

02-011

SUSTAINABLE URBAN DRAINAGE SYSTEM DESIGN CONSIDERING IRRIGATION STRATEGIES

Zubelzu Mínguez, Sergio⁽¹⁾; Rodríguez Sinobas, Leonor⁽¹⁾; Andrés Domenech, Ignacio⁽²⁾; Castillo Rodríguez, Jessica⁽²⁾; Perales Momparler, Sara⁽³⁾

⁽¹⁾Universidad Politécnica de Madrid, ⁽²⁾Universitat Politècnica de València, ⁽³⁾Greenblue Management SL

Sustainable urban drainage systems (SuDS) provide proper solutions for the sustainable management of the hydrologic cycle in urban catchments. The SuDS analyzed in the present paper are comprised by a drainage network which collects runoff and conveys it to an underground attenuation storage tank, from where it can be reused for irrigation of green areas. The study addresses the design of this type of SuDS for urban parks considering irrigation strategies. Results show that the adopted irrigation criteria impact not only in the design of the optimum storage capacity, but also in the observed values for the main variables such as irrigation requirements, volume of water conveyed to the conventional sewage system, average soil moisture or deep percolation.

Keywords: *Sustainable drainage; urban drainage; irrigation; urban parks*

DISEÑO DE SISTEMA DE DRENAJE SOSTENIBLE CONSIDERANDO ESTRATEGIAS DE RIEGO

Los sistemas de drenaje urbano sostenible (SuDS) proporcionan soluciones óptimas para el manejo del ciclo hidrológico de cuencas urbanas. Los SuDS estudiados en el presente trabajo están formados por una red de drenaje que recoge la escorrentía y la dirige hacia un depósito de almacenamiento y retención para su reutilización en el riego de zonas verdes. El trabajo afronta el diseño de este tipo de sistemas aplicado a parques urbanos considerando diferentes estrategias de riego. Los resultados muestran que la estrategia de riego adoptada influye no sólo sobre el diseño óptimo de la infraestructura sino también sobre la evolución de las principales variables hidrológicas y del riego (infiltración profunda, volumen de agua requerido para el riego, volumen de agua enviado a los sistemas de saneamiento municipales)

Palabras clave: *Drenaje sostenible; drenaje urbano; riego; zonas verdes*

Correspondencia: Sergio Zubelzu, sergio.zubelzu@upm.es



©2018 by the authors. Licensee AEIPRO, Spain. This article is licensed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

1. Introducción

El desarrollo de las ciudades trae consigo el incremento de las superficies impermeables y genera un cambio en la dinámica hidrológica de las cuencas urbanas (reducción de la infiltración y evapotranspiración, incremento de la escorrentía superficial). Todo ello repercute en un aumento de los caudales punta, velocidad del flujo y volúmenes vertidos a los cauces (Ahiablame and Shakya, 2016). Así mismo, se reducen los tiempos de concentración (Lim and Lu, 2016) o la recarga de los acuíferos (Ogden et al., 2011, Ursino, 2015) y se favorecen los episodios de contaminación (Morales-Torres et al., 2016). Estos efectos podrían potenciarse atendiendo a las predicciones sobre la evolución de las variables climáticas (Pike et al., 2011; Rodríguez-Sinobas, et al., 2018).

La gestión tradicional de las aguas pluviales en las ciudades ha sido centralizada, donde la escorrentía superficial se evacúa, con la mayor rapidez posible, mediante redes de drenaje hacia los puntos de vertido (Kong et al., 2017).

Frente a este modelo tradicional, desde hace unas décadas se está desarrollando los sistemas de drenaje urbano sostenible (Sustainable Urban Drainage System, SUDS, por su terminología en el Reino Unido o Low Impact Development, LID, como se denominan en Estados Unidos). Estos sistemas persiguen un manejo descentralizado de las aguas superficiales (Wang et al., 2018), lo más próximo al punto de generación de la escorrentía (Chang et al., 2018), tratando de mantener las condiciones hidrológicas del estado original previas a la transformación urbana (Baek et al., 2015, Pappalardo et al., 2017).

Los SUDS incluyen diferentes medidas, infraestructuras o incluso criterios de diseño: cubiertas vegetales, pavimentos porosos, zanjas de infiltración, jardines inundables... (Mguni et al, 2016, Wang et al., 2017).

Los estudios que evalúan la efectividad de los SUDS en la gestión de las cuencas urbanas son numerosos. Entre ellos, cabe citar los que evalúan su potencial (Lee et al., 2013; Buszta-Adamiak and Mrowiec, 2013; Trinh and Chui, 2013; Ahiablame et al., 2013; Hunt et al., 2006; Dietz, 2007; Gregoire and Claussen, 2011) o los que identifican barreras a su implantación (Dhokal y Chevalier, 2017, Rodríguez-Rojas et al., 2018, Loperfido et al., 2014; Zhang et al., 2012; Perales-Momparler et al., 2015).

Sin embargo, los trabajos centrados en el desarrollo de herramientas o criterios de diseño son menos numerosos. En este sentido, algunas administraciones públicas han fijado criterios de diseño para reducir el caudal punta, los volúmenes o la descarga de contaminantes a los cauces (Rossman y Huber, 2016; Ballard et al., 2015).

Con base en esos criterios, algunos modelos predicen el comportamiento hidrológico de las cuencas con SUDS. Se trata de herramientas de simulación hidrológica general que permiten incorporar infraestructuras propias de los SUDS. Entre ellos, los más usados son: el Hydrologic Simulation Program,-Fortran (Bicknell et al., 1996), el Storm Water Management Model (SWMM, Rosa et al., 2015), el System for Urban Stormwater Treatment and Analysis integration (SUSTAIN, Shoemaker et al., 2009) o el Soil and Water Assessment Tool (SWAT, Neitsch et al., 2002). Algunos autores han desarrollado algoritmos específicos vinculados a SWMM como por ejemplo Her et al. (2017) o Baek et al. (2015) o propuestas basadas en la optimización de funciones multiobjetivo que incluyen funciones de coste y de riesgo de generación de exceso de escorrentía (Dual et al., 2016).

