

La investigación reportada en esta tesis es parte de los programas de investigación del CICESE (Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California).

La investigación fue financiada por la SECIHTI (Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación).

Todo el material contenido en esta tesis está protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México). El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo o titular de los Derechos de Autor.

**Centro de Investigación Científica y de Educación
Superior de Ensenada, Baja California**



**Doctorado en Ciencias
en Ciencias de la Vida**

**Evaluación de servicios ecosistémicos en techos verdes
extensivos: producción de alimentos, desempeño térmico y
biológico**

Tesis
para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de
Doctora en Ciencias

Presenta:

Diana Verónica López Silva

Ensenada, Baja California, México
2025

Tesis defendida por
Diana Verónica López Silva

y aprobada por el siguiente Comité

Dr. Rodrigo Méndez Alonzo
Codirector de tesis

Dra. Ivett Zavala Guillén
Codirectora de tesis

Dr. Stephen Holmes Bullock Runquist

Dr. Daniel Saucedo Carvajal

Dr. Iván Alejandro Hernández Pérez



Dr. Edgardo Alfredo Sepúlveda-Sánchez Hidalgo
Cordinador del Posgrado en Ciencias de la Vida

Dra. Ana Denise Re Araujo
Directora de Estudios de Posgrado

Resumen de la tesis que presenta **Diana Verónica López Silva** como requisito parcial para la obtención del grado de Doctora en Ciencias en Ciencias de la Vida.

Evaluación de servicios ecosistémicos en techos verdes extensivos: producción de alimentos, desempeño térmico y biológico

Resumen aprobado por:

Dr. Rodrigo Méndez Alonzo

Codirector de tesis

Dra. Ivett Zavala Guillén

Codirectora de tesis

La urbanización y el cambio climático afectan el ambiente, los ecosistemas y el bienestar humano. Por ello, es necesario implementar tecnologías sostenibles en las ciudades que contrarresten estos efectos. Un ejemplo son los techos verdes (GRs), que son soluciones basadas en la naturaleza para la mitigación y adaptación de los efectos negativos de la urbanización y el cambio climático. Los GRs proveen múltiples servicios ambientales, como la regulación micro-climática, el aislamiento térmico y acústico, la reducción del agua de escorrentía, el ahorro energético, la captura de CO₂ y otros contaminantes. Además, crean oportunidades para agricultura urbana, promueven la salud mental y la recreación, proveen un hábitat para biodiversidad local incluyendo polinizadores, entre otros. Estos servicios tienen un impacto positivo en el bienestar humano y la sustentabilidad de edificaciones y ciudades. Sin embargo, esta tecnología ha sido poco estudiada en el Noroeste de México, donde el clima semiárido genera retos particulares para la implementación de GRs y la cuantificación de sus beneficios. Para estimar algunos de estos beneficios, se evaluó el efecto aislante y el consumo energético de dos tipos de GRs (un humedal y uno con *Sedum acre*) en comparación con techos convencionales (de concreto y reflectivo) mediante experimentación y simulaciones energéticas. Los GRs disminuyen la temperatura al interior de una casa de referencia hasta 5.5 °C en días calurosos y la aumentan hasta 3.4 °C en días fríos respecto a un techo de concreto (RR); además, el RR requiere hasta 62 % más energía para climatización que los GRs; y el techo reflectivo es un 47 y 25 % más costoso que el techo humedal y el techo con *Sedum acre*. Además, se cuantificaron los requerimientos de instalación y mantenimiento de tres tipos de GRs (huertos urbanos [HUGRs], jardines de plantas nativas [NGRs] y humedales [HGRs]). Para ello, se registraron los costos de instalación/mantenimiento y se midió la cantidad de agua y tiempo de mantenimiento requerido para cada tipo de GR, así como su efecto en la cobertura, supervivencia, biomasa y rendimientos de cosecha (HUGR). Respecto a costos iniciales, los montos fueron de MXN \$1,362 y 1,982/m² para el HUGR y el NGR, con un costo anual en mantenimiento de MXN \$668 y 123/m², respectivamente. En cuanto al mantenimiento, los HUGR consumieron anualmente 17% más agua que el NGR y 42% menos agua que el HGR; asimismo, requirieron 94 y 92% más tiempo de mantenimiento anual que el NGR y HGR, respectivamente. HGR presentó los valores más altos de supervivencia, altura, cobertura y biomasa, seguido de NGR (excepto por la biomasa) y finalmente HUGR. Nuestros resultados señalan distintas soluciones de GRs para diferentes tipos de aplicaciones y usuarios, demostrando su versatilidad en diseño. En consecuencia, se requiere de investigación multidisciplinaria sobre la provisión de servicios ecosistémicos, el empleo de materiales regionales y plantas nativas y cultivables, para maximizar los beneficios de los GRs y promover su uso en esta región, en México y en regiones con clima similar en el mundo.

