials, they were highly linearly correlated with TSS, turbidity and TPH values, with car park bays containing ICBP, PA-12, PMPC and GRPC presenting the lowest average TSS and turbidity values (Figure 17), as well as EC (Figure 16). The influence of the sub-base consisting of BOF-slag aggregates modified the extreme values of EC for ICBP and PA-12 surfaces (Figure 16), where this kind of sub-base material was used. This tendency was also confirmed in Figure 16 when comparing the EC values for the two types of sub-base materials utilized in this research.

More hydrocarbons were retained in association with bays containing PMPC due to the filtering effect of its porous surface, and also GRCC and GRPC due to the retention of more oils as solids in their surface layers than was found for ICBP and PA-12 (Figure 17). This was demonstrated by the high initial TPH values registered in the PA-12 bays

due to the degradation of their bitumen content. The BOF-slag sub-base was associated with high values of TPH (Figure 17) due to its chemical composition.

In summary, it was found that PMPC was the most efficient surface course in terms of improvement in water quality as it is shown in Figures 16 and 17, followed by ICBP and PA-12. A sub-base of limestone aggregate presented the best performance in terms of pH, EC and TPH. However, BOF-slag showed the best performance in terms of TSS, turbidity and DO. Limestone aggregates can therefore be considered the best option for sub-base material across all water quality parameters.

Water quantity

Field tests undertaken using the LCS permeameter and the CP Infiltrometer in parking areas in Gijón and Santander demonstrated that PMPC surfaces showed the best infiltration performance, followed by ICBP and PA-12 as seen in Table 8.

Table 8. Average permeability measurements obtained with the LCS permeameter and height of inundation values obtained with the CP Infiltrometer.

Pervious Surface	Site (number of car park bays)	LCS		CP Infiltrometer (cm)		
		Time (s)	Permeability (m/s)	T=10 year	T=50 year	T=100 year
ICBP	“La Guía” (15 bays)	—	—	0	0	0
PA-12		21	0.0119	0	0	0
GRPC		—	—	0.6	0.6	1.0
ICBP	“Las Llamas” (45 bays)	—	—	0	0	0
PA-12		21	0.0119	0	0	0
PMPC		19	0.0200	0	0	0
GRPC		—	—	0.45	0.5	1.1
ICBP	“Parque Tecnológico” (8 bays)	—	—	—	—	—
PA-12		21	0.0119	—	—	—

The CP Infiltrometer also showed that there was no generation of surface runoff under rainfall intensities of five minutes duration, corresponding to ten years (78 mm/h), fifty years (115 mm/h) and one hundred years (142 mm/h) in Gijón and ten years (98 mm/h), fifty years (155 mm/h) and one hundred years (178 mm/h) in Santander over the ICBP and PA-12 surfaces. However, the reinforced grass with plastic cells did generate a small amount of surface runoff (see Table 8).

FIELD STUDY OF INFILTRATION CAPACITY REDUCTION OF POROUS MIXTURE SURFACES

Descriptive analysis

The distribution of the permeability values registered using the LCS permeameter at each measurement point of the analyzed parking bays of both types of pervious surfaces is in Figure 18.

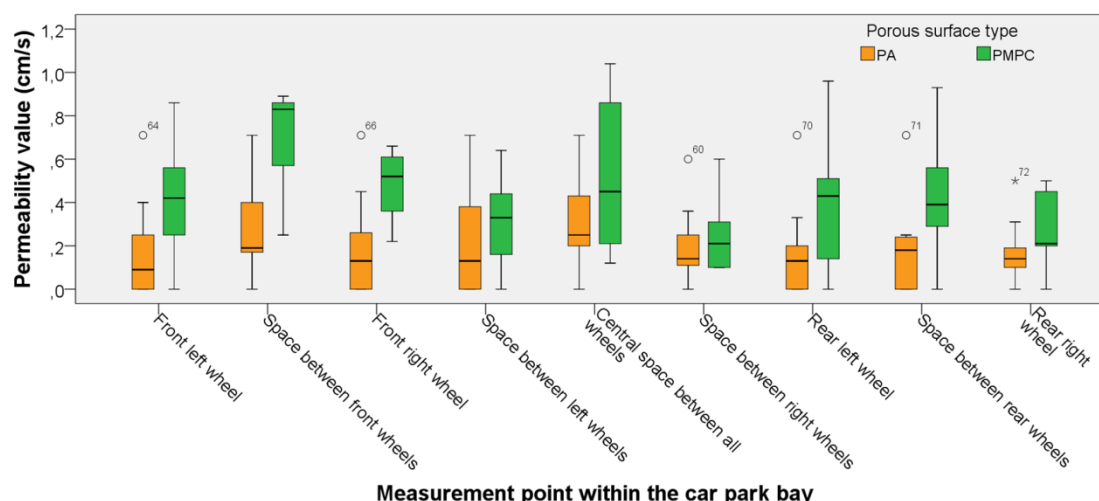


Figure 18. Box-plots of the average values of permeability in each measurement zone of parking bays

It can be observed descriptively that there are differences in the infiltration capacity among the different measurement zones on both types of pervious surfaces, generally showing a reduction in infiltration capacity in some wheel-surface contact zones. Considering the average permeability values in each measurement zone of each pervious surface type, the average reductions of the infiltration capacity were calculated and the results are shown in Tables 9 and 10 for the PMPC and PA surfaces, respectively.

Although the average value of the PMPC surface infiltration capacity demonstrated a high decrease of 79.43% (Table 9), the average permeability value is still high (0.41 cm/s). This value can be considered “high” in the score classification based on the criteria shown in Table 3. A highly similar decrease in the average reduction of the infiltration capacity was found in Table 10 for the PA surface (82.04%). However, the average score was “medium” for PA surfaces. This indicated possible problems in the future with the permeability behavior of this surface.

Table 9. Average permeability and reduction of the infiltration capacity values registered in each measurement zone within each PMPC surface car park and their corresponding score.

MEASUREMENT ZONE	PERMEABILITY (cm/s)	SCORE	INFILTRATION CAPACITY REDUCTION (%)
1	0.41	High	79.65
2	0.69	Newly built	65.62
3	0.47	High	76.45
4	0.31	High	84.47
5	0.54	Newly built	73.22
6	0.25	High	87.62
7	0.39	High	80.67
8	0.40	High	79.97
9	0.26	High	87.24
Mean value	0.41	High	79.43

As it can be seen in the box-plots in Figure 19, average PMPC permeability was almost double that of PA (0.41 cm/s for PMPC and 0.22 cm/s for PA), while the reduction in the infiltration capacity on both porous mixture surfaces was quite similar (79.43% in the case of the PMPC surface and 82.04% in the case of the PA surface).

Table 10. Average permeability and reduction of the infiltration capacity values registered in each measurement zone within each PMPC surface car park and their corresponding score.

MEASUREMENT ZONE	PERMEABILITY (cm/s)	SCORE	INFILTRATION CAPACITY REDUCTION (%)
1	0.20	Medium	83.52
2	0.27	High	77.46
3	0.21	Medium	82.40
4	0.22	Medium	81.70
5	0.30	High	74.85
6	0.21	Medium	82.57
7	0.17	Medium	85.61
8	0.18	Medium	85.05
9	0.18	Medium	85.23
Mean value	0.22	Medium	82.04

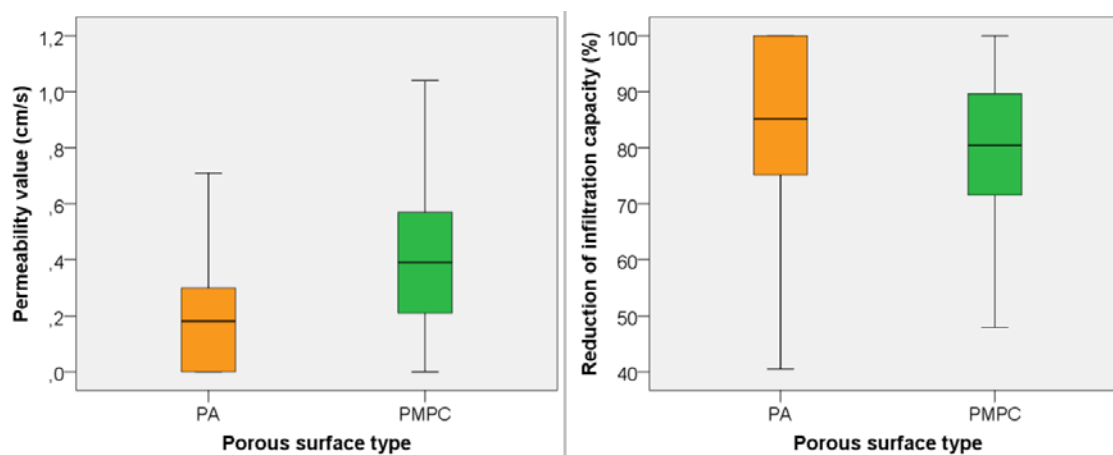


Figure 19. Box-plots of the average values of permeability and the reduction of the infiltration capacity.

Statistical analysis

The first step was to check the normality of both outcome variables by using the Kolmogorov-Smirnov test. Neither variable had a normal distribution. Therefore, non-parametric significance analyses were carried out (Figure 9), by using a Mann-Whitney test for the type of porous mixture surface (two samples: PMPC and PA) and a Kruskal Wallis test for the measurement zone (9 samples: zones 1 up to 9) (Table 11).

Significance tests shown in Table 11 demonstrate that only the type of porous mixture surface significantly influenced permeability results, while neither the type of porous surface nor the measurement zone influenced the reduction in infiltration capacity.

Table 11. Mann-Whitney and Kruskal Wallis significance tests for the outcome variables.

Significance test		Permeability	Infiltration capacity Reduction
Mann-Whitney*	U de Mann-Whitney	1,888.5	2,716.5
	Significance (Sig)	0.000	0.058
Kruskal Wallis**	Square Chi	12.493	13.329
	Significance (Sig)	0.131	0.101

Notes: * Grouping variable: type of porous mixture surface., ** Grouping variable: measurement zone.

Once the influence of the porous mixture surfaces has been demonstrated in Table 11, it is only necessary to verify the real influence of the measurement zone on the outcome variables for each type of porous mixture surface. With this aim, the normality and homoscedasticity of both outcome variables was analyzed as an initial step. PMPC

surface permeability and reduction in infiltration capacity results were distributed according to a normal and homoscedastic distribution, while in the case of the PA surface, these results were not normal. Thus, in order to use the same test for both types of pervious surfaces, a Kruskal Wallis test was done to analyze the influence of the measurement zone on the outcome variables (Table 12) based on the statistical scheme shown in Figure 9.

Table 12. Significance analyses for measurement zones by using Kruskal Wallis test

Significance test		Permeability	Infiltration capacity Reduction
Mann-Whitney*	U de Mann-Whitney	17.752	17.742
	Significance (Sig)	0.023	0.023
Kruskal Wallis**	Square Chi	4.397	4.522
	Significance (Sig)	0.820	0.807

Notes: * Grouping variable: type of porous mixture surface., ** Grouping variable: measurement zone.

The results shown in Table 12 demonstrate the influence of the measurement zone on permeability values and on the reduction in infiltration capacity obtained after 5 years of use in car parking bays made of PMPC. However, in the case of PA, no influence was identified.

Therefore, both the statistical methodology and the measurement zones shown in this article can be used for present and future research when using the LCS permeameter to study the infiltration behaviour of porous mixture surfaces on-site during their operational life.

COMPARATIVE ANALYSIS OF THE OUTFLOW WATER QUALITY OF TWO SUSTAINABLE LINEAR DRAINAGE SYSTEMS

The box plots of the water quality results for the 25 storms monitored and the outliers of the distributions, marked in the charts with points and an adjacent number that represent the data register, are shown in Figure 20. The total rainfall volumes of the storm events monitored were obtained by the Spanish National Meteorological Agency and are shown in Figure 21.

A Shapiro-Wilk test was carried out in order to analyze the normality of the data obtained, showing a non-normal distribution for all the parameters studied. After a logarithmic transformation, DO concentrations and pH values remained non-normally

distributed, while the rest of parameters showed a normal distribution. In order to use the same test for all the parameters, and considering the presence of non-normally distributed parameters, a means' comparison was made applying the non-parametric Mann-Whitney U-Test.

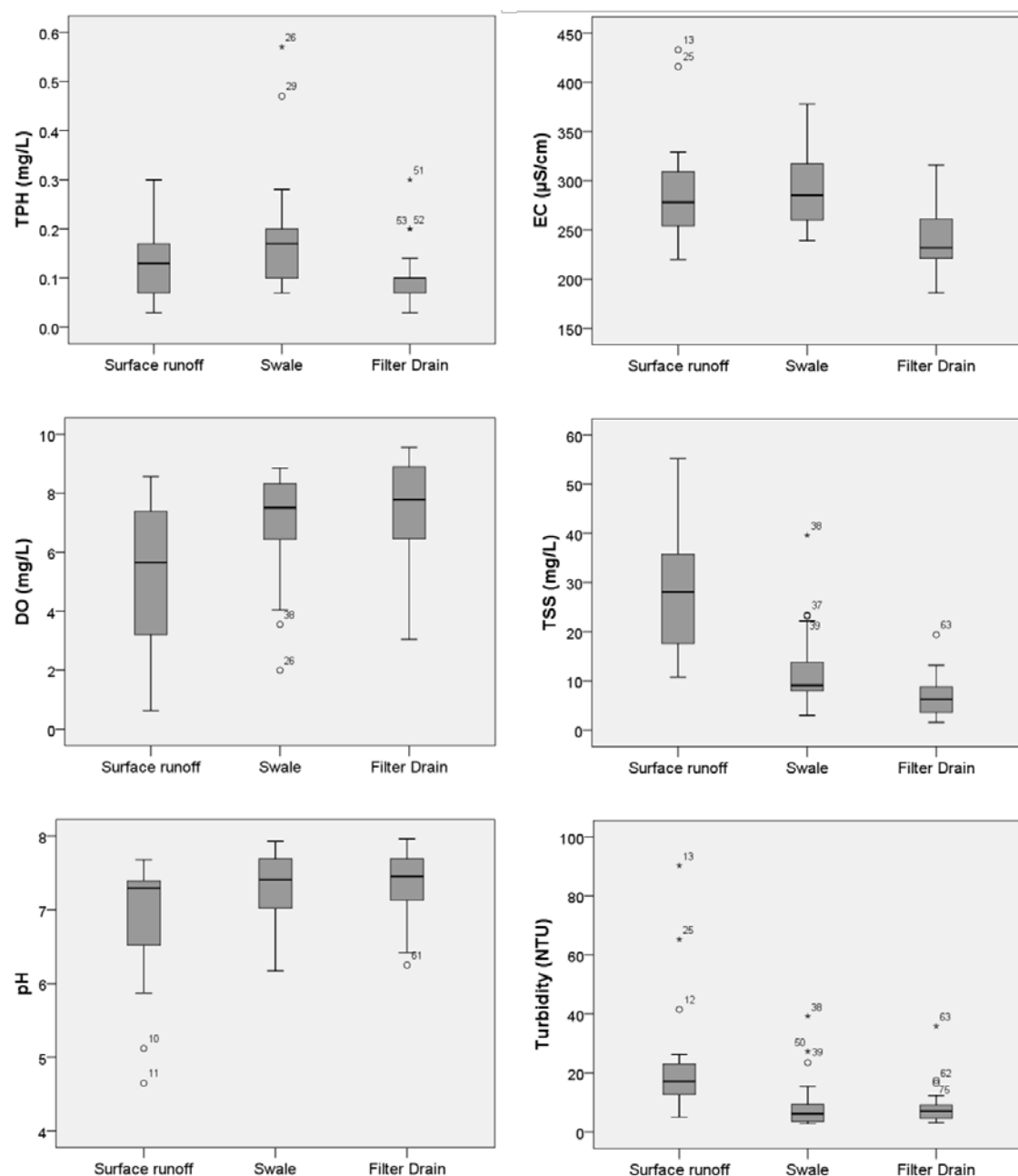


Figure 20. Water quality results in the three systems over the 25 months of monitoring

These results showed that there are significant differences between the surface runoff and the outflow of the two SUDS studied in DO, pH, TSS and Turbidity (p-

value <0.05), there being a significant difference in EC results for surface runoff and filter drain (p-value <0.05). Comparing the two types of SUDS analyzed, it could be observed that there are significant differences in EC values, TPH and TSS (p-value <0.05), while DO, pH and Turbidity results showed no significant differences between swale and filter drain (p-value >0.05).