La mayoría de los modelos anteriores permite estudiar el comportamiento de cuencas ante eventos concretos. El dimensionado del SUDS, basado en eventos, garantiza su correcto funcionamiento para eventos por debajo del de diseño. Este esquema coincide con el de los sistemas convencionales (captación de la escorrentía y conducción hasta los puntos de

vertido) dado que garantiza que es capaz de gestionar, sin riesgos, cualquier evento cuyas variables no superen a las del evento de diseño.

No obstante, el funcionamiento de los SUDS excede de la simple gestión de la escorrentía orientada a la prevención de daños. Así, los SUDS incorporan conceptos como la reutilización local y el uso eficiente de recursos con lo que cabe exigirles una gestión óptima no sólo para el evento de diseño sino para un rango más amplio y coincidente con los eventos de lluvia de frecuencias bajas y medias. Por ello, los modelos de diseño de SUDS basados en eventos corren el riesgo de no proporcionar una solución óptima para las condiciones de operación diferentes a las del evento de diseño.

Así, el objetivo principal del presente trabajo es proponer un modelo de estudio y un método de diseño de los SUDS basado en su funcionamiento para todo el rango de posibles valores de las variables de diseño y no solo para los eventos extremos. El modelo se basa en un balance volumétrico del agua en la cuenca y no en el estudio específico de los eventos extremos.

2. Metodología

La ecuación 1 muestra el balance propuesto para el estudio de las cuencas analizadas.

$$R + I = ET_k + \Delta\theta + SUD + CUD + D \quad (1)$$

Donde R es la precipitación, I el riego, ET_k la evapotranspiración de la cubierta vegetal, $\Delta\theta$ la variación del contenido de humedad en el suelo, CUD el agua enviada al sistema municipal de saneamiento y D la percolación profunda. SUD se refiere al volumen de agua susceptible de ser localmente gestionado gracias a la presencia de SUDS. El término no se identifica con un SUDS concreto sino que define la cantidad de agua susceptible de ser captada, almacenada y reutilizada, de forma local, como consecuencia de la instalación de los SUDS.

A continuación, se definen cada una de las variables que forman parte del balance.

1) R se divide para cada tipo de uso del suelo entre infiltración (R_i) y escorrentía superficial (R_R) (ecuaciones 2 y 3).

$$R_R = \sum R \times c_i \quad (2)$$

$$R_i = \sum R \times (1 - c_i) \quad (3)$$

2) Los coeficientes de escorrentía (c_i) se han estimado con el método del número de curva (Soil Conservation System, 1985).

3) La lluvia que infiltra en los pavimentos (R_{ipav}) se capta en una red de drenaje, si ésta existe, para su almacenamiento (forma parte de la variable SUD) o percola alimentando la capa freática (D).

4) La lluvia que infiltra en las zonas verdes (R_{iplant}) incrementa el contenido de agua en el suelo hasta su saturación. Una vez que se satura, si la infiltración continúa, el agua infiltrada se recoge en la red de drenaje, si existiera (incrementando SUD), o se mueve por filtración profunda (D).

5) La escorrentía superficial (generada en los pavimentos o en las zonas verdes) puede dirigirse hacia las zonas verdes para infiltrar o enviarse directamente a la red de saneamiento convencional (CUD).

6) La evapotranspiración de las zonas verdes (ET_k) se calcula multiplicando la evapotranspiración potencial (ET_0) por el coeficiente de cultivo (k_c) (eq. 4).

$$ET_k = k_c \times ET_0 \quad (4)$$

7) La variación del contenido de humedad del suelo ($\Delta\theta$) refiere únicamente a las zonas verdes. La humedad del suelo varía con la infiltración, el riego aplicado, la evapotranspiración y los aportes procedentes del agua almacenada en los SUDS (RI). Llamando c_{RD} a la fracción de escorrentía superficial dirigida hacia las zonas permeables y c_D la fracción de agua que permanece en el suelo (hasta que el suelo alcanza la saturación), la variación del contenido de humedad en el suelo puede calcularse mediante la ecuación 5.

$$\theta_i = \theta_{i-1} + R_R \times c_{RD} \times c_D + R_{Iplant} \times c_D + RI + I - ET_k \quad (5)$$

Donde θ_{i-1} representa el contenido de humedad en el instante previo a i.

En la medida en la que la variable SUD se considera un volumen de agua para ser reutilizado de forma local, cabe pensar en su almacenamiento y reutilización. Así, en este trabajo se han considerado dos posibles alternativas: reinfiltración al terreno vegetal para satisfacer las necesidades de los elementos vegetales (RI) o infiltrarlo a la capa freática (RI_{PH}).

En elementos lineales o superficiales de infiltración, como los formados por elementos modulares plásticos o simplemente por capas de árido grueso lavado, la tasa de infiltración depende de su superficie en contacto con el agua (CS) y, suponiendo un régimen de flujo permanente, de la conductividad hidráulica del suelo a saturación (k_s). Las ecuaciones 6 y 7 muestran las expresiones de cálculo de las cantidades infiltradas al suelo vegetal y a la capa freática, siendo r_{RIPH} la fracción de agua infiltrada a la capa freática y V_{SUD} el almacenamiento disponible para captar el agua incluida en la variable SUD.

$$R_i = SUD \times (1 - r_{RIPH}) \times CS \times k_s / V_{SUD} \quad (6)$$

$$RI_{PH} = SUD \times r_{RIPH} \times CS \times k_s / V_{SUD} \quad (7)$$

8) La cantidad de agua disponible por la presencia de los SUDS (SUD) incluye el agua infiltrada y recogida en la red de drenaje. Si c_{DSUD} y c_{IS} representan las fracciones del agua infiltrada en las zonas verdes y pavimentos que se dirigen hacia la red de drenaje, SUD puede calcularse (eq.8).

$$SUD = R_R \times c_{RD} \times (1 - c_D) \times c_{DSUD} + R_{Iplant} \times (1 - c_D) \times c_{DSUD} + R_{Ipav} \times c_{IS} - RI - RI_{PH} \quad (8)$$

SUD puede variar entre 0 (no se almacena el agua, sino que directamente alimentaría la capa freática) y V_{SUD} que representa la capacidad de almacenamiento provista.