Palabras clave: Ecosistema mediterráneo, sustentabilidad, techos verdes, desempeño térmico, transferencia de calor, agricultura urbana, plantas nativas.

Abstract of the thesis presented by **Diana Verónica López Silva** as a partial requirement to obtain the Doctor of Science degree in Life Sciences

Extensive green roofs ecosystem services evaluation: Food production, thermal and biological performance

Abstract approved by:

Dr. Rodrigo Méndez Alonzo
Thesis Codirector

Dra. Ivett Zavala Guillén
Thesis Codirector

Urbanization and climate change negatively affect the environment, ecosystems, and human well-being. Therefore, cities need to implement sustainable technologies to counteract these effects. Green roofs (GRs) are nature-based solutions suitable to mitigate and adapt to the negative consequences of urbanization and climate change. They provide multiple environmental services, such as microclimate regulation, thermal and acoustic insulation, reduction of runoff water, energy savings, capture of CO₂ and other pollutants, and they can create opportunities for urban agriculture, promote mental health and recreation, and provide a habitat for local biodiversity including pollinators, among other benefits. These services positively impact human well-being and the sustainability of buildings and cities. However, this technology demands more profound study in Northwest Mexico, where the semi-arid climate represents a challenge in GR implementation and in the quantification of its benefits. Therefore, we evaluated the insulating effect and energy consumption of two types of GRs (a wetland and a *Sedum acre* GR) in comparison to conventional roofs (a concrete roof and a cool roof) through experimentation and energy simulations. We found that GRs keep the indoor temperature of a reference house up to 5.5 °C cooler on hot days and 3.4 °C warmer on cold days; also, the concrete roof needs up to 62 % more energy for air conditioning than the GRs, and the cool roof is 47 and 25 % more expensive regarding air conditioning annual costs than the wetland roof and the *S. acre* GR, respectively. In addition, we quantified the installation and maintenance requirements of three types of GRs (urban gardens [HUGR], native plant gardens [NGR], and wetlands [HGR]). To do so, we tabulated the installation/ maintenance costs and measured the amount of water and maintenance time required for each type of GR, as well as their effect on coverage, survival, biomass, and yields (HUGR). The initial costs were MXN \$1,362 and 1,982/m² for the HUGR and the NGR, with annual maintenance costs of MXN \$668 and 123/m², respectively. Concerning maintenance, the HUGR consumed 17 % more water annually than the NGR and 42 % less water than the HGR; likewise, they required 94 and 92% more annual maintenance time than the NGR and HGR, respectively. HGR presented the highest values of survival, height, cover, and biomass, followed by NGR (except for biomass) and HUGR. Our results indicate different GR solutions for different types of applications and users, demonstrating their versatility in design. Consequently, multidisciplinary research on the provision of ecosystem services, the use of regional materials, and native and cultivar plants is required to maximize the benefits of GRs and promote their use in this region, across Mexico, and throughout similar regions worldwide.

Keywords: Mediterranean ecosystem, sustainability, green roofs, thermal performance, heat transfer, urban agriculture, native plants.

Dedicatoria

A mi familia.