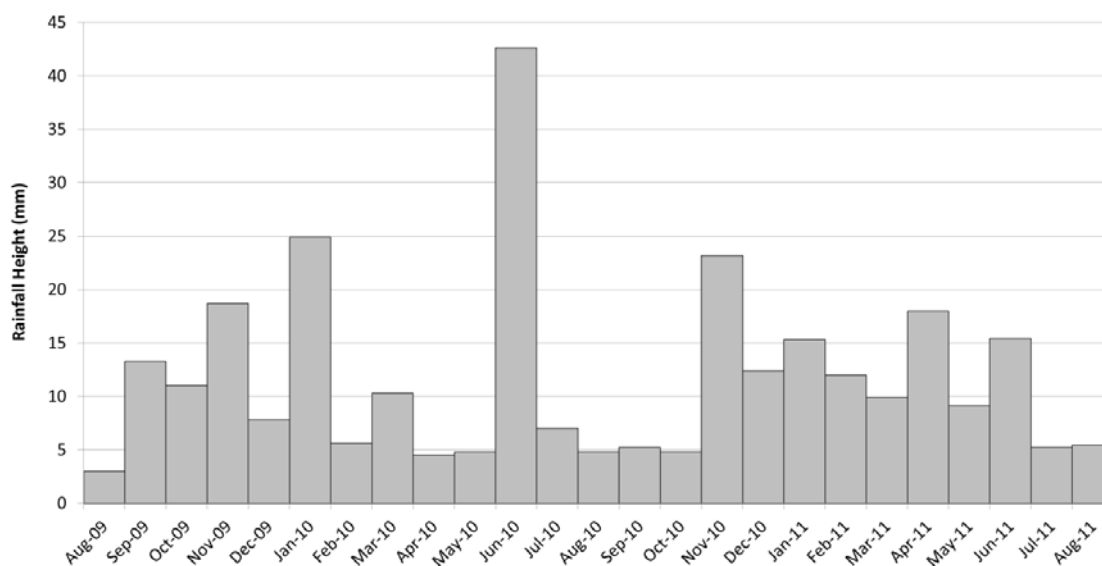


Figure 21. Rainfall volumes of the storm events monitored

The registered values of TPH were very low during the monitoring period due to the light traffic in the experimental site. Considering that the data plotted in Figure 2 were obtained as the average value of the three samples taken in each sampling, some of the results plotted in the box-plot can fall below the detection limits of the TPH analyzer (ie. 0.1 mg/l; 0.0mg/l; 0.0mg/l). Analyzing the data obtained, no significant differences were found between the surface runoff and the SUDS studied. However comparing the two SUDS, significant differences were found between average registered values (p-value <0.05), showing 42% less hydrocarbon concentration in the filter drain outflow than in the swale's.

The average values of DO are 18% higher in the swale and 35% higher in the filter drain than the DO values observed in the surface runoff, the statistical analysis demonstrating that these differences were significant (p-value <0.05). Considering the nearby vegetated area and assuming the same pollutants inflow, the higher values of DO in SUDS could be explained by the filtration through the geotextiles and granular layers, which reduces the organic matter content and the oxygen depletion by biodegradation in

these systems. The leaves deposited on the systems surface could be biodegraded there and later washed off by the runoff reaching the manhole where the samples are taken so reducing DO values. Moreover, turbulence along with the mixing that can take place in the SUDS systems can increase the DO in the outflow of these systems, increasing the observed differences between SUDS and surface runoff. Comparing the two SUDS studied, no significant differences were observed; however, lower values of DO were found in the swale outflow, probably due to some depletion of DO by the vegetated surface of this system.

The pH values remained in the range of 6-8 for the outflow of all systems, being slightly higher in the SUDS system, showing similar results to those that previous studies have found [58]. Surface runoff shows a significantly lower outflow pH than the SUDS ($p\text{-value} < 0.05$) due to the alkaline nature of the limestone used in their granular layers and the longer permanence of water in these systems due to the lower water velocity.

The registered data of EC values seemed similar in the surface runoff and in both SUDS systems, but the statistical analysis showed a significantly lower EC in the filter drain with a reduction of 16% compared to surface runoff ($p\text{-value} < 0.05$) and 17% compared to the swale ($p\text{-value} < 0.05$). Greater contact of water with the limestone sub-base increases the dissolution of some chemical compounds in the aggregate that could increase EC values. The presence of perforated pipe in the filter drain cross section reduces the contact time of water with the limestone sub-base, collecting the infiltrated water and transporting it to the manhole, so reducing EC values respect to the swale.

The outflow TSS and Turbidity results registered in SUDS were significantly lower than in the surface runoff. Average TSS outflow concentrations were 76% lower than in the surface runoff, while the Turbidity was 59% lower, both reduction rates being in agreement with the data provided by Schlüter et al. [58] for a longer filter drain system with higher TSS and turbidity inflows. On the other hand, average TSS concentration in the outflow of swale was 56% lower than in surface runoff, while average registered turbidity was 54% lower. The TSS results obtained show a similar reduction rate to the median value of TSS reduction in vegetated swales provided by Barrett [138] based on the international BMP database. These are within the range of reduction rates reported by Stagge et al. [79] and Lucke et al. [136] for longer vegetated swales. Nonetheless, the observed TSS reduction rates in the swale were lower than those obtained in other studies

[129, 131, 132], probably by the lower TSS inflow, reported as an important factor in the TSS reduction rates of vegetated swales by Winston et al. [134] and Lucke et al. [136]. These studies reported a background TSS in these systems in the range of 40-50 mg/l due to the scouring of sediments along the swale, making it difficult to quantify the reduction rates of TSS with low TSS inlet. Nevertheless, the results obtained showed an average outflow TSS concentration slightly lower than 10 mg/l, probably by the presence of geotextile in the cross section of the vegetated swale, which reduces the TSS background avoiding the scouring of sediments. Comparing the two SUDS systems, significant differences were found due to the lower concentration of TSS in the outflow of the filter drain, which shows a reduction of 45% in average values compared to the swale probably influenced by the presence of a perforated pipe, that reduces the solid content by reducing the water washing over the sub-base aggregates, and therefore, the amount of solid particles washed off by the infiltrated water.

LABORATORY STUDY ON THE STORMWATER RETENTION AND RUNOFF ATTENUATION CAPACITY OF FOUR PERMEABLE PAVEMENTS

Lag Time and Retained Rainfall

The average values of Lag Time and Retained Rainfall for the four replicas of each cross section are shown in Figure 22. It can be observed that during the initial rainfall simulations, high Lag Time and Retained Rainfall values were observed probably due to the initial washing of fine particles and the higher water absorption of the dry aggregates. The initial performance of permeable pavements was mainly conditioned by the sub-base aggregate nature, with higher Lag Time and Retained Rainfall values for recycled aggregates probably due to the higher content in fine particles and the higher water retention capacity of this material. As the number of rainfall simulations increases, a continuous downward trend was observed in cross sections with ICB surface, so that at the end of the experimental program the values obtained were grouped by the surface type, with lower Lag Time and Retained Rainfall results for BR and BL cross sections.

The values of Lag Time and Retained Rainfall obtained were grouped and statistically analyzed in order to compare the different cross sections during the two stages into which the monitoring period was divided. The box plots of the average results obtained by the

four replicas of each cross section tested during each stage and the outlier values of the data distributions are shown in Figure 23. It can be observed that the outliers of the Lag Time data distribution correspond to the values obtained in the first rainfall events showed in Figure 22. These values, although considered extreme from the statistical point of view, were also representative of the materials influence in the short term, and for this reason were included in the further analysis.

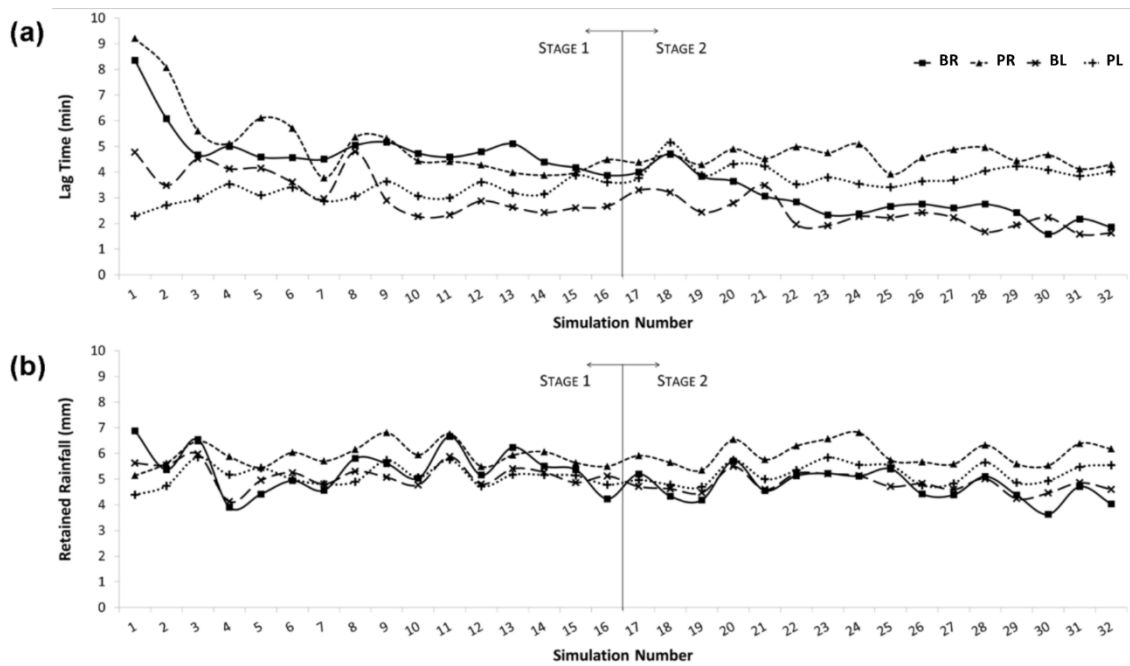


Figure 22 (a) Lag Time and (b) Retained Rainfall during rainfall simulations

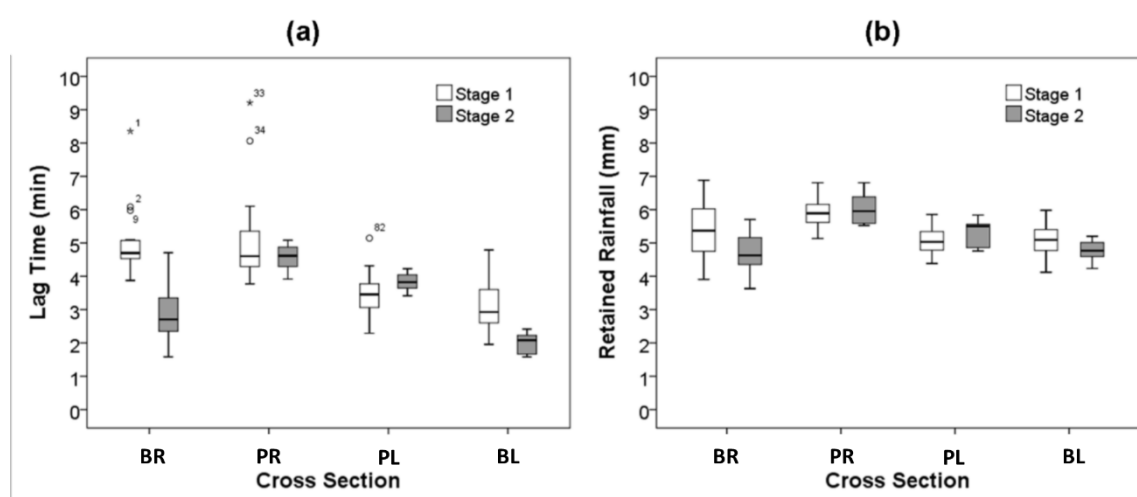


Figure 23. Box-Plots of the average (a) Lag Time and (b) Retained Rainfall (N=16)

The statistical analysis showed non-normal distributions for Lag Time values of BR and PR cross sections during Stage 1, so non parametric statistical analysis was performed in order to assess the significance of the observed differences. Specifically a Kruskal-Wallis H-test was performed, testing the null hypothesis of equality of populations, and showing there were significant differences in the results obtained for Lag Time (Sig=0.000) and Retained Rainfall (Sig=0.001) depending on the cross section. Moreover, multiple pairwise Mann-Whitney U-Tests were performed among the Lag Time and Retained Rainfall results of the different cross sections in order to verify whether there are significant differences in their mean values. The results of the analyses showed significantly higher Lag Time values for recycled aggregate sub-bases (Sig<0.001), while the differences observed between the different permeable surfaces were not significant (Sig>0.108). On the other hand, higher Retained Rainfall values were observed in cross sections with recycled aggregate sub-bases, especially in PR cross section which showed significantly higher Retained Rainfall values than permeable pavements with limestone sub-base (Sig<0.001). Interestingly, Retained Rainfall values in PR cross section also proved to be significantly higher than those observed in BR one (Sig=0.033), while no significant differences were observed between BR, BL and PL laboratory models.

These results indicate that, during the first stage, Lag Time and Retained Rainfall values were mainly conditioned by the sub-base aggregate nature. During the first rainfall simulations, the sub-base aggregates were not fully saturated and the residual fine particles of the aggregates were not totally washed so the aggregate characteristics had more influence on the starting results. The highest Lag Time and Retained Rainfall values were observed for recycled aggregate sub-bases due to the higher water absorption capacity of recycled aggregates and their slightly higher content in fine particles. Especially PR cross section showed the highest initial values of Retained Rainfall, indicating some influence of the permeable surface. In porous asphalt surfaces, water infiltrates through the connected air voids spread over the entire surface and some rainfall water can be retained in the air voids. Moreover, this infiltration behavior resulted in dispersed water flows inside the pavement structures and increased the water contact with the sub-base aggregates. The higher water absorption capacity of recycled aggregates as well as the infiltration performance of porous surfaces resulted in higher values of Retained Rainfall for the PR cross section.