9) La cantidad de agua enviada al sistema de saneamiento convencional (CUD) es la suma de la escorrentía no almacenada para su infiltración y las descargas procedentes de V_{SUD} cuando accede más volumen del que puede almacenar (eq. 9)

$$CUD = R_R \times (1 - c_{RD}) + SUD > V_{SUD} = R_R \times (1 - c_{RD}) + [R_R \times c_{RD} \times (1 - c_D) \times c_{DSUD} + R_{Iplant} \times (1 - c_D) \times c_{DSUD} + R_{Ipav} \times c_{IS} - RI - RI_{PH} - V_{SUD}]_{SUD} > V_{SUD} \quad (9)$$

10) El volumen de agua que percola (D) es la suma del agua infiltrada no retenida en el suelo y no captada por la red de drenaje, más las descargas procedentes del SUD (RI_{PH}) (eq. 10).

$$D = R_R \times c_{RD} \times (1 - c_D) \times (1 - c_{DSUD}) + R_{Iplant} \times (1 - c_D) \times (1 - c_{DSUD}) + R_{Ipav} \times (1 - c_{IS}) + RI_{PH} \quad (10)$$

11) El riego es la variable que cuadra el balance. Se han considerado las siguientes estrategias de riego.

a) El inicio del riego lo marca el descenso del contenido de humedad por debajo del punto de marchitamiento permanente (θ_{PMP}) y el volumen aplicado corresponde al necesario para incrementar el contenido de agua hasta alcanzar la capacidad de campo (θ_{FC}) tal y como refleja la ecuación 11. Se han definido dos posibles estrategias de manejo: (estrategia 1a) el riego corresponde a los meses donde la ETK acumulada supera la precipitación acumulada o (estrategia 1b) el riego está permitido en cualquier momento del año.

$$I = \theta_{FC} - \theta_{i-1} - [R_R \times C_{RD} \times C_D + R_{Iplant} \times C_D + RI]_i \quad \forall \theta_{i-1} < \theta_{PMP} \quad (11)$$

b) El riego se aplica cuando se tiene un valor negativo en la diferencia entre la ETK y la cantidad de agua que llega al suelo (cantidad entre paréntesis en la ecuación 11). Para este caso, se ha considerado las siguientes posibles estrategias:

b.1) La cantidad de agua aplicada por día es la diferencia entre el valor de ETK diaria y el agua que llega al suelo (eq. 12). De nuevo se consideran dos posibilidades: (estrategia 2a) solo se riega en los meses donde la ETK acumulada supera la precipitación acumulada, y (estrategia 2b) el riego se aplica en cualquier mes.

$$I = ETK_{diario} - R_R \times C_{RD} \times C_D - R_{Iplant} \times C_D - RI \quad (12)$$

b.2) La cantidad de agua aportada se calculada por el cociente entre los valores mensuales de ETK y precipitación y el número de días del mes (ecuaciones 13 y 14). También se han considerado las dos posibilidades referidas para los casos anteriores: (estrategia 3a) solo se riega los meses donde la ETK acumulada supera la precipitación acumulada, y (estrategia 3b) se puede regar todos los meses.

$$I = (ETK-R)_{mes}/días \text{ mes} \quad (13)$$

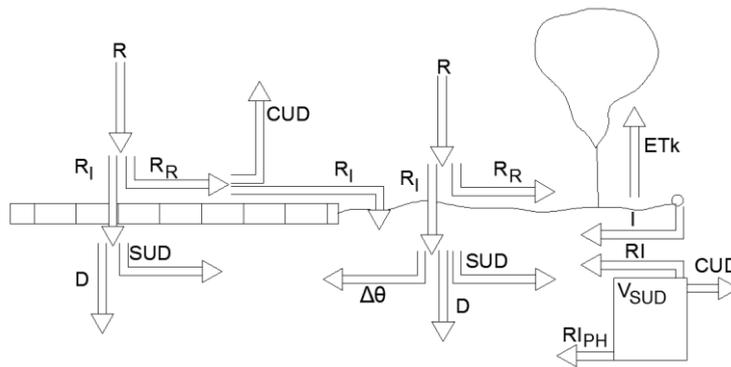
12) El agua infiltra siguiendo las ecuaciones generales del movimiento del agua en el suelo (ecuación 14).

$$u = -k(\theta) \times dH/dz \quad (14)$$

Donde: H es el potencial hidráulico del agua en el suelo y K su conductividad hidráulica, dependiente del contenido de humedad, que se ha estimado con las expresiones de van Genutchen (1987) y Mualem's (1976) considerando los valores de los parámetros publicados por Carsel and Parrish (1988).

La figura 1 muestra el esquema general del balance propuesto.

Figura 1: Esquema del balance propuesto



2.1 Criterios de diseño

La variable de diseño que se propone es el volumen de almacenamiento provisto V_{SUD} . Se propone optimizar una función de costes en la que la incógnita a despejar es el valor V_{SUD} que minimiza dicha función.

$$\text{Min } C = C(V_{SUD}) = V_{SUD} \times C_{SUD} + C_{CUD} \times CUD + C_I \times I$$

con las siguientes restricciones:

$$V_{SUD} > 0$$

$$I \geq 0$$

Donde C_{SUD} , C_{CUD} y C_I representan, respectivamente, los costes del sistema de drenaje y almacenamiento, de enviar el agua al sistema de saneamiento convencional y del riego.

Se ha definido un coeficiente de escorrentía promedio (eq. 16) con el que caracterizar las características hidrológicas de cada cuenca.

$$c^* = \sum c_i \times S_i / S_T \quad (16)$$

Donde: S_i y S_T son las superficies de cada uso del suelo y la superficie total de la cuenca, respectivamente.

2.2 Incorporación de SUDS en el modelo

El balance presentado permite incluir determinadas medidas específicas incluidas dentro del concepto SUDS. Por ejemplo, las superficies de diferentes tipos de pavimentos permeables pueden incorporarse directamente a través de la ecuación 16 y de las expresiones 2 y 3.