En especial a Eric, Emma, Samantha y Lucía. Gracias por su amor incondicional, su aliento constante y su compañía a lo largo de estos años. A pesar de los retos y cada paso dado, juntos formamos un equipo invencible. Este logro es nuestro, porque llegamos juntos hasta aquí.

A mis padres, por ser mi apoyo constante, por animarme y alentarme, especialmente en esos momentos en los que dudé de mí misma. Este logro también les pertenece, porque sin ustedes, nada de esto hubiera sido posible.

A mis abuelas y abuelos, mis hermanas y hermano por sus palabras de aliento y compañía, por inspirarme a ser mejor.

La familia es el pilar que nos sostiene para alcanzar nuestros sueños y el refugio al que siempre volvemos. Su amor y apoyo han sido mi mayor fortaleza.

Agradecimientos

Agradezco al Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California (CICESE), por brindarme la oportunidad de formarme en el Programa de Posgrado en Ciencias en Ciencias de la Vida (matrícula: 19191369), y a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI), por otorgarme una beca (núm. CVU: 912804) que hizo posible la obtención de este grado.

A mis Co-Directores, el Dr. Rodrigo Méndez Alonzo y la Dra. Ivett Zavala Guillén, por su guía, sus consejos y el enorme apoyo brindado tanto en mi formación doctoral como en el ámbito personal. Aprendí mucho de ustedes y me siento profundamente honrada por haber trabajado bajo su dirección. Son mentores excepcionales y personas admirables, y espero tener la oportunidad de seguir colaborando en el futuro. Rodrigo, muchas gracias por alentarme, por tu empatía con mi rol de mamá, por tus ideas, paciencia y consejos, así como por orientarme en el camino académico y motivarme a explorar el ámbito empresarial. Ivett, muchas gracias por tu constante disposición, por impulsarme a pensar críticamente y a aprender cosas nuevas, por tu paciencia, las oportunidades que pusiste en mi camino y por enseñarme sobre la fascinante física de los edificios.

A los integrantes de mi comité de tesis: el Dr. Stephen Holmes Bullock Runquist, el Dr. Daniel Saucedo Carvajal y el Dr. Iván Alejandro Hernández Pérez, por sus revisiones, apoyo y valiosa retroalimentación durante la planeación y ejecución de mi proyecto de investigación. Dr. Steve, gracias por sus comentarios alentadores y sus perspectivas originales y reflexivas. Dr. Daniel, gracias por su optimismo y palabras de ánimo, siempre aportando energía positiva. Dr. Iván, gracias por sus observaciones precisas y reflexivas, que contribuyeron a mejorar este trabajo.

Agradezco al proyecto CICESE 631-162, “Análisis De Transferencia De Calor Y De Masa En Procesos De Energía Renovable”, bajo la responsabilidad técnica de la Dra. Ivett Zavala Guillén, por financiar parte de los materiales empleados en este estudio, así como a los proyectos internos de CICESE 681-177, “Ecofisiología y ecología funcional de plantas de ambientes estresados”, y CICESE 631-176, “Desarrollo de Nuevos Materiales y Métodos para Generación, Almacenamiento, Ahorro y Uso Eficiente de la Energía”.

También agradezco al Biól. Mario Salazar Ceseña, por compartir su experiencia y consejos, por acompañarme a las salidas de campo, ayudar en el mantenimiento de los techos verdes, donar plantas nativas para mi experimento y, sobre todo, por su constante apoyo y calidez. Al Oc. Eulogio López Reyes,

por su ayuda en la construcción y monitoreo de los techos verdes, y por las siempre amenas conversaciones.

Gracias a la Biol. Karime Díaz Ortega, al Biol. Eduardo de la Cruz García, a la Bioing. Kenia Guerrero Muñoz, al Mtro. Roberto Suárez Hernández, al I. E. R. Luis Ortiz Hoyos, a Cecilia y Kimberly, por su valioso apoyo en la construcción, monitoreo y mantenimiento de los techos verdes.