In order to study whether there are statistical differences between the results obtained for each cross section over time, the Mann-Whitney U-Test was applied to the Lag Time and Retained Rainfall values registered for each cross section for the two stages into which the experimental period was divided. The results obtained showed that Lag Time and Retained Rainfall values were significantly lower in the second stage for BR and BL cross sections ($\text{Sig} < 0.048$), while the PL cross section showed significantly higher values of Lag Time during the second stage ($\text{Sig} = 0.020$).

As the number of simulations increases Lag Time and Retained Rainfall values tend to decrease for BR and BL cross sections while for PR and PL remained similar or showed a little upward tendency. This indicates the influence of the permeable surface on the variation of these parameters over time. The different infiltration behavior of the permeable surfaces can explain the observed differences. While ICB surfaces infiltrate the water through the permeable joints, leading to concentrated water flows, in porous asphalt the water infiltrates through connected air voids spread over the entire surface. The concentrated water flows through the permeable joints of the ICB surfaces increase the erosive power of the infiltrated water, leading to the progressive development of preferential paths, progressively reducing Lag Time values for BR and BL cross sections. This fact also reduces the water contact with the sub-base aggregates, progressively reducing the water retained by the sub-base aggregates in cross sections with ICB surfaces. On the other hand, the higher dispersion of the infiltrated water inside the pavement structure for PL and PR cross sections reduced the erosive power of the water flows resulting in more homogeneous performance over time.

Finally, during Stage 2, it can be observed that Lag Time and Retained Rainfall values were grouped by the surface type, with higher values for cross sections with porous asphalt surfaces. Moreover, for the same surface type, higher values of Lag Time and Retained Rainfall were observed for the recycled aggregate sub-base. In order to analyze the statistical significance of these differences, and considering the normal and homoscedastic data distribution for the different cross sections, parametric statistics were used. Specifically, the ANOVA test with Tukey HSD correction was applied to the results obtained in order to assess the statistical significance of the differences among the mean scores of Lag Time and Retained Rainfall for the different cross sections tested. The results of this analysis showed that porous asphalt surfaces provide significantly higher

runoff attenuation capacity, significant differences existing between the PR and BR cross section, and between the PL and BL for Lag Time and Retained Rainfall values ($\text{Sig} < 0.001$). Similarly to the first stage, depending on the surface type, the sub-base aggregate can influence the performance, significant differences existing in Retained Rainfall and Lag Time results between PR and PL cross sections ($\text{Sig} = 0.013$), but not between BR and BL ($\text{Sig} = 0.061$).

The progressive downward trend of Retained Rainfall and Lag Time observed in BR and BL cross sections together with the homogeneous performance observed in PR and PL resulted in final results grouped by the surface type. Higher values of Retained Rainfall and Lag Time were observed for cross sections with porous asphalt surfaces as a result of the dispersed water flows provided by porous asphalt surfaces and the lower erosive power of the infiltrated water. Some influence of the sub-base aggregate was also observed during the second stage, with higher values of Lag Time and Retained Rainfall for recycled aggregate sub-bases. Similarly to the first stage, the PR cross section showed the highest attenuation capacity in terms of Lag Time and Retained Rainfall values due to the interaction of the dispersed water flows provided by porous surfaces with the higher water absorption capacity of recycled aggregates.

Peak Outflow and Time to Peak

Every eight weeks the outflow volumes during a single rainfall event from each cross section were monitored and mathematically modelled. Polynomial distributions were used to fit the obtained data, reaching determination coefficients higher than 0.95 in all cases. The 5-minute interval outflow intensities were calculated from the regression models. The hydrographs obtained are shown in Figures 24 and 25.

These hydrographs showed higher Time to Peak and lower Peak Outflow values for recycled aggregate sub-bases in both stages. The lower water absorption capacity of limestone aggregates along with its slightly lower content of fine particles in relation to recycled aggregates resulted in the lower Time to Peak and the higher Peak Outflow values observed in the BL and PL cross sections. The second stage showed lower Time to Peak and slightly higher Peak Outflow for all cross sections. The progressive wash off of the fine particles reduces the Time to Peak values, while the progressive clogging of the bottom geotextile reduced the Peak Outflow, explaining the observed performance.

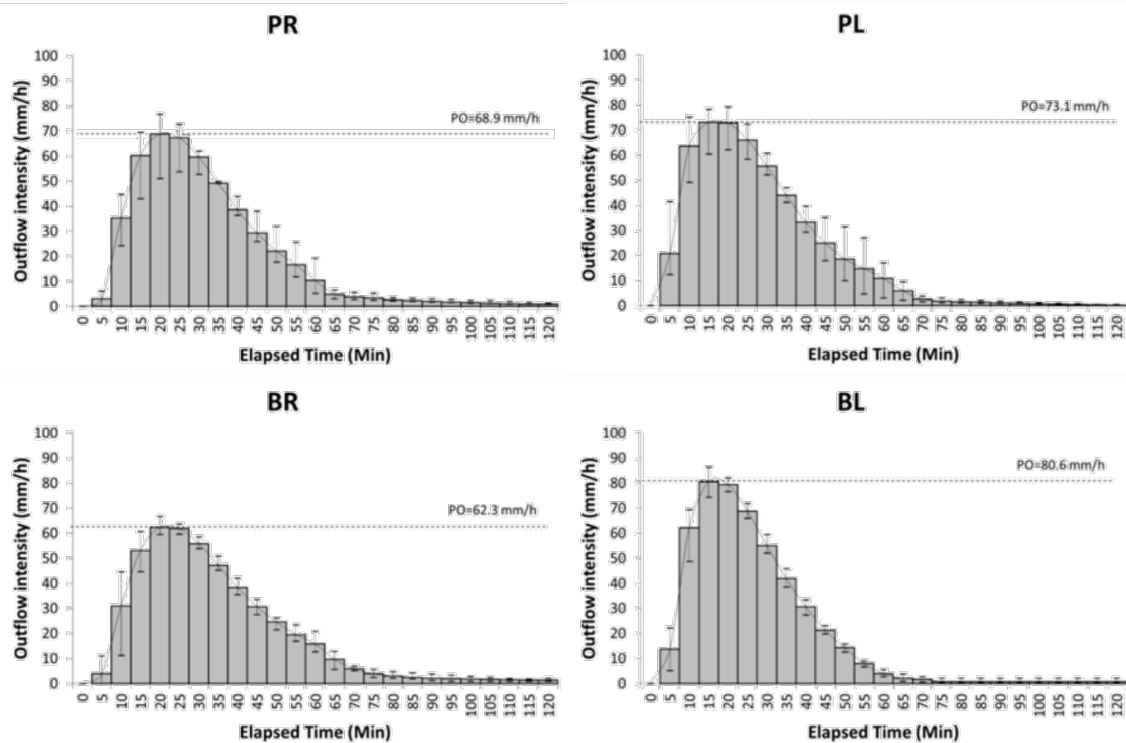


Figure 24. Five-minute interval outflow hydrographs for the first stage (N=16)

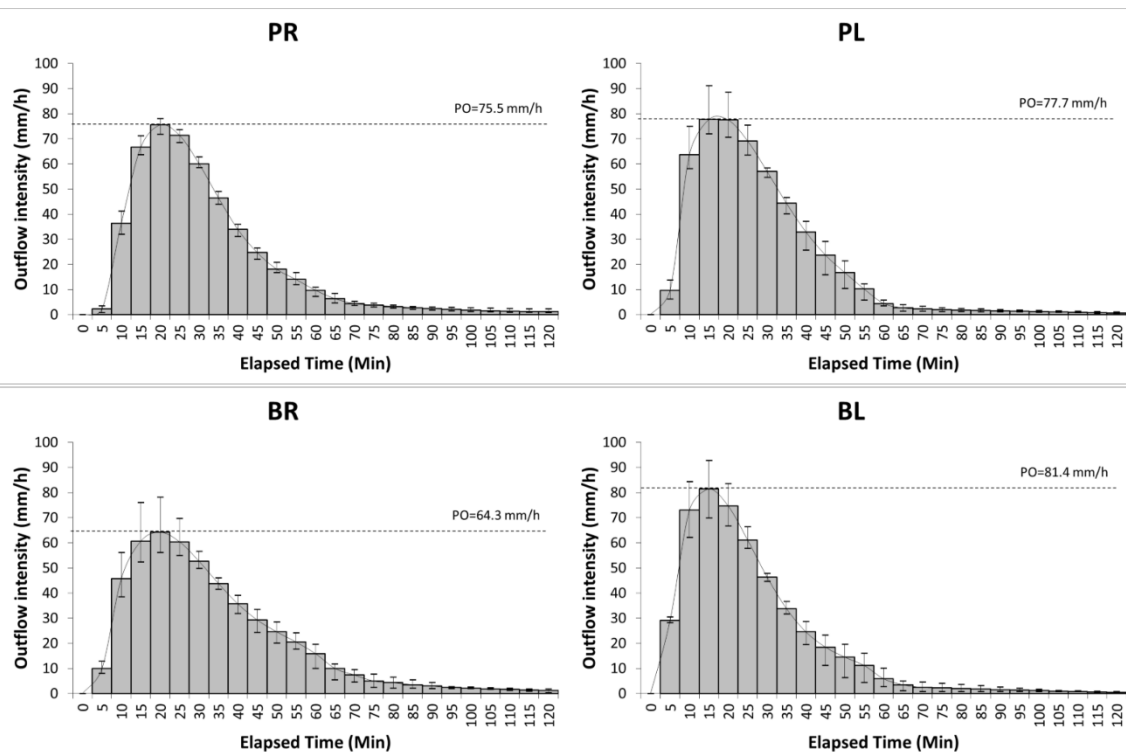


Figure 25. Five-minute interval outflow hydrographs for the second stage (N=16)

It can be observed that, depending on the surface type, sub-base aggregates can increase their influence on the Peak Outflow values. While for PR and PL cross sections the Peak

Outflow results were quite similar, cross sections with ICB surfaces presented important differences depending on the sub-base aggregates. As discussed previously, the concentrated water flows through the permeable joints of ICB surfaces progressively developed preferential paths. The fine particles were progressively washed off by the infiltrated water until they reached the bottom geotextile at the end of the preferential paths. Finally, these particles were retained by the bottom geotextile progressively clogging the end of the preferential paths, increasing the influence of the aggregate nature in the Peak Outflow values. For the BA cross section, the slightly lower content of fine particles and the lower absorption capacity of the aggregates lead to higher Peak Outflow. On the other hand, in BR cross sections the higher content of fine particles increases the clogging level at the end of the preferential paths and the higher water absorption capacity of the aggregates reduced the Peak Outflow values resulting in the observed differences between these cross sections.

LABORATORY ASSESSMENT OF THE INFILTRATION CAPACITY REDUCTION IN CLOGGED POROUS MIXTURE SURFACES.

Rainfall simulations were performed fixing the distance between drippers and the plastic grid at 220 cm in order to reach rainfall intensities in the region of 200 mm/h. The discharge times obtained through the permeability tests carried out on PC and PA samples (Table 13) showed that clogging has an important impact on the infiltration capacity of porous mixtures. Reductions of the infiltration capacity of between 63 and 93% in PA mixtures and 57 and 93% in PC mixtures were observed depending on the deposited sediment quantity and the mixture air void content. Generally, the higher the air void content of the tested mixtures, the lower the reduction of the infiltration capacity for the tested clogging scenarios. The deposition of 500 g/m² of sediments proved to be enough to reduce the infiltration capacity to the range of 62-79% for PA mixtures and 58-86% in PC mixtures on average, depending on the air void content. The infiltration capacity is normally higher in PC mixtures than in PA mixtures for the scenarios tested, probably due to the different gradations used for both materials, which lead to different pore properties and may result in different infiltration capacities and clogging dynamics for similar air void contents according to previous studies [175-177].

Table 13. Infiltration capacity and observed runoff for the tested scenarios.

Air Voids (%)	Sediment Load (g/m ²)	Rainfall Intensity (mm/h)	Discharge Time (s)				% of Runoff	
			PA mixtures		PC mixtures		PA mixtures	PC mixtures
			Mean	Std. Dev.	Mean	Std. Dev.		
15	500	0	235	58	135	69	-	-
20	500	0	45	18	63	48	-	-
25	500	0	30	18	24	14	-	-
15	1000	0	300	1	254	41	-	-
20	1000	0	211	14	167	87	-	-
25	1000	0	113	53	85	84	-	-
15	500	50	231	20	162	5	2.0%	0.0%
20	500	50	90	50	50	6	2.5%	0.5%
25	500	50	38	6	43	20	0.0%	0.0%
15	1000	50	297	5	297	6	0.5%	0.0%
20	1000	50	236	89	126	56	0.5%	0.0%
25	1000	50	111	29	151	110	0.5%	0.0%
15	500	100	228	65	137	43	1%	0.5%
20	500	100	104	41	46	17	1.5%	0.5%
25	500	100	59	23	47	28	1.5%	0.5%
15	1000	100	300	1	230	24	1%	0.5%
20	1000	100	227	67	112	39	1.5%	0.5%
25	1000	100	129	10	80	28	1.5%	0.5%
15	500	150	266	29	78	21	0.5%	0.0%
20	500	150	105	42	38	11	0.5%	0.0%
25	500	150	41	7	31	14	0.0%	0.0%
15	1000	150	300	1	128	40	0.0%	0.0%
20	1000	150	174	1	61	16	0.0%	0.0%
25	1000	150	74	32	43	19	0.0%	0.0%
15	0	50/100/150 (*)	50	15	18	2	0.0%	0.0%
20	0	50/100/150 (*)	15	1	12	2	0.0%	0.0%
25	0	50/100/150 (*)	11	2	10	3	0.0%	0.0%

(*) The % of runoff is for the three simulated rainfall intensities and the discharge time is without previous rainfall events.

Grouping the results obtained depending on the material used and sediment load, it can be observed that the tested PC mixtures performed better in terms of infiltration capacity than the PA ones for all the air void contents (Figure 26a) and clogging scenarios (Figure 26b). The degree of variability observed in the box plots of Figure 26 is the consequence of grouping permeability results of slabs with different sediment loads (Figure 26a), and air void contents (Figure 26b). The results of the statistical analyses showed that for high air void contents, the infiltration capacity of both materials is quite similar, there being no significant differences among them in the average infiltration

capacity observed throughout the tested scenarios ($\text{Sig} = 0.730$). However, as the air voids ratio decreases the infiltration capacity tends to decrease faster in PA mixtures, so that for 15% of air voids the average infiltration capacity was significantly higher in PC mixtures ($\text{Sig} = 0.031$). A similar pattern was observed in the infiltration capacity measured for the different clogging scenarios, very similar infiltration capacities being observed in PC and PA mixtures in newly built conditions ($\text{Sig} = 0.700$). As the load of clogging material increases, the infiltration capacity tends to decrease faster in PA mixtures, resulting in significantly different infiltration capacities for the two materials after being clogged by 1000 g/m^2 of sediments ($\text{Sig} = 0.048$).