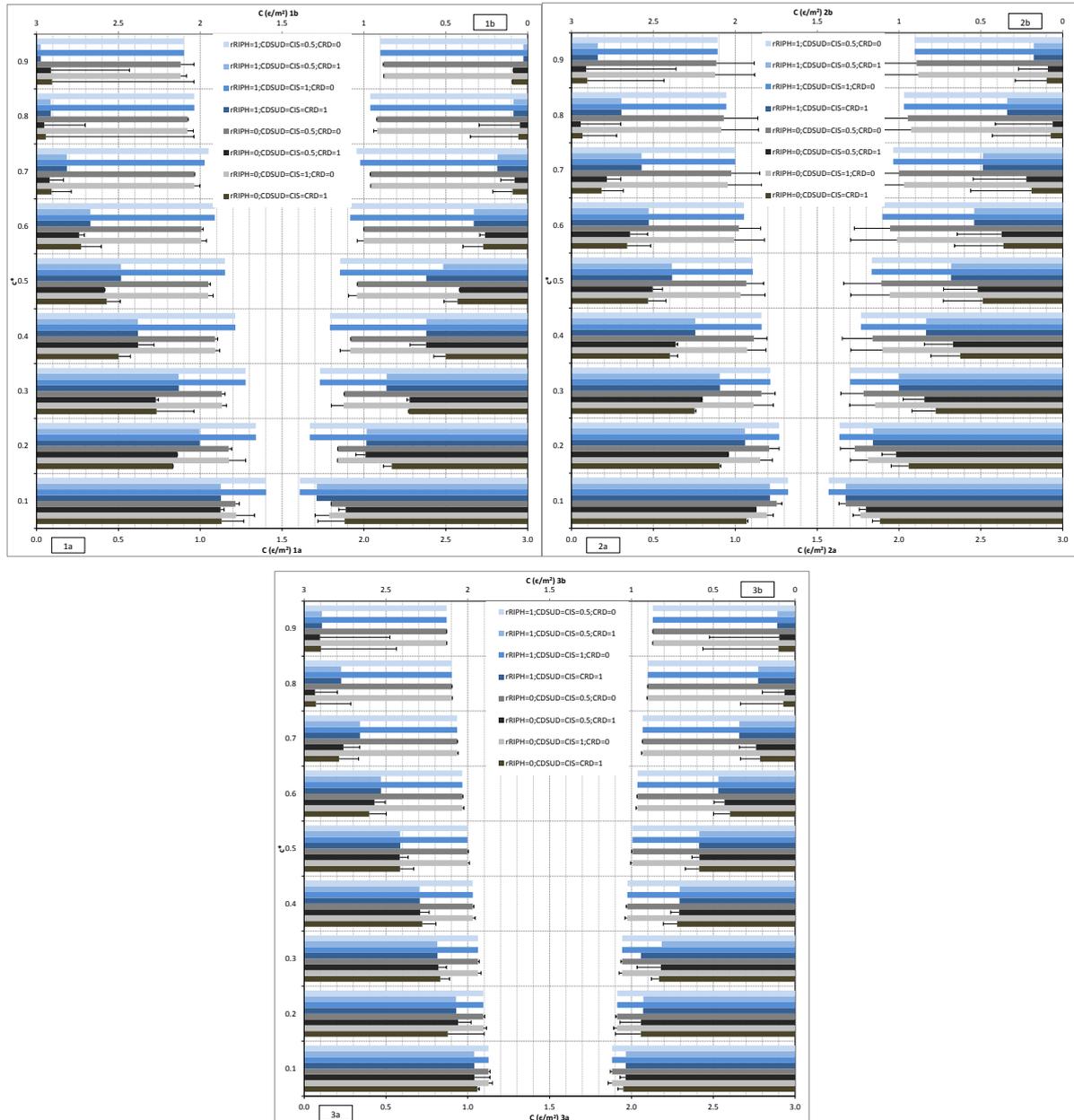
La presencia de jardines inundables, zanjas de infiltración o similares, puede definirse mediante el coeficiente c_{RD} que define la cantidad de agua de escorrentía superficial que se dirige hacia las zonas permeables. De la misma manera, también se pueden incorporar en el balance: la impermeabilización y drenado de superficies (caracterizados por c_{IS} y c_{DSUD}), la disposición de un sistema de almacenamiento del agua (mediante el valor asignado a V_{SUD}) para su reutilización como riego o recarga del acuífero (mediante el valor asignado a r_{RIPH}).

Así, el balance propuesto puede estudiar el comportamiento de las variables ante posibles configuraciones, tanto de las cuencas existentes como de diseño de nuevas cuencas. Por ejemplo, se puede conocer de forma sencilla: el volumen de agua vertido al sistema de saneamiento y/o el disponible para su gestión local o las necesidades de agua para el riego.

3. Resultados

La figura 2 muestra los valores de V_{SUD} que minimizan la función de costes (eq. 15) para diferentes combinaciones de diseño de la cuenca y estrategias de riego.

Figura 2: V_{SUD} que minimiza la función de costes para diferentes estrategias de riego y diseño de las cuencas