Agradezco el respaldo de la C.P. Adriana Mejía y el Dr. Edgardo Sepúlveda, Asistente y Coordinador del Posgrado en Ciencias de la Vida, respectivamente, así como a la L. A. E. Wendy Camacho, asistente del Departamento de Biología de la Conservación, por su orientación y gran apoyo en cuestiones administrativas durante mi trayectoria doctoral.

Muchas gracias a la Dra. Rufina Hernández por sus consejos y asesoría en el manejo y control de plagas de los huertos, y por proporcionarnos los *Trichodermas* usados en el experimento. Al Dr. Denis Osuna, por su valiosa orientación sobre sustratos. A la Dra. Sara Ceccareli por su invaluable ayuda en la identificación de artópodos asociados a los techos verdes. A la Dra. Rosa Lilia Pérez, por su apoyo en la elaboración de figuras. A Daniel Oviedo Juárez, por su amabilidad y ayuda en la búsqueda de artículos y libros. A la Dra. Carmen Delgado, por su disposición para resolver dudas sobre sustratos y plagas. A la Mtra. Nadua Dajlala, por la revisión de mi tesis y su apoyo durante los cursos y talleres extracurriculares a los que asistí en CICESE. Gracias a todas las personas de este Centro de Investigación que contribuyeron a mi formación y me apoyaron en distintas etapas.

Agradezco a Lucía Merlo de Abonanza, por su amabilidad y disposición para proporcionarnos el compost artesanal y asesoría. A Jimena Rábago y Bruno Zumpano del Colectivo Chamizos, por sus consejos y las plantas nativas. A Ficosterra, por donar el biofertilizante y bioestimulante usados en el experimento.

Finalmente, expreso mi respeto y reconocimiento a las tierras nativas Kumiai, sobre las cuales fue fundada la ciudad de Ensenada.

Tabla de contenido

	Página
Resumen en español.....	ii
Resumen en inglés.....	iii
Dedicatoria	iv
Agradecimientos.....	v
Lista de figuras.....	x
Lista de tablas.....	xi
Capítulo 1. Introducción, antecedentes y objetivos	1
1.1 Introducción general: los techos verdes como herramientas para la provisión de servicios ecosistémicos en zonas urbanas	1
1.2 Antecedentes	4
1.2.1 Los sistemas de techos verdes	5
1.2.1.1 Medio de crecimiento o sustrato	11
1.2.1.2 Las plantas en un techo verde.....	14
1.2.2 Variantes de techos verdes	17
1.2.2.1 Techos humedal	17
1.2.2.2 Huertos urbanos y seguridad alimentaria.....	18
1.2.3 Conceptos básicos de transferencia de calor.....	22
1.2.3.1 Transferencia de calor entre las plantas y el ambiente	28
1.2.4 Simulación energética de edificaciones	34
1.3 Objetivos	36
1.3.1 Objetivo general	36
1.3.2 Objetivos específicos.....	37
Capítulo 2. Desempeño térmico y energético de techos verdes vs. techos convencionales	38
2.1 Materiales y métodos	38
2.1.1 Sitio de estudio.....	38

2.1.2	Diseño experimental para la evaluación del desempeño térmico.....	39
2.1.2.1	Descripción del diseño experimental para la evaluación del desempeño térmico en tres diseños de techos verdes	39
2.1.2.2	Procesos de transferencia de calor en los techos	42
2.1.3	Diseño numérico para la evaluación del desempeño energético	45
2.1.3.1	Validación	46
2.1.3.2	Simulación energética	49
2.2	Resultados	56
2.2.1	Desempeño térmico experimental en tres diseños de techos verdes.....	56
2.2.2	Validación	63
2.2.3	Desempeño térmico y energético	66
2.3	Discusión	71
2.3.1	Desempeño térmico experimental	71
2.3.2	Desempeño térmico y energético numérico.....	73
2.4	Conclusiones.....	76
Capítulo 3.	Desempeño biológico, mantenimiento y costos de tres tipos de techos verdes.....	78
3.1	Materiales y métodos	78
3.1.1	Sitio de estudio.....	78
3.1.2	Descripción del diseño experimental	79
3.1.3	Descripción y criterios de selección de las plantas utilizadas	83
3.1.3.1	Techo verde de huerto urbano	83
3.1.3.2	Plantas nativas.....	87
3.1.4	Variables de respuesta	90
3.2	Resultados	93
3.2.1	Indicadores de desempeño biológico	93
3.2.2	Actividades de mantenimiento	102
3.2.3	Análisis económico de los techos verdes	106