These results are in agreement with previous studies that observed higher infiltration capacities in clogged PC mixtures [142] and higher infiltration capacity reductions in PA mixtures [159]. The higher infiltration capacity of PC mixtures in relation to PA mixtures, together with the different void structure of the two materials, resulting from the different mixture designs, could be the cause of the higher infiltration capacities and lower clogging rates observed in PC mixtures as reported by previous works [176, 177].

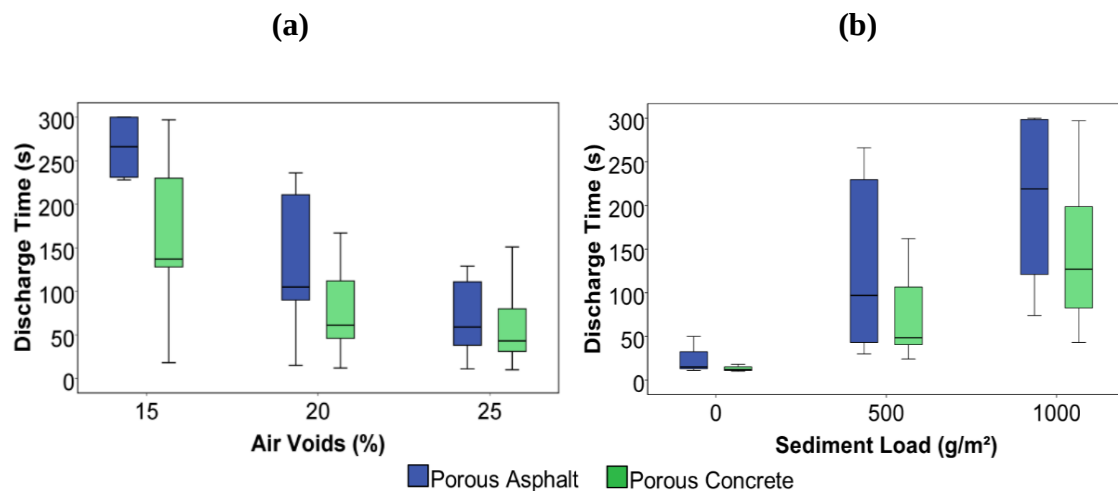


Figure 26. Average discharge time obtained in each slab of PC and PA mixtures tested depending on the: (a) Air Void Content and (b) Sediment Load.

As it can be observed in Figure 27, the intensity of the simulated rainfall influenced the infiltration capacity of the specimens, the infiltration capacity losses being partially recovered, especially with high rainfall intensities and sediment loads. However, the tendency observed in the infiltration capacity for the different scenarios is clearly

different depending on the porous material. In PC mixtures a clearing wash-off of the sediments is observed for high rainfall intensities, allowing up to 63% of the infiltration capacity in terms of the discharge time to be recovered after a simulated rainfall event of 150 mm/h with a duration of 15 minutes. On the other hand, PA mixtures proved to be less affected by the cleaning effect produced by the simulated rainfall events; even being negatively affected in some cases in terms of infiltration capacity. This fact may be due to some consolidation of the material produced by the simulated rainfall and leading to a reduction of the infiltration capacity. Probably this is also the reason for the peak observed in PC mixtures in some cases for low or medium rainfall intensities.

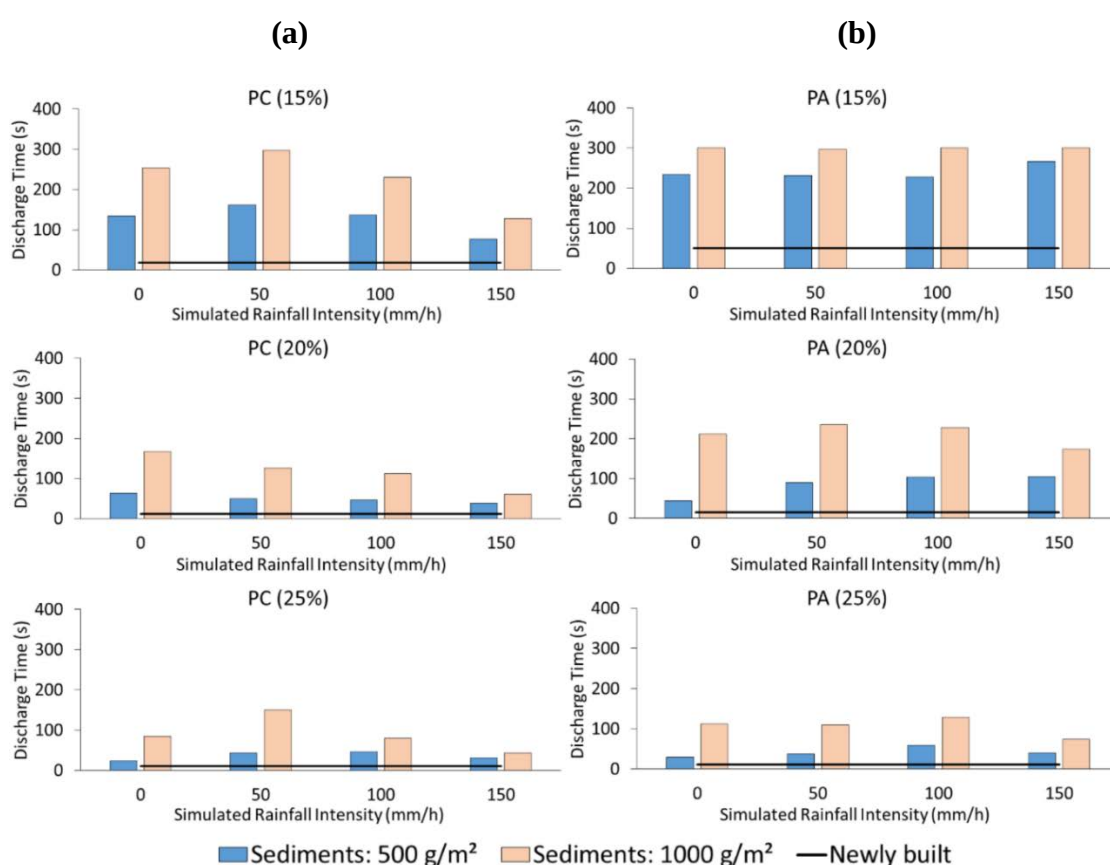


Figure 27. Average discharge time obtained in permeability test for the air void contents tested (X%) in: (a) Porous Concrete (PC) mixtures and (b) Porous Asphalt (PA) mixtures

No runoff was observed in newly built specimens for all the rainfall intensities tested. The observed runoff was less than 2.5% in all the tested clogging scenarios with all the simulated rainfall intensities. However, it can be observed that also in this case, PA mixtures produced slightly higher runoff volumes than PC mixtures as a result of their lower infiltration capacity. These results are in agreement with previous studies [141]

which observed residual runoff volumes of less than 6% for mixture air voids in the range of 25%, sediments loads of 2000 g/m² and rainfall intensities of 60 mm/h. The infiltration capacity retained by pervious surfaces, also under clogging conditions, proved to be enough to manage most of the tested rainfall events without producing significant amounts of runoff despite the infiltration capacity loss for all the simulated scenarios of clogging and rainfall events.

CONCLUSIONS AND FURTHER RESEARCH

The main conclusions obtained from the research performed during this PhD thesis are summarized below:

Specific Conclusions

- PPS techniques showed very large initial infiltration rates, allowing them to support rainfall events with rainfall intensities higher than 150mm/h without producing significant runoff.
- Among the different permeable surfaces, grass reinforced surfaces showed the worst performance overall, showing significantly lower water infiltration capacity and filtering efficiency. Surface runoff was observed in newly built grassed surfaces with rainfall events of 50 mm/h, while significantly higher TSS and TPH concentrations were observed in the outflow of PPS structures with these surfaces.
- Porous surfaces showed higher runoff retention and attenuation capacities than ICBP surfaces, and more homogenous performance along the time. PPS structures with porous surfaces showed to be able of retaining more than 6mm of rainfall height and provide more than 5 minutes of attenuation time during rainfall events of 50mm and 1 hour of duration after 14 dry days.
- Dry depositions in the range of 500 to 100g/m² over porous surfaces with air void contents between 15 and 25%, showed to reduce pavement infiltration capacities between 50 and 95%, similar infiltration capacity reductions than those observe don-site after 5 years of use without maintenance.
- Permeability values in porous surfaces with air void contents in the range of 20% after 5 years of use without maintenance showed infiltration capacity reductions in the range of 80% on average. However, in the spite of this dramatic reduction, the hydraulic functionality of porous materials showed to be still categorized as good or average. In fact, even in extreme clogging scenarios (1000g/m²) and with materials with relatively low air void contents (15%), runoff was only detected with rainfall events of 200mm/h, and even in this case, the produced runoff was lower than 2.5% of the total rainfall height.

- Rainfall events showed to partially wash off deposited sediments, slightly recovering the infiltration capacity of porous Surface materials, especially in the case of PC surfaces. Infiltration capacity, showed to be recovered in a range between 25 and 50%, the higher the air void content, the rainfall intensity and the rainfall intensity, the higher the infiltration capacity recovery. However, PA surface showed to be not affected by rainfall, showing similar infiltration capacities in all scenarios.
- Recycled aggregates showed to significantly increase the water retention capacity in PPS structures, probably due to the higher water absorption capacity in relation to the other tested aggregates. In terms of water quality performance, PPS cross sections with limestone aggregates showed better outflow water quality, especially in terms of pH and EC than PPS structures with BOF slag aggregates.
- Swale and filter drains showed, in general, better water quality in the outflow than conventional concrete ditches systems. SUDS systems showed to significantly improve water quality in terms of DO (+18% and +35%), TSS (-56% and -76%) and turbidity (-54% and -59%). In fact, TSS concentrations in the outflow of SUDS systems showed TSS concentrations even lower than 10 mg/l, similar values than natural waters.
- In the spite of the better performance of both SUDS systems in relation to conventional drainage, Filter drains performed significantly better than swale system, especially in terms of pollutants related to EC (-15%), TSS (-20%) and TPH (-42%).

General Conclusions

- With the study of PPS, swale and filter drains performed in this PhD thesis, their effectiveness in dealing with stormwater related problems has been quantified in various urban environments.
- Used materials, and systems designs showed to significantly influence SUDS efficiency in dealing with stormwater runoff volumes and pollutants, highlighting the importance of a proper design and construction.
- Surface materials used in PPS techniques showed to significantly influence infiltration capacity and filtering efficiency, especially in terms of solids and hydrocarbons, of these systems.

- Clogging in porous surface materials showed to dramatically reduce PPS infiltration capacity. The type of porous material (PA or PC), the mixtures air void content, sediment loads and rainfall characteristics showed to significantly influence the infiltration capacity reduction of these materials, and hence the cleaning operations requirements.
- In the spite of the dramatic reduction in the infiltration capacity of porous mixture materials, the retained infiltration capacity showed to be enough for managing extreme rainfall events without producing significant runoff volumes.
- In terms of infiltration capacity and clogging potential, PC materials showed a better performance so far. The obtained data showed higher initial infiltration rates, higher retained infiltration rates and lower clogging rates for PC materials, in all scenarios and with all the tested air void contents and rainfall patterns.
- Rainfall influence on the infiltration capacity recovery of clogged porous materials showed to be variable depending on the porous material, mixture air void content, sediment loads and rainfall intensities. PC material showed the best cleaning potential among porous materials with all the mix designs tested (15, 20 and 25% of voids).
- Sub-base aggregate materials showed to be an influencing material in water quality and quantity performance of PPS systems. Aggregate gradation and water absorption capacity showed to be potentially influencing factors in the hydraulic performance of PPS systems, while aggregate chemical composition showed to greatly influence outflow water quality parameters.
- Linear SUDS systems showed to significantly reduce water pollutants in relation to conventional systems, especially filter drain systems which showed the best outflow water quality so far.

Further Research

On the basis of the results obtained in this PhD thesis and in the observations related to the research performed, the following further research lines are suggested:

- Develop and test new porous material sable to manage extreme rainfall events while providing enough bearing capacity and durability to support high traffic intensities and heavy traffic loads during longer service life.

- Study the mechanical strength, durability and resilience of permeable materials used in PPS, analysing especially Climate Change actions.
- Study the potential application of PPS as a heat island mitigation system, analysing the influence of the design and the used materials.
- Deepen on the study of porous materials used in PPS systems, analysing and quantifying the relationship between pore structure, sediments particle sizes and the clogging potential by using X-Ray techniques and CFD simulation.
- Deepen in the analysis of the rainfall influence over the sediment transports dynamics in surface materials used in PPS techniques, identifying the most influencing rainfall parameters in terms of infiltration capacity recovery.
- Deepen in the study of the filtering efficiency of PPS depending on the used materials, cross section design and rainfall characteristics, analysing the filtering efficiency in real time during rainfall events.
- Analyse the influence of the type, quantity and characteristics of urban Street dust on the clogging potential of PPS systems, studying also particle bound pollutants related to the clogging layer in PPS surfaces.
- Deepen in the analysis of linear drainage systems like swales and filter drains, including other green infrastructure systems such as green roofs and rain gardens, analysing the performance of SUDS techniques in stormwater treatment trains.
- Improve water simulation systems in order to reproduce rainfall characteristics in controlled conditions for obtaining more suitable and accurate performance data of PPS systems.