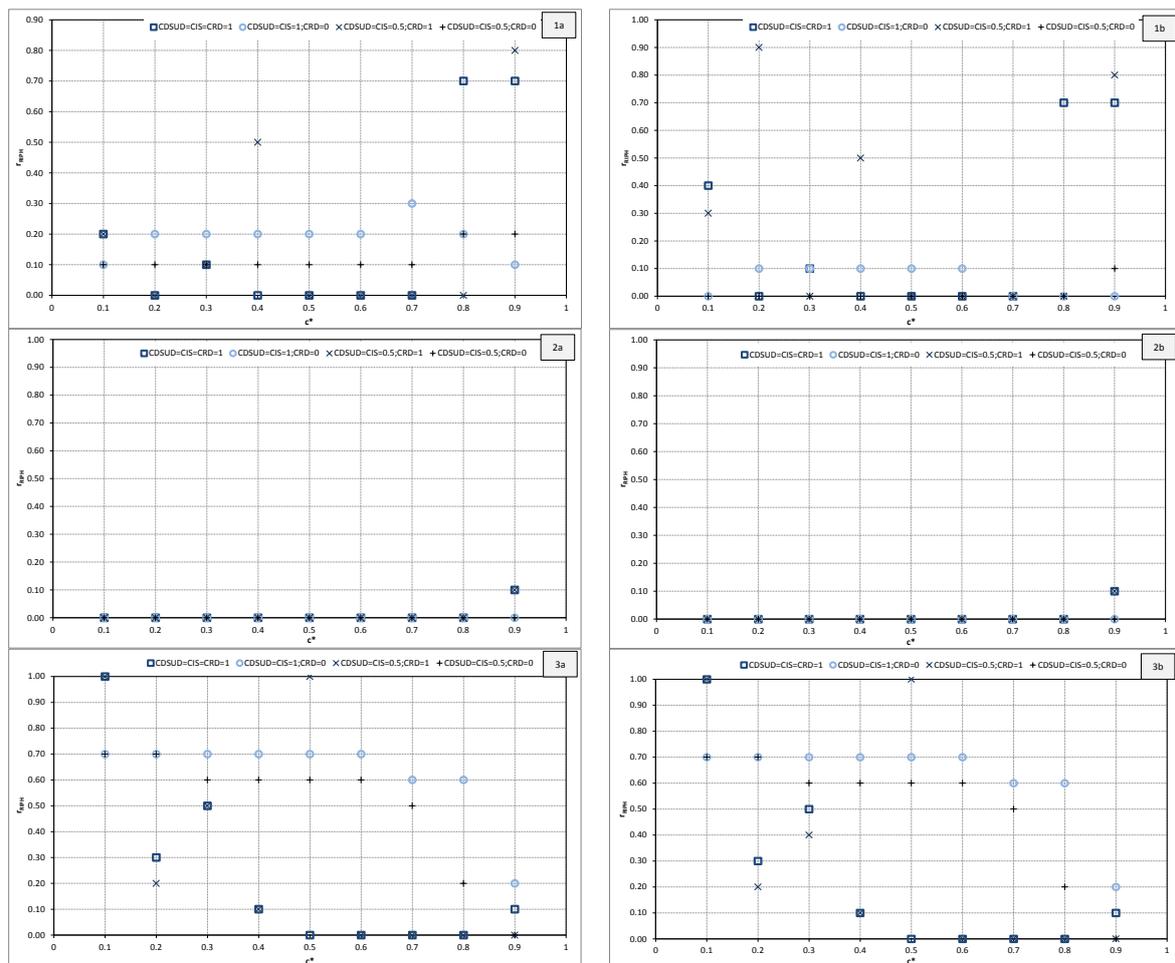
En general, la reutilización del agua para riego pasivo ($r_{RIPH} = 0$) es más barata que su infiltración al nivel freático ($r_{RIPH} = 1$). Este efecto es mayor al disminuir los valores c^* , debido a los requerimientos mayores de riego y la menor oferta de agua del SUDS. Las estrategias donde se conduce la escorrentía para infiltrarse en las zonas permeables ($c_{RD} = 1$) son más baratas que las que no lo hacen ($c_{RD} = 0$) por el efecto sinérgico de reducir el coste del riego (el agua para el riego aumenta si $r_{RIPH} = 0$) y el coste del tratamiento del agua enviada al sistema convencional (menor volumen de escorrentía superficial dirigida al sistema de

saneamiento convencional). A diferencia de C_{CUD} , C_i y C aumentan al incrementarse c^* (cuanto mayor es la superficie impermeable, mayores son los requisitos de riego y menor es la escorrentía superficial), lo que muestra que el riego tiene mayor peso que las aguas residuales en el coste total.

Los gráficos de la figura 2 muestran que el coste mínimo de las estrategias de riego 2 y 3 es menor que el coste de la 1 si el agua almacenada se infiltra hacia la capa freática ($r_{RIPH} = 1$). Por el contrario, las estrategias 1 son las más baratas si el agua almacenada se usa para riego pasivo ($r_{RIPH} = 0$) porque el efecto del agua infiltrada reduce las necesidades de riego (RI aumenta θ , que es la variable que activa el riego en las estrategias 1). No parece haber grandes diferencias entre las estrategias basadas en el manejo diario o mensuales.

Tal y como se ha apuntado en los párrafos anteriores, la solución óptima es sensible a r_{RIPH} . Así, se puede encontrar un punto óptimo absoluto para valores de r_{RIPH} diferentes de cero o uno. La figura 3 presenta la r_{RIPH} óptima que minimiza el coste total de las alternativas (figura 3) porque pone de manifiesto la diferente influencia del coste de riego en el coste total en función de la estrategia de riego.

Figura 3: Valor de r_{RIPH} que minimiza la función de costes para cada estrategia de riego y alternativa de diseño de cuencas estudiada