3.2.4	Otros servicios ecosistémicos	107
3.2.4.1	Biodiversidad	107
3.2.4.2	Floración	108
3.2.4.3	Especies invasivas	108
3.3	Discusión	109
3.3.1	Mantenimiento de techos verdes	109
3.3.1.1	Riego y suministros	109
3.3.1.2	Tiempo de mantenimiento	111
3.3.1.3	Manejo de plagas, nutrición y plantas invasivas	112
3.3.2	Costos	115
3.3.3	Limitaciones y perspectivas a futuro	116
3.4	Conclusiones	118
	Literatura citada	120
	Anexos	146

Lista de figuras

Figura	Página
Figura 1. Módulos experimentales en el sitio de estudio [fotografía tomada en mayo del 2023].....	38
Figura 2. Vista lateral del módulo experimental.	40
Figura 3. Vista transversal de los tres tipos de techo verde y dos techos tradicionales. A. Huerto Urbano (HUGR), B. Jardín de Nativas (NGR), C. Techo Humedal (HGR), D. Techo de concreto y E. Techo reflectivo. Los números indican: 1. Losa de concreto, 2. Impermeabilizante bituminoso, 3. Drenaje, 4. Geotextil, 5. Sustrato, 6. Plantas y 7. Capa de polietileno.	40
Figura 4. Diagrama con los mecanismos de transferencia de calor en un techo sin recubrimientos.	44
Figura 5. Diagrama con los mecanismos de transferencia de calor en un techo verde.	45
Figura 6. Vista general de la casa CONUEE modelada con DesignBuilder. Se muestra una gráfica de recorrido solar para Ensenada, Baja California.	49
Figura 7. Radiación solar (G), velocidad del viento (V) y temperaturas de la superficie interior del techo ($T_{ceiling}$) de los módulos experimentales: techo de concreto (RR), techo reflectivo (CR), humedal de nativas (HGR), jardín de nativas (NGR) y huerto urbano (HUGR), durante un periodo representativo del verano del 2022 en Ensenada, Baja California.	57
Figura 8. Temperaturas del suelo (T_{soil}) de los módulos con techos verdes: humedal de nativas (HGR), jardín de nativas (NGR) y huerto urbano (HUGR), durante un periodo representativo del verano del 2022 en Ensenada, Baja California. Los asteriscos de diferentes colores señalan el momento del riego de cada tipo de techo verde.	59
Figura 9. Fotografías de referencia de la cobertura de las plantas de tres techos verdes: humedal de nativas (HGR; izquierda), jardín de nativas (NGR; centro) y huerto urbano (HUGR; derecha), tomadas durante la primera semana de septiembre del 2022.	59
Figura 10. Radiación solar (G), velocidad del viento (V) y temperaturas de la superficie interior del techo ($T_{ceiling}$) de los módulos experimentales: techo de concreto (RR), techo reflectivo (CR), humedal de nativas (HGR), jardín de nativas (NGR) y huerto urbano (HUGR), durante un periodo representativo del invierno del 2023 en Ensenada, Baja California.	61
Figura 11. Temperaturas del suelo (T_{soil}) de los módulos con techos verdes: humedal de nativas (HGR), jardín de nativas (NGR) y huerto urbano (HUGR), durante un periodo representativo del invierno del 2023 en Ensenada, Baja California. Los asteriscos de diferentes colores señalan el momento del riego de cada tipo de techo verde.	62
Figura 12. Fotografías de referencia de la cobertura de las plantas de los tres techos verdes: humedal de nativas (HGR; izquierda), jardín de nativas (NGR; centro) y huerto urbano (HUGR; derecha), tomadas durante la última semana de enero del 2023.	62