Capítulo 7. REFERENCIAS

- [1] Domínguez Bascón, P. (2002). Specification of environmental problems of the city in urban Spanish planning legislation in the nineteenth century [in Spanish]. *Ería*, 57, pp. 49–56.
- [2] Galiana, M.E.; Bernabeu-Mestre, J. (2006). The health problem in Spain: Sanitation and rural zones in the first decades of the twentieth century [in Spanish]. *Asclepio Rev. Hist. Med. Cienc.* 58, pp. 139–164.
- [3] Molinos-Senante, M.; Hernandez-Sancho, F.; Sala-Garrido, R. (2012). Current status and evolution of sanitation and wastewater treatment in the national and international context [in Spanish]. *An. Geogr.* 32, pp. 68–89.
- [4] Eigenbrod F, Hecnar S.J, Fahrig L. (2011). Sub-optimal study design has major impacts on landscape-scale inference. *Biological Conservation* 144, pp. 298–305.
- [5] Castro-Fresno D, Andrés-Valeri V.C.A., Sañudo-Fontaneda L.A., Rodríguez-Hernández J. (2013). “Sustainable Drainage Practices in Spain, Specifically Focused on Pervious Pavements”. *Water* 5(1), pp. 67-93.
- [6] Dauphiné, A. (2001). *Risques et Catastrophes: Observer, Spatialiser, Comprendre, Gérer* [in French]; Armand Colin: Paris, France, 2001.
- [7] Wright, G. B., Arthur, S., Bowles, G., Bastien, N., and Unwin, D. (2011). "Urban creep in Scotland: Stakeholder perceptions, quantification and cost implications of permeable solutions." *Water Environ.J.*, 25(4), pp. 513-521.
- [8] Suriya, S. and Mudgal, B.V. (2012). Impact of urbanization on flooding: The Thirusoolam sub watershed - A case study. *Journal of Hydrology* 412-413, pp. 210-219.
- [9] Andrés Valeri, V. C. A., Castro Fresno, D., Sañudo Fontaneda, L. Á., Rodríguez Hernández, J., Ballester Muñoz, F., Canteras Jordana, J. C. (2014). Rehabilitación hidrológica urbana. Proceedings of the RHEABEND 2014 World Congress, Santander, Spain, April 1-4, 2014.
- [10] Moreno-González, R., Rodríguez-Mozaz, S., Gros, M., Pérez-Cánovas, E., Barceló, D., León, V.M. (2014). Input of pharmaceuticals through coastal surface watercourses into a Mediterranean lagoon (Mar Menor, SE Spain): Sources and seasonal variations. *Science of the Total Environment*, 490, pp. 59-72.
- [11] Jekel, M., Dott, W., Bergmann, A., Dünnbier, U., Gnirß, R., Haist-Gulde, B., Hamscher, G., Letzel, M., Licha, T., Lyko, S., Miehe, U., Sacher, F., Scheurer, M., Schmidt, C.K., Reemtsma, T., Ruhl, A.S. (2015). Selection of organic process and source indicator substances for the anthropogenically influenced water cycle. *Chemosphere*, 125, pp. 155-167.
- [12] Huber, M., Welker, A., Helmreich, B. (2016). Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. *Science of the Total Environment*, 541, pp. 895-919

- [13] Andrés-Doménech, I., Hernández-Crespo, C., Martín, M., Andrés-Valeri, V.C., (2017) Characterization of wash-off from urban impervious surfaces and SuDS design criteria for source control under semi-arid conditions, *Science of The Total Environment* 612, pp. 1320-1328, (DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.011).
- [14] Dietz, M.E. (2007). Low impact development practices: A review of current research and recommendations for future directions. *Water, air, and soil pollution*, 186, 351-63.
- [15] Suárez, J., Puertas, J. (2005). Determination of COD, BOD, and suspended solids loads during combined sewer overflow (CSO) events in some combined catchments in Spain. *Ecological Engineering*, 24 (3), pp. 201-219.
- [16] Wilson, S. Bray, R. & Cooper, P. (2004). Sustainable drainage system. Hydraulic, structural and water quality advice. London: CIRIA C609.
- [17] Diaz-Fierros, T.F., Puerta, J., Suarez, J., Diaz-Fierros, V.F. (2002). Contaminant loads of CSOs at the wastewater treatment plant of a city in NW Spain. *Urban Water*, 4 (3), pp. 291-299.
- [18] Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy; Official Journal of the European Communities: Brussel, Belgium, 2000.
- [19] Campbell N.S, D'Arcy B.J, Frost C.A, Novotny V. and Sansam A.L. (2004). Diffuse Pollution: an introduction to the problems and the solutions. IWA Publishing. London, UK.
- [20] Novotny V. (2003). *Water Quality: Diffuse Pollution & Watershed Management* (2nd edition). John Wiley and Sons, New York, USA.
- [21] Pratt C.J., Wilson S., Cooper P. (2002). "Source Control using constructed pervious surfaces. Hydraulic, structural and water quality performance issues". CIRIA, London, U.K.
- [22] Gómez, M. (2004). *Curso Hidrología Urbana*. 6ª Ed. Manuel Gómez Editor. Grupo Flumen,
- [23] Jato-Espino, D., Sillanpää, N., Charlesworth, S.M., Rodriguez-Hernandez, J. (2016) A simulation-optimization methodology to model urban catchments under non-stationary extreme rainfall events. *Environmental Modelling and Software*, Article in Press. (DOI: 10.1016/j.envsoft.2017.05.008).
- [24] Salaverria Monfort, M. (1995). Redes unitarias de saneamiento: criterios de diseño y control. *Revista del colegio de ingenieros de caminos, canales y puertos* nº 31. Año 1995. Saneamiento. Volumen II
- [25] Andres-Domenech, I., Rodriguez-Hernandez, J., Perales-Momparler, S. (2017). Presentación y panorámica de los SuDS en España. Marzo 2017. I Jornada RedSuDS, Madrid, España.

- [26] Ando, A. W., and Freitas, L. P. C. (2011). "Consumer demand for green stormwater management technology in an urban setting: The case of Chicago rain barrels." *Water Resources Research*, 47(12), article number W12501.
- [27] Sañudo-Fontaneda, L.A. (2014). Análisis de la infiltración de agua de lluvia en firmes permeables con superficies de adoquines y aglomerados porosos para el control en origen de inundaciones (the analysis of rainwater infiltration into permeable pavements, with concrete blocks and porous mixtures, for the source control of flooding). Tesis doctoral. Universidad de Cantabria. España.
- [28] Roy, A. H., Wenger, S. J., Fletcher, T. D., Walsh, C. J., Ladson, A. R., Shuster, W. D., Thurston, H. W., and Brown, R. R. (2008). "Impediments and solutions to sustainable, watershed-scale urban stormwater management: Lessons from Australia and the United States." *Environmental Management*, 42(2), 344-359.
- [29] Morison, P. J., and Brown, R. R. (2011). "Understanding the nature of publics and local policy commitment to Water Sensitive Urban Design." *Landscape and Urban Planning*, 99(2), 83-92.
- [30] Low Impact Development (LID) A Literature Review. EPA-841-B-00-005. (2000). United States Environmental Protection Agency, Office of Water (4203), Washington D.C. (20460)
- [31] Fresno D.C, Bayon J.R, Hernández J.R, Ballester F. (2005). Sustainable Urban drainage systems (SUDS). *Interciencia* 30(5), pp. 255–260.
- [32] Brown, R.A., Line, D.E., Hunt, W.F., Lord, W.G. (2010). Comparison of low impact development treatment, traditional stormwater treatment, and no stormwater treatment for commercial shopping centers in North Carolina. *Low Impact Development 2010: Redefining Water in the City - Proceedings of the 2010 International Low Impact Development Conference*, pp. 692-701.
- [33] Damodaram, C., Giacomoni, M. H., Prakash Khedun, C., Holmes, H., Ryan, A., Saour, W., and Zechman, E. M. (2010). "Simulation of combined best management practices and low impact development for sustainable stormwater management." *Journal of American Water Resources Association*, 46(5), 907-918.
- [34] Wang, T. (2013) Urban storm-water special planning method based on the theory of a "storm-water management unit". *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 178, pp. 297-304.
- [35] Thelen, E.; Grover, W.C.; Hoiberg, A.J.; Haigh, T.I. (1972). Investigation of Porous Pavements for Urban Runoff Control; 11034 DUY 03/72; U.S. Environmental Protection Agency: Washington, DC, USA.
- [36] Field R., Masters H. & Singer M. (1982). Status of porous pavement research. *Water Research*, Vol. 16, Issue 6, pp. 849-858.
- [37] Pratt C.J., Mantle J.D.G., Schofield P.A. (1989). Urban stormwater reduction and quality improvement through the use of permeable pavements. *Water Sci. Technol.* 21(1), pp. 769-778.

- [38] D'Arcy, B.; Frost, A. (2001). The role of best management practices in alleviating water quality problems associated with diffuse pollution. *Sci. Total Environ.* 265, pp. 359–367.
- [39] Temprano González, J.; Gabriel Cervigni, M.; Suárez López, J.; Tejero Monzón, J.I. (1996). Contamination in sewer systems with rainy weather: Source Control [in Spanish]. *Revista Obras Publicas* 3352, pp. 45–57.
- [40] Suárez, J.; Jácome, A.; Puertas, J.; Del Río, H. (2008). Management Problems of Pollution Associated with Stormwater [in Spanish]. In *Proceedings of the 8th Spanish National Committee of Water Treatment [Mesa Española de Tratamiento de Aguas (META)]*, Tenerife, Spain, 4–6 December 2008.
- [41] Jimenez Gallardo, B.R. (1999). Pollution from Urban Runoff; SEINOR Collection No. 22; Spanish Civil Engineering Association: Madrid, Spain.
- [42] Rodriguez-Hernandez, J. (2008). Study, Analysis and Design of Permeable Sections of Pavements for Urban Roads with an Appropriate Behaviour Facing Blockage and the Needed Bearing Capacity to Support Light Traffic [in Spanish]. Ph.D. Thesis, University of Cantabria, Cantabria, Spain, 11 July 2008.
- [43] Woods-Ballard, B.K., Martin, P., Jefferies, C., Bray, R., Shaffer, P., (2007). *The SUDS Manual*. CIRIA (C697), London and Dundee, UK.
- [44] Guía técnica de diseño y gestión de balsas y otros dispositivos de retención de contaminantes en carreteras (2009). *Manuales y recomendaciones R-18*. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX), Centro de Publicaciones del Ministerio de Fomento.. Madrid, España.
- [45] Fassman, E. (2012). Stormwater BMP treatment performance variability for sediment and heavy metals. *Separation and Purification Technology*, 84, pp. 95-103.
- [46] Puertas Agudo, J.; Suárez López, J.; Alvarez Anta, J. (2008). Gestión de aguas pluviales. Implicaciones en el diseño de los sistemas de saneamiento y drenaje urbano. *Monografías M-98*; Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX), Centro de Publicaciones del Ministerio de Fomento, Madrid, España.
- [47] Kayhanian, M., Anderson, D., Harvey, J.T., Jones, D., Muhunthan, B. (2012) Permeability measurement and scan imaging to assess clogging of pervious concrete pavements in parking lots. *Journal of Environmental Management* 95 (1), pp. 114-123.
- [48] Yong, C.F., McCarthy, D.T., Deletic, (2013). A. Predicting physical clogging of porous and permeable pavements. *Journal of Hydrology* 481, pp. 48-55.
- [49] Hunt, B., Stevens, S., Mayes, D. (2002). Permeable pavement use and research at two sites in Eastern North Carolina. *Global Solutions for Urban Drainage*, pp. 1-10.

- [50] Bean, E.Z., Hunt, W.F., Bidelsbach, D.A. (2007). Evaluation of four permeable pavement sites in Eastern North Carolina for runoff reduction and water quality impacts. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 133 (6), pp. 583-592.
- [51] Collins, K., Hunt, W. and Hathaway, J. (2008). Hydrologic comparison of four types of permeable pavement and standard asphalt in eastern North Carolina, *Journal of Hydrologic Engineering*, 13(12), pp. 1146-1157.
- [52] Tota-Maharaj, K., Scholz, M. (2010). Efficiency of permeable pavement systems for the removal of urban runoff pollutants under varying environmental conditions. *Environmental Progress and Sustainable Energy*, 29 (3), pp. 358-369.
- [53] Lucke, T. and Beecham, S. (2011). Field Investigation of Clogging in a Permeable Pavement System, *Journal of Building Research and Information*, Routledge, 39(6), pp. 603-615.
- [54] Boogaard, F., Lucke, T., van de Giesen, N., van de Ven, F.(2014). Evaluating the infiltration performance of eight dutch permeable pavements using a new full-scale infiltration testing method. *Water (Switzerland)*, 6 (7), pp. 2070-2083.
- [55] Winston, R.J., Davidson-Bennett, K.M., Buccier, K.M., Hunt, W.F. (2016). Seasonal Variability in Stormwater Quality Treatment of Permeable Pavements Situated over Heavy Clay and in a Cold Climate. *Water, Air, and Soil Pollution*, 227 (5), art. no. 2839
- [56] Li, H., Li, Z., Zhang, X., Li, Z., Liu, D., Li, T., Zhang, Z. (2017). The effect of different surface materials on runoff quality in permeable pavement systems. *Environmental Science and Pollution Research*, pp. 1-8.
- [57] Scholz, M. (2003). Stormwater treatment with constructed wetlands (2003) *Water* 21, (JUN.), pp. 38.
- [58] Schlüter W., Jefferies C. (2002). "Modelling the outflow from a porous pavement". *Urban Water* 4(3), pp. 245-253.
- [59] Field R., Masters H., Singer M. (1982). "Status of porous pavement research". *Water Research*, Vol. 16, Issue 6, pp. 849-858.
- [60] National SUDS Working Group. (2003) Framework for Sustainable Drainage Systems (SUDS) in England and Wales. Draft for consultation, Environment Agency, Bristol, UK.
- [61]. Rodriguez-Hernandez, J., Fernández-Barrera, A.H., Andrés-Valeri, V.C.A., Vega-Zamanillo, A., Castro-Fresno, D. (2013). Relationship between urban runoff pollutant and catchment characteristics. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 139 (10), pp. 833-840.
- [62] Jiang, W., Sha, A., Xiao, J., Li, Y., Huang, Y. (2015). Experimental study on filtration effect and mechanism of pavement runoff in permeable asphalt pavement. *Construction and Building Materials*, 100, pp. 102-110.

- [63] Sansalone, J., Kuang, X., Ranieri, V. (2008). Permeable pavement as a hydraulic and filtration interface for urban drainage. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 134 (5), pp. 666-674.
- [64] Kuang, X., Fu, Y. (2012). Coupled infiltration and filtration behaviours of concrete porous pavement and stormwater management. *Hydrological Processes* 27, pp.532-540
- [65] Haselbach, L.M., Valavala, S., Montes, F. (2006). Permeability predictions for sand-clogged Portland cement pervious concrete pavement systems. *Journal of Environmental Management*, 81 (1), pp. 42-49.
- [66] Haselbach, L.M. (2010). Potential for clay clogging of pervious concrete under extreme conditions. *Journal of Hydrologic Engineering*, 15 (1), pp. 67-69.
- [67] Sansalone, J., Ying, G. (2008). Partitioning and granulometric distribution of metal leachate from urban traffic dry deposition particulate matter subject to acidic rainfall and runoff retention. *Water Research*, 42 (15), pp. 4146-4162.
- [68] Suresha, S.N., Varghese, G., Ravi Shankar, A.U. (2010). Laboratory and theoretical evaluation of clogging behaviour of porous friction course mixes. *International Journal of Pavement Engineering*, 11 (1), pp. 61-70.
- [69] Vardanega, P.J. (2014). State of the art: Permeability of asphalt concrete. *Journal of Materials in Civil Engineering*, 26 (1), pp. 54-64.
- [70] Ferguson B.K. (2005). "Porous pavements". CRC Press: Taylor & Francis Group, Boca Raton (Florida), USA.
- [71] De Solminihaç H., Castro J. (2002). "Pavimentos porosos de hormigón: una opción para mitigar los efectos de las aguas lluvias". *Revista BIT*, Junio.
- [72] Valle Álvarez A., del Jesus Clemente M., Castro Fresno D., Ruiz Osés J. (2006). "Avance de las Instrucciones Técnicas sobre Buenas Prácticas Ambientales en Carreteras". I Congreso de Medio Ambiente en Carreteras. Santander, 24-28 abril.
- [73] Li, J.-L., Che, W. (2011). Non-point source pollution and stormwater management practices of parking lot. *Proceedings of the 2011 International Conference on Remote Sensing, Environment and Transportation Engineering, RSETE 2011*. Art. no. 5964323, pp. 499-502.
- [74] Mullaney J., Lucke T. (2014). "Practical review of pervious pavement designs". *Clean Soil Air Water* 42(2), pp. 111-124.
- [75] Page, J.L., Winston, R.J., Hunt, W.F. (2012). Stormwater monitoring of innovative street retrofits in urban Wilmington, NC. *World Environmental and Water Resources Congress 2012: Crossing Boundaries, Proceedings of the 2012 Congress*, pp. 531-540.