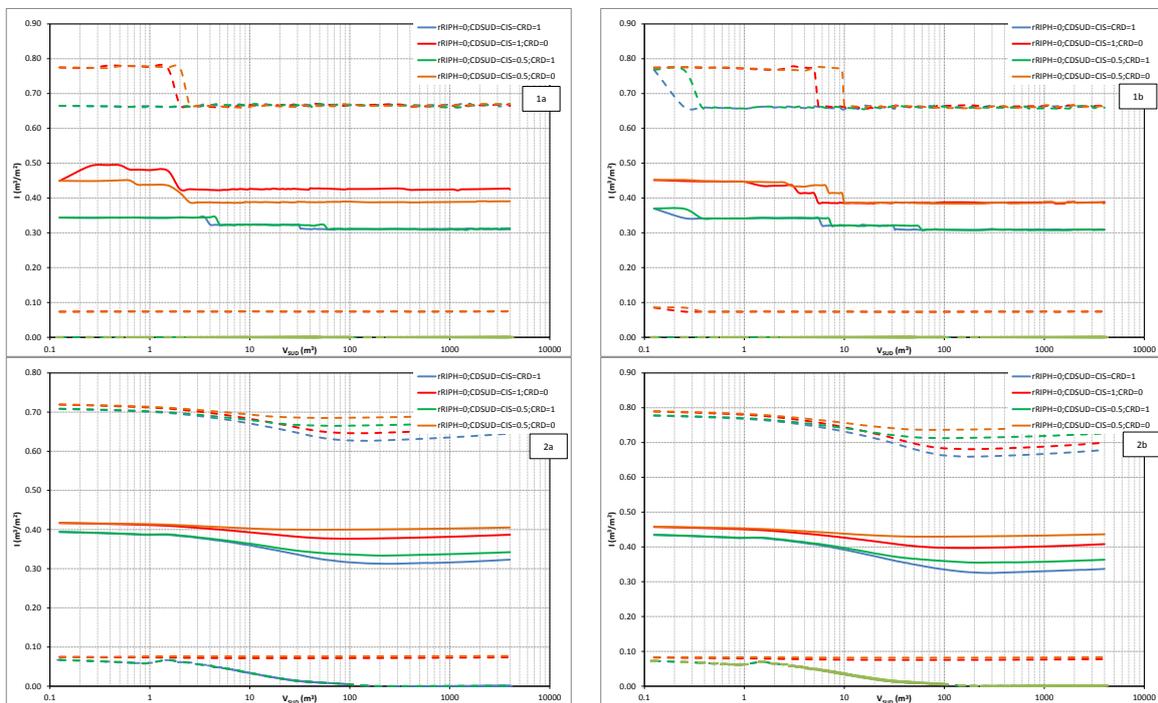
La solución óptima corresponde al riego pasivo ($r_{RIPH} = 0$) para las estrategias 2 debido al peso que el coste de riego tiene en el coste total. En el caso de las estrategias 1 y 3, el

peso relativo de cada uno de los costes está más equilibrado y la solución óptima depende de las condiciones específicas de cada estrategia. Así, r_{RIPH} es casi cero en las estrategias 1, debido a la relación directa entre la reinfiltración y el volumen de riego; r_{RIPH} tiende a uno en las estrategias 3, porque la relación entre I y RI no es tan clara y, por tanto, el objetivo principal es reducir V_{CUD} . Con respecto a los otros coeficientes, r_{RIPH} tiende a cero si la escorrentía se dirige a las zonas permeables ($c_{RD} = 1$) dado que en estos casos el coste de V_{CUD} es insignificante y solo se debe reducir el coste del riego. Por el contrario, los costes de riego y CUD están más equilibrados si la escorrentía no se dirige a las zonas permeables ($c_{RD} = 0$); así la r_{RIPH} óptima se aleja de cero (ver figura 3).

La variación de las principales variables (I y RI) del balance hídrico en función de V_{SUD} se muestra en las figuras 4 y 5. El riego aumenta con V_{SUD} hasta su máximo (queda condicionado por conductividad hidráulica del suelo y los patrones de precipitación). No se observa una reducción del valor de I proporcional al aumento de RI debido al desfase temporal entre el momento en que se requiere el riego y la disponibilidad de agua de RI .

Con respecto a las alternativas de diseño, el riego se reduce a medida que V_{SUD} aumenta si la escorrentía superficial se dirige a las zonas permeables ($c_{RD} = 1$). La diferencia entre esta alternativa y la opuesta ($c_{RD} = 0$) se hace mayor a medida que V_{SUD} aumenta debido a la mayor cantidad de agua reinfiltrada en el primer caso. Además, a medida que V_{SUD} aumenta, las diferencias de riego y reinfiltración entre las alternativas de diseño analizadas (SUDS subyacente a toda la superficie, $c_{IS} = c_{DSUD} = 1$ y SUDS que subyace a la mitad de la superficie: $c_{IS} = c_{DSUD} = 0.5$) se hacen mayores y la primera requiere menos riego y proporciona más reinfiltración.

Figura 4: Evolución de las necesidades de riego para diferentes valores de V_{SUD}