- [76] Swan, A.D., Stovin, V.R. (2002) A Decision-Support Framework for the Design of Retrofit SUDS. Proceedings of the International Conference on Sewer Operation and Maintenance (SOM2002), University of Bradford, 26–28 November.
- [77] SNIFFER (2006). Project WFD62: wetland and groundwater interactions. Phase 1 Report: knowledge base and outline framework for risk assessment of groundwater dependent terrestrial ecosystems [05/2006]
- [78] Yu, S.L., Kuo, J.-T., Fassman, E.A., Pan, H. (2001). Field test of grassed-swale performance in removing runoff pollution. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 127 (3), pp. 168-171.
- [79] Stagge J.H, Davis A.P, Jamil E, Kim H. (2012). Performance of grass swales for improving water quality from highway runoff. *Water Research* 46(20), pp. 6731–6742.
- [80] Rahman, K.Z., Wiessner, A., Kusch, P., van Afferden, M., Mattusch, J., Müller, R.A. (2011). Fate and distribution of arsenic in laboratory-scale subsurface horizontal-flow constructed wetlands treating an artificial wastewater. *Ecological Engineering*, 37 (8), pp. 1214-1224.
- [81] Leroy, M.C., Marcotte, S., Legras, M., Moncond'huy, V., Le Derf, F., Portet-Koltalo, F. (2017). Influence of the vegetative cover on the fate of trace metals in retention systems simulating roadside infiltration swales. *Science of the Total Environment*, 580, pp. 482-490.
- [82] Ogle, D.G., Hoag, J.C. (2000) Stormwater Plant Materials: A Resource Guide. City of Boise, Public Works Department. Boise. 65p. (ID# 2261)
- [83] Andrés-Valeri, V.C., Castro-Fresno, D., Sañudo-Fontaneda, L.A., Rodríguez-Hernández, J. (2014). Comparative analysis of the outflow water quality of two sustainable linear drainage systems. *Water Science and Technology*, 70 (8), pp. 1341-1347. (DOI: 10.2166/wst.2014.382)
- [84] Jurries, D. (2003). Biofilters (bioswales, vegetative buffers, & constructed wetlands) for storm water discharge pollution removal. Department of Environmental Quality, State of Oregon.[Online] Available from <http://www.deq.state.or.us/wq/stormwater/docs/nwr/biofilters.pdf> [accessed 4 Sep. 2017].
- [85] Yu, S.L., Kuo, J.-T., Fassman, E.A., Pan, H. (2001). Field test of grassed-swale performance in removing runoff pollution. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 127 (3), pp. 168-171.
- [86] Kaighn Jr., R.J., Yu, S.L. (1996). Testing of roadside vegetation for highway runoff pollutant removal (1996) *Transportation Research Record*, (1523), pp. 116-123.
- [87] Sample, D. J., Doumar, L. (2013). Best management practice fact sheet 11: Wet swale. Virginia Cooperative Extension, publication 426-130. Virginia Tech – Virginia State University.

- [88] Deletic, A., Fletcher, T.D. (2006). Performance of grass filters used for stormwater treatment - A field and modelling study. *Journal of Hydrology*, 317 (3-4), pp. 261-275.
- [89] Barrett, M.E.; Walsh, P.M.; Malina, J.F., Jr.; Charbeneau, R.J. (1998). Performance of vegetative controls for treating highway runoff. *Journal of Environmental Engineering* 124, pp. 1121-1128.
- [90] Patron, E. J. (1998). Grassed swales as runoff BMPs. Tesis de Master, University of Virginia, Charlottesville, EEUU.
- [91] Winston, R.J., Hunt, W.F., Wright, J.D. (2010). Impacts of roadside filter strips, dry swales, wet swales, and porous friction course on stormwater quality. *Proceedings of the World Environmental and Water Resources Congress 2010*, pp. 3006-3017.
- [92] Winston, R.J., Hunt, W.F., Wright, J.D. (2010). Evaluation of roadside filter strips, dry swales, wet swales, and porous friction course for stormwater treatment. *Low Impact Development 2010: Redefining Water in the City - Proceedings of the 2010 International Low Impact Development Conference*, pp. 1258-1269.
- [93] Sustainable urban drainage systems, best practice manual for England, Scotland, Wales and Northern Ireland; (2001), CIRIA C523, CIRIA, London (UK). ISBN: 0 86017 523 5.
- [94] Sañudo-Fontaneda, L.A., Rodríguez-Hernández, J., Vega-Zamanillo, A., Castro-Fresno, D. (2013). Laboratory analysis of the infiltration capacity of interlocking concrete block pavements in car parks. *Water Science and Technology* 67 (3), pp. 675-681.
- [95] Rushton, B.T. (2001). Low-impact parking lot design reduces runoff and pollutant loads. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 127 (3), pp. 172-179.
- [96] Coupe, S.J., Smith, H.G., Newman, A.P., Puehmeier, T. (2003). Biodegradation and microbial diversity within permeable pavements. *European Journal of Protistology* 39 (4), pp. 495-498.
- [97] Ferguson, B.K. (2011). Street construction for environmental processes. *WIT Transactions on Ecology and the Environment* (155), pp. 481-488.
- [98] Wright, C.D. (2008). Permeable concretes for railway abutment and U-wall drainage remediation. *Geotechnical Special Publication* (178), pp. 1121-1128.
- [99] Ellis, J.B., Deutsch, J.-C., Mouchel, J.-M., Scholes, L., Revitt, M.D. (2004). Multicriteria decision approaches to support sustainable drainage options for the treatment of highway and urban runoff. *Science of the Total Environment* (334-335), pp. 251-260.
- [100] Shu, X., Huang, B., Wu, H., Dong, Q., and Burdette, E. G. (2011). Performance comparison of laboratory and field produced pervious concrete mixtures. *Constr.Build.Mater.*, 25(8), pp. 3187-3192.

- [101] Scholz, M., Grabowiecki, P. (2009). Combined permeable pavement and ground source heat pump systems to treat urban runoff. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 84 (3), pp. 405-413.
- [102] Pratt, C.J., Mantle, J.D.G., Scholfield, P.A. (1995). UK research into the performance of permeable pavement, reservoir structures in controlling stormwater discharge quantity and quality. *Water Science and Technology* 32 (1), pp. 63-69.
- [103] Pagotto, C., Legret, M., Le Cloirec, P. (2000). Comparison of the hydraulic behaviour and the quality of highway runoff water according to the type of pavement. *Water Research* 34 (18), pp. 4446-4454.
- [104] Acioli, L.A., da Silveira, A.L.L., Goldenfun, J.A. (2005). Experimental study of permeable reservoir pavements for surface runoff control at source. *Proceedings of 10th International Conference on Urban Drainage*, Copenhagen, Denmark.
- [105] Bustos, G. and Pérez, E. (2007). *Pliego de prescripciones técnicas generales para obras de carreteras y puentes*. 5th Edition. Ediciones LITEAM. Madrid, Spain.
- [106] Pindado, M. Á., Aguado, A., Josa, A. (1999). Fatigue behavior of polymer-modified porous concretes. *Cem. Concr. Res.*, 29 (7), pp. 1077-1083.
- [107] Gomez-Ullate, E., Bayon, J.R., Coupe, S., Castro-Fresno, D. (2010). Performance of pervious pavement parking bays storing rainwater in the north of Spain. *Water Science and Technology* 62(3), pp. 615-621.
- [108] Andrés-Valeri, V.C.A., Castro-Fresno, D., Sañudo-Fontaneda, L.A., Coupe, S.J., Rodríguez-Hernandez, J. (2013). Water quality assessment in pervious pavements with BOF-slag sub-base in a parking area in the north of Spain. *Andrés-Valeri, 8th International Conference NOVATECH. Planning & technologies for sustainable urban water management*. Lyon, France.
- [109] Spanish Royal Decree 1620/2007 of 7 December, that Establish the Legal Status of the Reutilization of Depurated Water [in Spanish]. *Boletín Oficial del Estado* 2007, 294, pp. 50639–50661.
- [110] Horner, R.R., J.J. Skupien, E.H. Livingston, and H.E. Shaver. (1994). *Fundamentals of Urban Runoff Management: Technical and Institutional Issues*. Terrene Institute, Washington, DC.
- [111] NLT-327/00. *Permeabilidad in situ de pavimentos drenantes con el permeámetro LCS*. (2000). Madrid: Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX). Gabinete de Formación y Documentación. España.
- [112] Fernández-Barrera, A.H., Castro-Fresno, D., Rodríguez-Hernández, J., Calzada-Pérez, M. A. (2008). Infiltration capacity assessment of urban pavements using the LCS permeameter and the CP infiltrometer, *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 134 (5), pp. 659-665.

- [113] Bisquerra, R. (1987). Introducción a la Estadística aplicada a la investigación educativa. Un enfoque informático con los paquetes BMDP y SPSSX. Barcelona: PPU. ISBN: 84-7665-068-X.
- [114] Spanish Royal Decree 927/1988 of 31 August, that Approves the Public Administration Regulations on Water and Water Planning in developing Titles II and III Water Law [in Spanish]. Boletín Oficial del Estado 1988, 209, pp. 26412–26425.
- [115] Swan A. (2010). “How increased urbanisation has induced flooding problems in the UK: A lesson for African cities?”. *Phys.Chem.Earth* 35(13/14), pp. 643-647.
- [116] Christensen J.H.; Christensen O.B. Climate modelling: severe summertime flooding in Europe. *Nature* 2003 421, pp. 805–806.
- [117] Barredo, J. I. (2007). Major flood disasters in Europe: 1950-2005. *Nat.Hazards*, 42(1), 125-148.
- [118] Huang, X.; Tan, H.; Zhou, J.; Yang, T.; Benjamin, A.; Wen, S. W.; Li, S.; Liu, A.; Li, X.; Fen, S.; and Li, X. (2008). Flood hazard in Hunan province of China: An economic loss analysis. *Nat.Hazards* 47(1), pp. 65-73.
- [119] Gomez-Ullate, E.; Castillo-Lopez, E.; Castro-Fresno, D.; Bayon, J.R. (2011). Analysis and Contrast of Different Pervious Pavements for Management of Storm-Water in a Parking Area in Northern Spain. *Water Resources Management* 25 (6), pp. 1525-1535.
- [120] Li, H.; Kayhanian, M.; Harvey, J.T. (2013). Comparative field permeability measurement of permeable pavements using ASTM C1701 and NCAT permeameter methods. *Journal of Environmental Management* 118, pp. 144-152.
- [121] Al-Rubaei, A.M.; Stenglein, A.L.; Viklander, M.; Blecken, G.T. (2013). Long-Term hydraulic performance of porous asphalt pavements in Northern Sweden. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 139 (6), pp. 499-505.
- [122] Sañudo-Fontaneda, L.A.; Rodriguez-Hernandez, J.; Calzada-Pérez, M.A.; and Castro-Fresno, D. (2014). Infiltration behaviour of Polymer-Modified Porous Concrete and Porous Asphalt surfaces used in SUDS techniques. *Clean –Soil, Air, Water*, 42, pp.139-145.
- [123] Gruber, I.; Zinovik, I.; Holzer, L.; Flisch, A., Poulikakos, L.D. (2012). A computational study of the effect of structural anisotropy of porous asphalt on hydraulic conductivity. *Construction and Building Materials*, 36, pp. 66-77.
- [124] Coleri, E.; Kayhanian, M.; Harvey, J.T.; Yang, K.; Boone, J.M. (2013). Clogging evaluation of open graded friction course pavements tested under rainfall and heavy vehicle simulators. *Journal of Environmental Management*, 129, pp. 164–172.
- [125] Pérez Jiménez, F.E., Calzada Pérez, M.A. (1988). Analysis and Evaluation of the Performance of Porous Asphalt: The Spanish Experience. Surface characteristics of roadways: international research and technologies, Papers of the First International Symposium on Surface Characteristics,

- Pennsylvania, Unites States of America, June 8-9, 1988. Meyer/Reichert, editors. ASTM STP 1031.
- [126] Pearson LJ, Coggan A, Proctor W, Smith TF. (2010). A sustainable decision support framework for urban water management. *Water Resources Management* 24(6), pp. 363–376.
- [127] Brattebo, B.O. and Booth, D.B. (2003). Long-term stormwater quantity and quality performance of permeable pavement systems. *Water Research* 37, 4369-4376.
- [128] Barrett M.E, Zuber R.D, Collins E.R, Malina J.F, Charbeneau R.J, Ward G.H. (1993). A review and evaluation of the literature pertaining to the quality and control of pollution from highway runoff and construction. Report No. CRWR 239, Centre for Research in Water Resources, Austin, TX, USA.
- [129] Schueler, T.R. (1994). Performance of grassed swales along east coast highways. *Watershed Protection Techniques* 1(3), pp. 122–123.
- [130] Barrett, M.E.; Walsh, P.M.; Malina, J.F., Jr.; Charbeneau, R.J. (1998). Performance of vegetative controls for treating highway runoff. *Journal of Environmental Engineering* 124, pp. 1121–1128.
- [131] Lloyd, S.D., Fletcher, T.D., Wong, T.H.F., Wootton, R. (2001). Assesment of pollutant removal in a newly constructed bio-retention system. In *Second South Pacific Stormwater Conference*. New Zeland Water and Wastewater Association. Auckland pp. 20-30
- [132] Bäckström, M. (2002). Sediment transport in grassed swales during simulated runoff events. *Water Science and Technology* 45, pp. 41–49.
- [133] Borst M, Struck S.D, Muthukrishnan S, Selvakumar A, O'Connor T. (2007). Swale Performance for Stormwater Runoff. In *2nd National Low Impact Development Conference* Wilmington, North Carolina, United States.
- [134] Winston, R.; Hunt, W.; Kennedy, S.; Wright, J.; Lauffer, M. (2012). Field Evaluation of Storm-Water Control Measures for Highway Runoff Treatment. *Journal of Environmental Engineering* 138, pp. 101–111.
- [135] Kachchu Mohamed, M.A, Lucke, T. and Boogaard, F. (2014). Preliminary investigation into the pollution reduction performance of swales used in a stormwater treatment train. *Water Science and Technology* 69(5), pp. 1014-1020.
- [136] Lucke, T.; Mohamed A.K.; Tindale, N. (2014). Pollutant Removal and Hydraulic Reduction Performance of Field Grassed Swales during Runoff Simulation Experiments. *Water* 6(7), pp. 1887-1904.
- [137] Schlüter, W, Spitzer, A, Jefferies, C. (2002). Performance of three sustainable urban drainage systems in East Scotland. In *9th International Conference on Urban Drainage*. Portland, Oregon, United States.