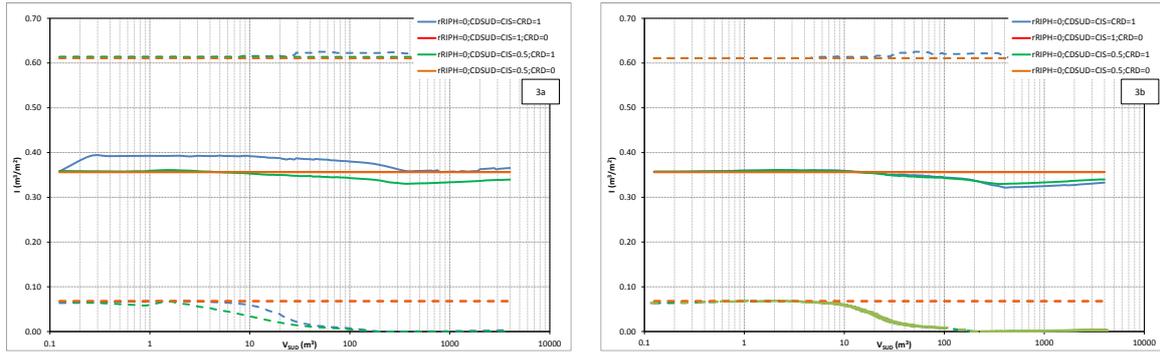
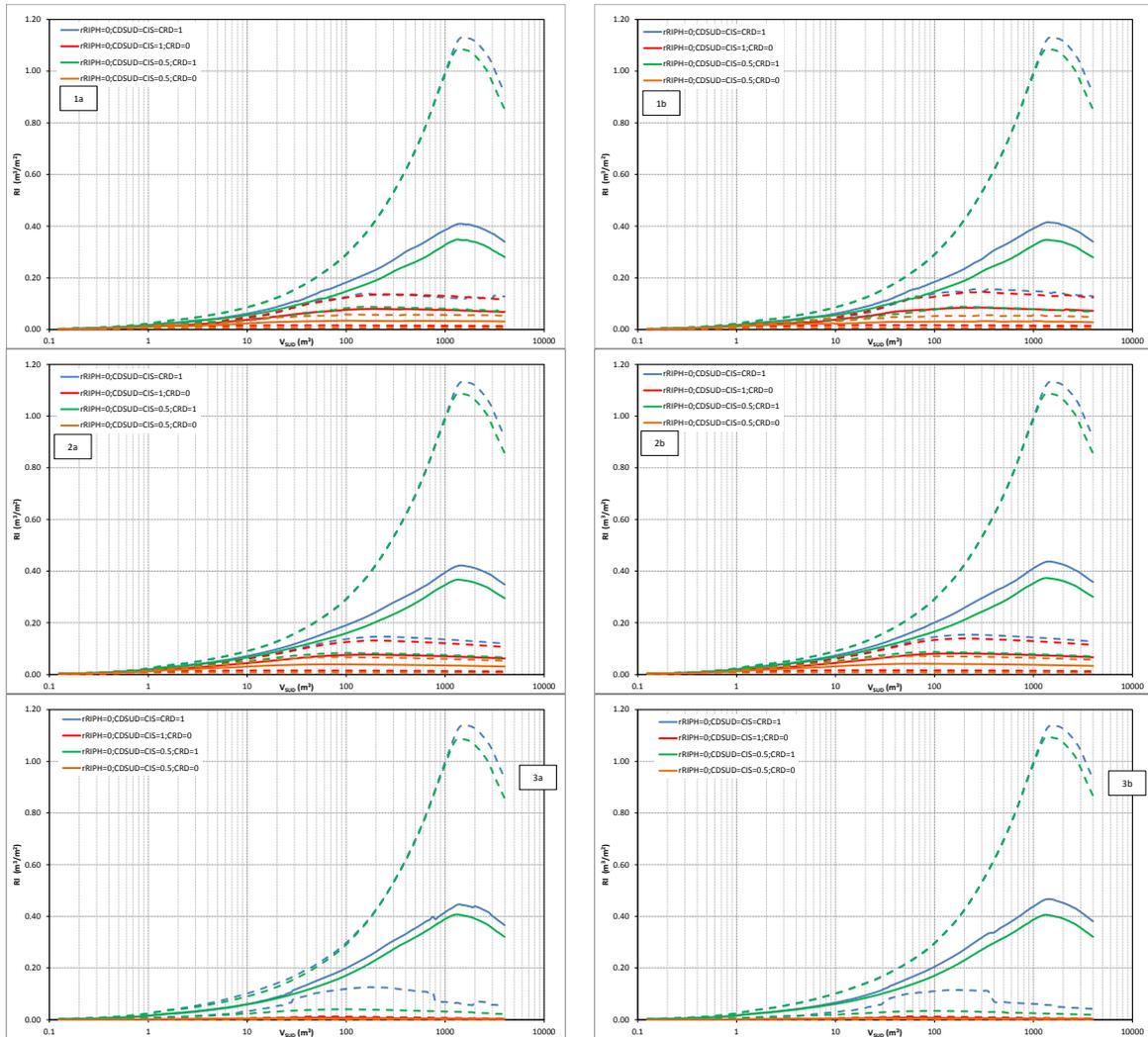


Figura 5: Evolución de RI para diferentes valores de V_{SUP}



4. Conclusiones

En este trabajo se ha propuesto el estudio de los SUDS considerando un balance de agua en la cuenca urbana que incluye como aportes el riego y la precipitación, y como salidas, la evapotranspiración E_{Tk} , la variación del contenido de agua tanto en el suelo como hacia los sistemas de drenaje urbano convencional, sostenible o hacia filtración profunda.

El efecto del riego y las características hidráulicas del suelo en el diseño y gestión de los SUDS es significativo.

La situación óptima de diseño, que minimice el coste total de operación de la cuenca, se corresponde con estrategias donde la escorrentía superficial se dirige hacia las zonas permeables para su infiltración y donde se reutiliza el agua de SUDS para el riego. De entre los costes analizados, el riego es el más relevante por lo que sería interesante utilizar el agua almacenada en SUDS para riego pasivo.

No se ha observado una proporcionalidad entre el agua reinfiltrada para el riego, procedente de SUDS, y volumen requerido de riego. Esto puede ser debido a varios factores como el contenido inicial del agua del suelo o el desfase temporal entre el almacenamiento de agua en el SUDS y la demanda de riego. Todo ello repercute en que el incremento del volumen de agua almacenada no se corresponda con un descenso proporcional en el volumen de agua de riego aportado.

5. Agradecimientos

Los autores desean agradecer al proyecto LIFE CERSUDS (LIFE15 CCA/ES/000091) por la financiación de los trabajos que han permitido la elaboración de la presente comunicación.

6. Referencias

- Ahiablame, L.M., Engel, B.A., Chaubey, I. (2013). Effectiveness of low impact development practices: literature review and suggestion for future research. *Water, Air and Soil Pollution*, 223(7), 4253-4273.
- Ahiablame, L.M., Shakya, R. (2016) Modelling flood reduction effects of Low Impact development at a watershed scale. *Journal of Environmental Modelling*, 171, 81-91.
- Baek, S., Choi, D., Jung, J., Lee, H., Lee, H., Yoo, K., Cho., K.H. (2015). Optimizing Low Impact Development (LID) for stormwater runoff treatment in urban area, Korea: Experimental and modeling approach. *Water Research*, 86, 122-131.
- Ballard, B.W., Wilson, S., Udale-Clarke, H., Illman, S., Scott, T., Ashley, R., Kellaguer, R. (2015) *The SuDS Manual*. construction industry research and information association, Department for Environment, Food & Rural Affairs, London.
- Bicknell, B.R., Imhoff, J.C., Kittle, Jr., J.L., Donigian Jr., A.S., Johanson, R.C. (1996). *Hydrological Simulation Program-Fortran. User's Manual for Release 11*. USEPA, Washington D.C.
- Buszta-Adamiak, E., Mrowiec, M. (2013). Modelling of green roofs' hydrologic performance using EPA's SWMM. *Water science technology*, 61(1), 36-42.
- Carsel, R.F., Parrish, R.S. (1988). Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics. *Water Resources Research*, 24, 755-769.
- Chang, N., Lu, J., May Chui, T.F., Hartshon, N. (2018). Global Policy of low impact development for stormwater management in urban regions. *Land Use Policy*, 70, 368-383.