- [138] Barrett, M.E. (2008). Comparison of BMP Performance Using the International BMP Database. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 134(5), pp. 556-561
- [139] Dolz, J., Gómez M.. (1994). Problemática del drenaje de aguas pluviales en zonas urbanas y del estudio hidráulico de las redes de colectores. *Dren. Urbano* 1, pp. 55–66.
- [140] Sañudo-Fontaneda L., Charlesworth S.M., Castro-Fresno D., Andrés-Valeri V.C.A., Rodríguez-Hernández J. (2014). Water quality and quantity assessment of pervious pavements performance in experimental car park areas. *Water Sci. Technol.* 69(7), pp. 1526-1533.
- [141] McBride C, Knapton J. (2006). The design of permeable pavements for retail development in Ireland. *Proceedings of the 8th International Conference on Concrete Block Paving*, San Francisco (California), USA, November 6-8.
- [142] Sañudo-Fontaneda L.A., Rodriguez-Hernandez J., Calzada-Pérez M.A., Castro-Fresno D. (2014). “Infiltration behaviour of polymer-modified porous concrete and porous asphalt surfaces used in SuDS techniques”. *Clean Soil Air Water* 42(2), pp. 139-145.
- [143] Scholz M., Grabowiecki P. (2007). Review of permeable pavement Systems. *Build. Environ.* 42(11), pp. 3830-3836.
- [144] Bond P.C., Newman A.P., Pratt C.J. (1999). A review of stormwater quantity and quality performance of permeable pavements in U.K” *Proceedings of the 8th International Conference on Urban Storm Drainage*, Sydney (Australia), August 30-September 3, 1999.
- [145] Andersen C.T., Foster I.D.L., Pratt C.J. (1999). The role of urban surfaces (permeable pavements) in regulating drainage and evaporation: Development of a laboratory simulation experiment. *Hydrol. Process.* 13(4), pp. 597-609.
- [146] Gomez-Ullate E., Castillo-Lopez E., Castro-Fresno D., Bayon J.R. (2011). Analysis and Contrast of Different Pervious Pavements for Management of Storm-Water in a Parking Area in Northern Spain. *Water Resour. Manage.* 25(6), pp. 1525-1535.
- [147]. Rodriguez-Hernandez, J., Castro-Fresno, D., Fernández-Barrera, A.H., Vega-Zamanillo, Á. (2012). Characterization of Infiltration Capacity of Permeable Pavements with Porous Asphalt Surface Using Cantabrian Fixed Infiltrometer. *Journal of Hydrologic Engineering*, 17 (5), pp. 597-603.
- [148]. Rodriguez-Hernandez, J., Andrés-Valeri, V.C., Ascorbe-Salcedo, A., Castro-Fresno, D. (2016). Laboratory study on the stormwater retention and runoff attenuation capacity of four permeable pavements. *Journal of Environmental Engineering* 142 (2), Art. 04015068
- [149]. Rodriguez-Hernandez, J., Andrés-Valeri, V.C., Calzada-Pérez, M.A., Vega-Zamanillo, A., Castro-Fresno, D. (2015). Study of the raveling resistance of porous asphalt pavements used in sustainable drainage systems affected by hydrocarbon spills. *Sustainability* 7(12), pp. 16226-16236.

- [150]. Willems, P., Arnbjerg-Nielsen, K., Olsson, J., Nguyen, V.T.V. (2012). Climate change impact assessment on urban rainfall extremes and urban drainage: Methods and shortcomings. *Atmospheric Research*, 103, pp. 106-118.
- [151]. Kuang, X., Fu, Y. (2012). Coupled infiltration and filtration behaviours of concrete porous pavement and stormwater management. *Hydrological Processes*, 27, pp. 532-540
- [152]. Sansalone, J., Kuang, X., Ying, G., Ranieri, V. (2012). Filtration and clogging of permeable pavement loaded by urban drainage. *Water Research*, 46 (20), pp. 6763-6774.
- [153]. Alvarez, A.E., Martin, A.E., Estakhri, C. (2011). A review of mix design and evaluation research for permeable friction course mixtures. *Construction and Building Materials*, 25 (3), pp. 1159-1166.
- [154]. Liu, Q., Cao, D. (2009). Research on material composition and performance of porous asphalt pavement. *Journal of Materials in Civil Engineering*, 21 (4), pp. 135-140.
- [155] Dougherty, M., Hein, M., Martina, B.A., Ferguson, B.K. (2011). Quick surface infiltration test to assess maintenance needs on small pervious concrete sites. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 137 (8), pp. 553-563.
- [156] Ranieri, V., Colonna, P., Sansalone, J.J., Sciddurlo, A. (2012). Measurement of hydraulic conductivity in porous mixes. *Journal of the Transportation Research Board*, 2295, pp. 1-10
- [157]. Nichols, P.W.B., Lucke, T., Dierkes, C. (2014). Comparing two methods of determining infiltration rates of permeable interlocking concrete pavers. *Water*, 6 (8), pp. 2353-2366.
- [158]. Coughlin, J.P., Campbell, C.D., Mays, D.C. (2011). Infiltration and Clogging by Sand and Clay in a Pervious Concrete Pavement System. *Journal of Hydrologic Engineering*, 17 (1), pp. 68-73.
- [159]. Sañudo-Fontaneda, L.A., Andrés-Valeri, V.C.A., Rodríguez-Hernandez, J., Castro-Fresno, D. (2014). Field study of infiltration capacity reduction of porous mixture surfaces. *Water*, 6 (3), pp. 661-669.
- [160]. Balades, J.-D., Legret, M., Madiec, H. (1995). Permeable pavements: Pollution management tools. *Water Science and Technology*, 32 (1), pp. 49-56.
- [161]. Martin, W.D., Kaye, N.B., Putman, B.J. (2014). Impact of vertical porosity distribution on the permeability of pervious concrete. *Construction and Building Materials*, 59, pp. 78-84.
- [162]. Bonicelli, A., Giustozzi, F., Crispino, M., Borsa, M. (2013). Evaluating the effect of reinforcing fibres on pervious concrete volumetric and mechanical properties according to different compaction energies. *European Journal of Environmental and Civil Engineering* 19 (2), pp. 184-198

- [163]. Bonicelli, A., Giustozzi, F., Crispino, M. (2015). Experimental study on the effects of fine sand addition on differentially compacted pervious concrete. *Construction and Building Materials* 2015, 91, pp. 102-110.
- [164]. Cominsky, R. J., Huber, G. A., Kennedy, T. W. and Anderson, M. (1994). The Superpave 279 mix design manual for new construction and overlays. SHRP A-407 Report, U.S. National Research Council: Washington DC, U.S.
- [165]. Deletic, A., Orr, D.W. (2005). Pollution buildup on road surfaces. *Journal of Environmental Engineering*, 131 (1), pp. 49-59.
- [166]. Zanders, J.M. (2005). Road sediment: Characterization and implications for the performance of vegetated strips for treating road run-off. *Science of the Total Environment*, 339 (1-3), pp. 41-47.
- [167]. Zafra, C.A., Temprano, J., Tejero, I. (2008). Particle size distribution of accumulated sediments on an urban road in rainy weather. *Environmental Technology*, 29 (5), pp. 571-582.
- [168]. Bian, B., Zhu, W. (2009). Particle size distribution and pollutants in road-deposited sediments in different areas of Zhenjiang, China. *Environmental Geochemistry and Health*, 31 (4), pp. 511-520.
- [169] Hudson, N. W. (1964). The flour pellet method for measuring the size of raindrops. Department of Conservation and Extension: Salisbury, Rhodesia.
- [170] Kathiravelu, G.; Lucke, T.; Nichols, P. (2016). Rain Drop Measurement Techniques: A Review. *Water*, 8 (1), pp. 29-
- [171] Asseline, J., Valentin, C. (1978). Construction et mise au point d'un infiltromètre à aspersion. [In French]. *Cahiers ORSTOM série hydrologie*, 15, pp. v321-349
- [172] Nnadi, E.O., Coupe, S.J., Sañudo-Fontaneda, L.A., Rodriguez-Hernandez, J. (2014). An evaluation of enhanced geotextile layer in permeable pavement to improve stormwater infiltration and attenuation. *International Journal of Pavement Engineering*, 15 (10), pp. 925-932.
- [173]. Shirke, N.A., Shuler, S. (2009). Cleaning porous pavements using a reverse flush process. *Journal of Transportation Engineering* 2009, 135 (11), pp. 832-838.
- [174]. Mann, H.B., and Whitney, D.R. (1947). On a test of whether one or more random variables is stochastically larger than in the other. *Annals of Mathematical Statistics* 1947, 18 (1), pp. 52-54.
- [175]. Alvarez, A.E., Martin, A.E., Estakhri, C. (2010). Internal structure of compacted permeable friction course mixtures. *Construction and Building Materials*, 24 (6), pp. 1027-1035.
- [176]. Mansour, T.N., Putman, B.J. (2013). Influence of aggregate gradation on the performance properties of porous asphalt mixtures. *Journal of Materials in Civil Engineering*, 25 (2), pp. 281-288.

- [177]. Martin, W.D., Putman, B.J., Neptune, A.I. (2014). Influence of aggregate gradation on clogging characteristics of porous asphalt mixtures *Journal of Materials in Civil Engineering*, 26 (7), 04014026.
- [178] Gomez-Ullate, E. (2010). Estudio de un aparcamiento de firmes filtrantes para la mejora de la gestión sostenible de las aguas urbanas mediante el almacenamiento y valorización del agua de lluvia. Tesis Doctoral, Universidad de Cantabria. España
- [179] IGCSS 01-2002. Norme funzionali e geometriche per la costruzione delle strade. (2002). Ministero Lavori Pubblici, Ispettorato Generale per la Circolazione e Sicurezza Stradale. Italia.
- [180] CNR 150-1992. Norme sull'arredo funzionale delle strade urbane, (2002). B.U. CNR n. 150 del 1992, Roma. Italia.
- [181] Aguado, A. (1995). “Nuevas tendencias en los hormigones porosos”. VII Jornada del Hormigón del Gremi de Constructors d'Obres de Barcelona i Comarques
- [182] ACI. 2002. 211.3R-02: Guide for Selecting Proportions for No-Slump Concrete. (2002). American Concrete Institute (ACI), EEUU.
- [183] Pérez Jiménez F.E., Calzada Pérez M.A., Gonzalez Bengochea R. (1985). Mezclas bituminosas porosas: Estudio en laboratorio de sus características permeables y resistencia a la abrasión. Memoria de la Cátedra de Caminos y Aeropuertos de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de Santander para el Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo (MOPU). Dirección General de Carreteras.
- [184] UNE-EN 12697-40:2013. Mezclas bituminosas. Métodos de ensayo para mezclas bituminosas en caliente. Parte 40: Drenabilidad in situ. (2013). AENOR. España.
- [185] Rice, E.W., Baird, R.B., Eaton, A.D., Clesceri, L.S. (2012). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22nd Edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. ISBN: 9780875530130
- [186] U.S. Environmental Protection Agency, Part VIII, 40 CFR Part 136. Hach Method 10360, Luminescence Measurement of Dissolved Oxygen in Water and Wastewater and for Use in the Determination of BOD5. Revision 1.2, October 2011. Hach Company.
- [187] UNE-EN 872:2006. Calidad del agua. Determinación de los sólidos en suspensión. Método de filtración por filtro de fibra de vidrio. (2006). AENOR. España.
- [188] EPA method 180.1. Determination of Turbidity by Nephelometry: Revision 2.0. (1993). U.S. Environmental Protection Agency (EEUU)
- [189] EPA method 418.1. Petroleum Hydrocarbons, Total Recoverable. (1983). U.S. Environmental Protection Agency (EEUU)

-
- [190] ASTM International Method D7066-04, "Standard Test Method for dimer/trimer of chlorotrifluoroethylene (S-316) Recoverable Oil and Grease and Nonpolar Material by Infrared Determination. (2004). ASTM international.
- [191] Wayne D. (1990). Kolmogorov–Smirnov one-sample test. *Applied Nonparametric Statistics* (2nd ed.). Boston: PWS-Kent. pp. 319–330. ISBN 0-534-91976-6.
- [192] Shapiro, S. S., Wilk, M. B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*. 52 (3–4): 591–611. JSTOR 2333709. MR 205384. doi:10.1093/biomet/52.3-4.591. p. 593
- [193] Levene, H. (1960). Ingram Olkin, Harold Hotelling, et alia, ed. *Contributions to Probability and Statistics: Essays in Honor of Harold Hotelling*. Stanford University Press. pp. 278-292.
- [194] Rice, J.A. (2006), *Mathematical Statistics and Data Analysis*, Third Edition, Duxbury Advanced.
- [195] Freedman, D.A. (2005). *Statistical Models: Theory and Practice*, Cambridge University Press. ISBN 978-0-521-67105-7
- [196] Bailey, R. A. (2008). *Design of Comparative Experiments*. Cambridge University Press. ISBN 978-0-521-68357-9.
- [197] Kruskal, Wallis (1952). "Use of ranks in one-criterion variance analysis". *Journal of the American Statistical Association*. 47 (260): 583–621. (doi:10.1080/01621459.1952.10483441)
- [198] Atlas climático Ibérico: Temperatura del aire y precipitación (1971-2000). (2011). Agencia Estatal de Meteorología (España), Instituto de Meteorologia (Portugal). ISBN: 978-84-7837-079-5
- [199] UNE-EN 1097-6:2001/A1:2006. Ensayos para determinar las propiedades mecánicas y físicas de los áridos. Parte 6: Determinación de la densidad de partículas y la absorción de agua. (2006). AENOR. España.

Capítulo 8. ANEXOS

ANEXO-I: CURRICULUM VITAE DEL AUTOR

1. DATOS PERSONALES

Nombre del Doctorando: Valerio Carlos Alessio Andrés Valeri

Fecha de nacimiento: 5 de abril de 1981

Lugar de nacimiento: Rio de Janeiro (Brasil)

Nacionalidad: española

2. FORMACIÓN

2.1 FORMACIÓN ACADÉMICA

2011: Ingeniería Técnica de Obras Públicas. Especialidad en Construcciones Civiles. Universidad de Cantabria.

2013: Grado en Ingeniería Civil. Universidad de Cantabria.

2013: Master de Investigación en Ingeniería Civil. Universidad de Cantabria.

2.2 FORMACIÓN COMPLEMENTARIA

2007: Capacitación de idiomas: B2 de Italiano. Escuela Oficial de Idiomas de Santander.

2009: Curso de Seguridad en laboratorios. Universidad de Cantabria (9h).

2011: Curso “Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS)”. Curso de verano de la Universidad de Cantabria. (15h).

2012: Curso: “Refworks 2.0: gestor de bibliografía”. Universidad de Cantabria (4h).

2012: Curso “SPSS: Nivel medio y avanzado. Universidad de Cantabria (18h).

2012: Curso: “Experto Universitario: Estructuras, patología y rehabilitación de edificaciones”. Universidad de Cantabria (200h).

2013: Curso Básico de prevención de riesgos laborales en la construcción. Universidad de Cantabria (60h).

2015: *Curso Básico sobre Aspectos Generales del Doctorado y las Técnicas de Presentación del Trabajo Científico. Universidad de Cantabria (Curso reconocido/convalidado, 40h).

2015: *Curso Avanzado sobre el futuro profesional del doctorado. Universidad de Cantabria (40h).

2015: *Curso: “*Sustainable Urban Water Systems*”. Politécnico de Milán (30h)

2016: *Curso: “Estadística para la investigación en ingeniería de la construcción I y II”. Universidad de Cantabria (30h).

2016: *Taller: “Escribiendo propuestas europeas”. Universidad de Cantabria (30h).

3. EXPERIENCIA PROFESIONAL

06/2009-10/2011:

Beca de Iniciación a la investigación en el Grupo de Investigación de Tecnología de la Construcción (GITECO) de la Universidad de Cantabria, a través de la Fundación Leonardo Torres Quevedo.

Colaboración en los proyectos:

- Diseño, investigación de la ejecución e instrumentación de un aparcamiento construido con firmes filtrantes biodegradantes de hidrocarburos.
- Diseño, monitorización y seguimiento de un sistema lineal de drenaje sostenible.
- Diseño, monitorización y seguimiento de un aparcamiento filtrante construido con escorias y residuos de acería.
- Sistemas de captación de energía geotérmica utilizando nuevos materiales de relleno.

11/2011-09/2012

Beca de investigación en el Grupo de Investigación de Tecnología de la Construcción (GITECO) de la Universidad de Cantabria, a través de la Fundación Leonardo Torres Quevedo.

Colaboración en los proyectos:

- Estudio y mejora de las metodologías de diseño y gestión de los sistemas de drenaje y saneamiento en Cantabria.
- Diseño, monitorización y seguimiento de un sistema lineal de drenaje sostenible.
- Diseño, monitorización y seguimiento de un aparcamiento filtrante construido con escorias y residuos de acería.

10/2012-12/2013

Contratado de Investigación en el Grupo de Investigación de Tecnología de la Construcción (GITECO) de la Universidad de Cantabria.

Colaboración en proyecto EU-Life “*Polymer wastes in asphalt mixes: a way to increase sustainability of roads infrastructures (POLYMIX)*”

01/2014-Actualidad

Contratado Predoctoral a través de una Ayuda predoctoral del Ministerio de Economía y Competitividad del Gobierno de España (Antiguas FPI). Referencia: BES-2013-062604.

Desarrollo de una tesis doctoral en el marco del proyecto Rehabilitación Hidrológica de Infraestructuras Viales Urbanas (RHIVU) con referencia: BIA2012-32463.

4. ACTIVIDADES DE INVESTIGACIÓN

4.1 PUBLICACIONES

4.1.1 Publicaciones en revistas

Andrés-Doménech, I., Hernández-Crespo, C., Martín, M., **Andrés-Valeri, V.C.**, Characterization of wash-off from urban impervious surfaces and SuDS design criteria for source control under semi-arid conditions, *Science of The Total Environment* 612, pp. 1320-1328, (DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.011).

Andrés-Valeri, V.C., Marchioni, M., Sañudo-Fontaneda, L.A., Giustozzi, F., Becciu, G. Laboratory assessment of the infiltration capacity reduction in clogged porous mixture surfaces (2016) *Sustainability (Switzerland)*, 8 (8), art. no. 751

Rodriguez-Hernandez, J., **Andrés-Valeri, V.C.**, Ascorbe-Salcedo, A., Castro-Fresno, D. Laboratory study on the stormwater retention and runoff attenuation capacity of four permeable pavements (2016) *Journal of Environmental Engineering (United States)*, 142 (2).

Marchioni, M., **Andrés-Valeri, V.C.**, Giustozzi, F., Becciu, G." Laboratory study on the rainfall influence over the sediment transport dynamics on pervious pavements' discharge". *WIT Transactions on the Built Environment* 165:165-176.

Rodriguez-Hernandez, J., Fernández-Barrera, A.H., **Andrés-Valeri, V.C.**, Vega-Zamanillo, A., Castro-Fresno, D. Closure to "relationship between Urban runoff pollutant and catchment characteristics" by Jorge Rodriguez-Hernandez, Andrés H. Fernández-Barrera, Valerio C. A. Andrés-Valeri, Angel Vega-Zamanillo, and Daniel Castro-Fresno (2015) *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 141 (10), art. no. 07015016.

Rodriguez-Hernandez, J., **Andrés-Valeri, V.C.**, Calzada-Pérez, M.A., Vega-Zamanillo, A., Castro-Fresno, D. Study of the raveling resistance of porous asphalt pavements used in sustainable drainage systems affected by hydrocarbon spills (2015) *Sustainability (Switzerland)*, 7 (12), pp. 16226-16236.

Jato-Espino, D., Rodriguez-Hernandez, J., **Andrés-Valeri, V.C.**, Ballester-Muñoz, F. A fuzzy stochastic multi-criteria model for the selection of urban pervious pavements (2014) *Expert Systems with Applications*, 41 (15), pp. 6807-6817.

Sañudo-Fontaneda, L.A., **Andrés-Valeri, V.C.**, Rodríguez-Hernandez, J., Castro-Fresno, D. Field study of infiltration capacity reduction of porous mixture surfaces (2014) *Water (Switzerland)*, 6 (3), pp. 661-669.

Andrés-Valeri, V.C., Castro-Fresno, D., Sañudo-Fontaneda, L.A., Rodríguez-Hernandez, J. Comparative analysis of the outflow water quality of two sustainable linear drainage systems (2014) *Water Science and Technology*, 70 (8), pp. 1341-1347.

Sañudo-Fontaneda, L.A., Charlesworth, S.M., Castro-Fresno, D., **Andrés-Valeri, V.C.**, Rodríguez-Hernandez, J. Water quality and quantity assessment of pervious pavements performance in experimental car park areas (2014) *Water Science and Technology*, 69 (7), pp. 1526-1533.

Rodríguez-Hernandez, J., Fernández-Barrera, A.H., **Andrés-Valeri, V.C.**, Vega-Zamanillo, A., Castro-Fresno, D. Relationship between urban runoff pollutant and catchment characteristics (2013) *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 139 (10), pp. 833-840.

Castro-Fresno, D., **Andrés-Valeri, V.C.**, Sañudo-Fontaneda, L.A., Rodríguez-Hernandez, J. Sustainable drainage practices in Spain, specially focused on pervious pavements (2013) *Water (Switzerland)*, 5 (1), pp. 67-93.

4.1.2 Capítulos de libros

Andrés-Valeri, V.C., Perales-Momparler, S., Sañudo Fontaneda, L.A., Andrés-Doménech, I., Castro-Fresno, D., Escuder-Bueno, I. Sustainable Drainage Systems in Spain (2016) *Sustainable Surface Water Management: A Handbook for SUDS*, pp. 355-369.

4.1.3 Congresos y conferencias

Luis A. Sañudo-Fontaneda, **Valerio C. Andrés-Valeri**, Stephen J. Coupe, William F. Hunt, Felipe P. Alvarez-Rabanal, Susanne M. Charlesworth, Daniel Castro-Fresno, Juan J. del Coz-Díaz, Alan P. Newman, Jose L. Sampedro-García, Mar Alonso-Martinez, Craig Lashford, Luis Juli-Gándara. "Green Infrastructure and Ground Source Heat Pump as a combined green technique for flood management and energy saving in the cities of the future". 14th IWA/IAHR International Conference on Urban Drainage. 10-15 septiembre, 2017. Praga (República Checa).

Daniel Jato Espino, Carmen Hernandez-Crespo, **Valerio Carlos Andrés Valeri**, Miguel, Martin Moneris, Ignacio Andrés Domenech, Jorge Rodríguez Hernández. Permeable, Resilient, Smart and Sustainable Urban Surfaces. 14th IWA/IAHR International Conference on Urban Drainage. 10-15 septiembre, 2017. Praga (República Checa).

***Valerio Carlos Andrés Valeri.** (9 y 10 de Mayo de 2017). “La gestión integral de los recursos hídricos. Conclusiones Jornada de drenajes urbanos sostenibles RedSUDS”. Ponencia invitada en congreso internacional: III Jornada de I+d+i en Bioingeniería, infraestructura verde y drenaje sostenible. Asociación Española de Ingeniería y Paisaje (AEIP). Madrid. España.

Daniel Jato Espino, **Valerio Carlos Andrés Valeri**, Luis Ángel Sañudo Fontaneda, Daniel Castro Fresno, Jorge Rodríguez Hernández, Susanne M. Charlesworth (7-9 septiembre 2016). “Analysis and implementation of sustainable drainage practices under Spain’s oceanic climate conditions”. 4th Annual Water Efficiency Conference (WatefCon 2016). Entidad organizadora: Water Efficiency Network. Lugar de celebración: Coventry (Reino Unido).

Luis Ángel Sañudo Fontaneda, Stephen J. Coupe, **Valerio Carlos Andrés Valeri**, Felipe Pedro Álvarez Rabanal, Susanne M. Charlesworth, William F. Hunt, Daniel Castro Fresno, Juan José del Coz Díaz, Alan P. Newman, Craig Lashford, Mar Alonso Martínez, Milena Tulencic, Alcides Gomes Moreira (7-9 septiembre 2016). “Water sensitive design and renewable energy: green infrastructure as the future path for flood resilience, food production and energy saving”. 4th Annual Water Efficiency Conference (WatefCon 2016). Entidad organizadora: Water Efficiency Network. Lugar de celebración: Coventry (Reino Unido).

Mariana Marchioni, **Valerio Carlos Andrés Valeri**, Filippo Giustozzi, Gianfranco Becciu (27-29 junio 2016). “Laboratory study on the rainfall influence over the sediment transport dynamics on pervious pavements discharge”. 3rd International Conference on design, construction, maintenance, monitoring and control of urban water systems. Entidades organizadoras: Wessex Institute (UK), Polytechnic of Milan (Italy). Lugar de celebración: Venecia (Italia).

***Jorge Rodríguez Hernández, Valerio Carlos Andrés Valeri**, Miguel Ángel Calzada Pérez, Ángel Vega Zamanillo, Daniel Castro Fresno, Daniel Jato Espino (3-4 septiembre 2015). "Influence of oil spills in abrasion resistance loss of porous asphalt pavements". SUDSnet International Conference - Taking SUDS forward. Entidades organizadoras: Abertay University, Coventry University. Lugar de celebración: Coventry (Reino Unido).

***Valerio Carlos Andrés Valeri**, Daniel Castro Fresno, Luis Ángel Sañudo Fontaneda, Jorge Rodríguez Hernández, Francisco Ballester Muñoz, Juan Carlos Canteras Jordana (1-4 abril 2014). "Rehabilitación hidrológica urbana". REHABEND 2014, Congreso latinoamericano - Patología de la construcción, tecnología de la rehabilitación y gestión del patrimonio. Entidades organizadoras: GTED-UC, AIDICO, TECNALIA. Lugar de celebración: Santander (España).

Luis Ángel Sañudo Fontaneda, Susanne Charlesworth, Daniel Castro Fresno, **Valerio Carlos Andrés Valeri**, Jorge Rodríguez Hernández (23-27 junio 2013). "Experimental pervious pavement parking areas in the North of Spain". 8th International Conference NOVATECH - Planning & technologies for sustainable

urban water management. Entidad organizadora: GRAIE. Lugar de celebración: Lyon (Francia).

Valerio Carlos Andrés Valeri, Daniel Castro Fresno, Luis Ángel Sañudo Fontaneda, Stephen Coupe, Jorge Rodríguez Hernández (23-27 junio 2013). "Water quality assessment in pervious pavements with BOF-slag sub-base in a parking area in the north of Spain". 8th International Conference NOVATECH - Planning & technologies for sustainable urban water management. Entidad organizadora: GRAIE. Lugar de celebración: Lyon (Francia).

4.1.4 Publicaciones en revisión

Publicaciones en revistas

Andrés-Valeri, V.C., Rodriguez-Torres, J., Calzada-Perez, M.A., Rodriguez-Hernandez, J. Exploratory study of porous asphalt mixtures with additions of reclaimed tetra pak material. Construction and Building Materials (Q1).

Brugin, M., Marchioni, M., Becciu, G., Giustozzi, F., Toraldo, E., **Andrés-Valeri, V.C.** Clogging potential evaluation of porous mixture surfaces used in permeable pavement systems. European Journal of Environmental and Civil Engineering (Q3).

Capítulos de libros

Jato-Espino, D., Sañudo-Fontaneda, L.A., **Andrés-Valeri, V.C.** Green Infrastructure: cost-effective nature-based solutions for safeguarding the environment and protecting human health and wellbeing. HANDBOOK on Modern Environmental Materials Management (Springer ed.).

Congresos y conferencias

Carmen Hernandez-Crespo, Miguel, Martin Monerris, **Valerio Carlos Andrés Valeri**, Ignacio Andrés Domenech. Influencia del régimen pluviométrico en el lavado inicial de pavimentos permeables. V Jornadas de Ingeniería del Agua (JIA). A Coruña (24-26 de Octubre 2017).

4.2 ESTANCIAS DE INVESTIGACIÓN

- 2015: *Estancia de investigación de 4 meses de duración en el Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental del Politécnico de Milán (Italia), bajo la supervisión del prof. Maurizio Crispino.
- 2016: *Estancia de 3 meses de duración en el Departamento de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Florida (EEUU) bajo la supervisión del prof. John J. Sansalone.

4.3 OTRAS ACTIVIDADES

2015/16: *Participación en el 1er encuentro de doctorandos del PDIC de la Universidad de Cantabria (EIDEIC). Investigación y desarrollo de nuevas estructuras de firme permeable adaptadas a los entornos urbanos. 27 de Mayo de 2015. Santander.

5. ACTIVIDADES DOCENTES

2013/14: Colaboración en la docencia de la asignatura de libre elección de la Universidad de Cantabria: “Diseños y Construcción de Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS)” a través de la figura de *venia docendi*. (40h).

2014/15: Colaboración en la docencia de la asignatura “Sostenibilidad en la Construcción”, de 4º curso del programa de grado en Ingeniería Civil de la Universidad de Cantabria, a través de la figura de *venia docendi*. (30h).

2015/16: Colaboración en la docencia de la asignatura “Sostenibilidad en la Construcción”, de 4º curso del programa de grado en Ingeniería Civil de la Universidad de Cantabria, a través de la figura de *venia docendi*. (30h).

2016/17: Colaboración en la docencia de la asignatura “Sostenibilidad en la Construcción”, de 4º curso del programa de grado en Ingeniería Civil de la Universidad de Cantabria, a través de la figura de *venia docendi*. (20h).

Nota: * Elementos recogidos en el Documento de Actividades de Doctorado (DAD)