- Dhakal, K.P., Chevalier, L.R. (2017). Managing urban stormwater for urban sustainability: barriers and policy solutions for green infrastructure application. *Journal of Environmental Management*, 203, 171-181.
- Dietz, M.E. (2007). Low impact development practices: a review of current research and recommendations for future directions. *Water, air and soil pollutants*, 186(1-4), 351-363.
- Dual, H., Li, F., Yan., H. (2016). Multi-objective optimal design of detention tanks in the urban stormwater drainage system: LID implementation and analysis. *Water resources management*, 30, 4635-4648.
- Gregoire, B.G., Clausen J.C. (2011). Effect of a modular extensive green roof on stormwater runoff and water quality. *Ecological engineering* 37(6), 963-969.
- Her, Y., Jeong, J., Arnold, J., Gosselink, L., Glick, R. (2017). A new framework for modeling decentralized low impact developments using Soil and Water Assessment Tool. *Environmental Modelling and Software* 96, 305-322.
- Hunt, W.F., Jarret, A.R., Smith, J.T., Sharkey, L.J. (2006). Evaluating bioretention hydrology and nutrient removal at three field sites in North Carolina. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 132(6), 600-608.
- Lee, J., Hyun, K., Choi, J. (2013). Analysis of the impact of low impact development on runoff from a new district in Korea. *Water Science technology*, 68(6), 1315-1321.
- Lim, H.S., Lu, X.X. (2016). Sustainable urban stormwater management in the tropics: an evaluation of Singapore's ABC waters program. *Journal of Hydrology*, 538, 842-862.
- Loperfido, J.V., Noe, G.B., Garnagin, S.T., Hogan, D.M. (2014). Effects of distributed and centralized stormwater best management practices and land cover on urban stream hydrology at the catchment scale. *Journal of hydrology*, 519, 2584-2595.
- Mguni, P., Herslund, L., Bergen Jensen, M. (2016). Sustainable urban drainage systems: examining the potential for green infrastructure-based stormwater management for sub-Saharan cities. *Natural Hazards*, 82, S241-S257.
- Morales-Torres, A., Escuder-Bueno, I., Andrés-Domenech, I., Perales-Momparler, S. (2016). Decision support system tool for energy-efficiency, sustainable and integrated urban stormwater management. *Environmental Modelling and Software*, 84, 518-528.
- Mualem, Y. (1976). A new model for predicting the hydraulic of unsaturated porous media. *Water Resour. Res.* 12, 513-522.
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Srinivasan, R., Williams, J.R. (2002). *Soil and Water Assessment Tool. User's Manual*. Grassland, Soil and Water Research Laboratory, Temple, Texas. GSWRL Report 02-02.
- Ogden, F.L., Pradhan, N.R, Downer, C.W., Zahner, J.A. (2011). Relative importance of impervious area, drainage density, width function, and subsurface storm drainage on flood runoff from an urbanized catchment. *Water resources research*, 47, W12503.
- Pappalardo, V., La Rosa, D., Campisano, A., La Greca, P. (2017). The potential of Green infrastructure application in urban runoff control for land use planning: a preliminary evaluation from a southern Italy case study. *Ecosystem services*, 26, 345-354.
- Perales-Momparler S., Andrés-Doménech I., Andreu J., Escuder-Bueno I. (2015). A regenerative urban stormwater management methodology: the journey of a Mediterranean city, *Journal of Cleaner Production*, 109, 174-189, doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.02.039.
- Pyke, C., Warren, M.P., Johnson, T., Lagro, Jr., J., Scharfenberg, J., Groth, P., Freed, R., Schroerer, W., Main, E. (2011). Assessment of low impact development for managing

stormwater with changing precipitation due to climate change. *Landscape and Urban Planning*, 103, 166-173.

Rodríguez-Rojas, M.I., Huertas-Fernández, F., Moreno, B., Martínez, G., Grindlay, A.L. (2018). A study of the application of permeable pavements as a sustainable technique for the mitigation of soil sealing in cities: a base study in the south of Spain. *Journal of Environmental Management*, 205, 151-162.

Rodríguez-Sinobas, L., Zubezu, S., Perales-Momparler, S., Canogar, S. (2018). Techniques and criteria for sustainable urban stormwater management. The case study of Valdebebas (Madrid, Spain). *Journal of Cleaner Production*, 172, 402-416.

Rosa, D.J., Clausen, J.C., Dietz, M.E. (2015). Calibration and Verification of SWMM for low impact development. *Journal of American Water Resources Association*. <http://dx.doi.org/10.1111/jawr.12272>

Rossman, L.A., Huber, W.C. (2016). *Storm Water Management Model. Reference Manual. Volume I – Hydrology (Revised)*. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.

Shoemaker, L., Riverson, J., Alvi, K., Zhen, J., Paul, S., Rafi, T. (2009). SUSTAIN. A framework for placement of best management practices in urban watersheds to protect water quality. National Risk Management Research Laboratory. United States Environmental Protection Agency. Report: EPA/600/R-09/095.

Soil Conservation System (1985). *National engineering handbook. Soil Conservation System*. Washington, DC.

Trinh, D.H., Chui, T.F.M. (2013). Assessing the hydrologic restoration of an urbanized area via an integrated distributed hydrological model. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17, 4789-4801.

Ursino, N. (2015). Risk analysis of sustainable urban drainage system and irrigation. *Advances in water resources*, 83, 277-284.

Van Genuchten, M.T. (1987). A numerical model for water and solute movement in and below the root zone. Res. Rep. 121, U.S. Salinity Laboratory Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture, Riverside, California, USA.

Wang, M., Swetapple, C., Fu, G., Farmani, R. (2017). A framework to support decision making in the selection of sustainable urban drainage system design alternatives. *Journal of Environmental modelling*, 201, 145-152.

Wang, M., Zhang, D.Q., Su, J., Dong, J.W., Tan, S.K. (2018). Assessing hydrological effects and performance of low impact development practices based on future scenarios modelling. *Journal of cleaner production*, 179, 12-23.

Zhang, X., Shen, L., Tam, V.W.Y., Lee, W.W.Y. (2012). Barriers to implement extensive green roof systems: a Hong Kong study. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(2012), 314-139.