- Figura 13. Comparación de los valores experimentales y numéricos de las temperaturas de la superficie interior (T_{ceiling}) de los módulos de concreto (RR), reflectivo (CR), techo humedal (WR) y techo verde con *Sedum acre* (SR) durante el mes de febrero 2020.....64
- Figura 14. Comparación de los valores experimentales y numéricos de las temperaturas del aire interior (T_{indoor}) de los módulos de concreto (RR), reflectivo (CR), techo humedal (WR) y techo verde con *Sedum acre* (SR) durante el mes de febrero 2020.65
- Figura 15. Temperatura ambiente (T_{amb}) y del aire interior (T_{indoor}) de cuatro tipos de techo: techo de concreto (RR), techo reflectivo (CR), techo estanque (WR), y techo verde con *Sedum acre* (SR) durante un mes de invierno. La banda gris indica el rango de temperatura de confort para ese mes.67
- Figura 16. Temperatura ambiente (T_{amb}) y del aire interior (T_{indoor}) de cuatro tipos de techo: techo de concreto (RR), techo reflectivo (CR), techo estanque (WR), y techo verde con *Sedum acre* (SR) durante un mes de verano. La banda gris indica el rango de temperatura de confort para ese mes.68
- Figura 17. Cargas de calefacción (kWh) mensuales por tipo de techo. Techo de concreto (RR), Techo reflectivo (CR), Techo estanque (WR), y Techo verde con *Sedum acre* (SR).....70
- Figura 18. Cargas de enfriamiento (kWh) mensuales por tipo de techo. Techo de concreto (RR), Techo reflectivo (CR), Techo estanque (WR), y Techo verde con *Sedum acre* (SR).....71
- Figura 19. Módulos experimentales y camas de cultivo en el sitio de estudio. La fotografía fue tomada en septiembre del 2022.79
- Figura 20. Vista superior (a, b, c) y transversal (d, e, f) de los tres tipos de techo verde. a. y d. Huerto urbano (HUGR), b. y e. Jardín de nativas (NGR), c. y f. Techo humedal (HGR). Los números indican: 1. Losa de concreto, 2. Impermeabilizante bituminoso, 3. Drenaje, 4. Geotextil, 5. Sustrato, 6. Plantas y 7. Capa de polietileno. Las fotografías se tomaron en septiembre de 2022.80
- Figura 21. Fotografías del Techo Humedal (HGR) antes de realizar la renovación del sustrato en marzo del 2023.....82
- Figura 22. Diagrama de la disposición de las plantas del huerto urbano (HUGR) por cosecha. A. Primera cosecha; B. Segunda cosecha; C. Tercera cosecha, la línea punteada muestra la disposición de las plantas de arúgula trasplantadas después de cosechar rábanos; y D. Cuarta cosecha, las plantas en color blanquecino son las que no germinaron.....84
- Figura 23. Ejemplo de medición de cobertura vegetal con la aplicación *Canopy Cover Free*. A. Fotografía tomada y B. Cobertura estimada.91
- Figura 24. Evolución temporal de la cobertura vegetal de tres tipos de techos verdes a lo largo de 17 meses de experimento.99
- Figura 25. Trayectoria temporal de A. la cantidad de agua de riego o irrigación (L/m^2), y B. el tiempo de mantenimiento ($h/persona/m^2$) de tres tipos de techos verdes a lo largo de 14 meses de experimento.104
- Figura 26. Guía de actividades de mantenimiento y frecuencia de las actividades de tres tipos de techos verdes extensivos.105

Lista de tablas

Tabla	Página
Tabla 1. Clasificación de GRs con factores de construcción y requerimientos de mantenimiento. Adaptado de Raji <i>et al.</i> (2015).	8
Tabla 2. Tipo de medición, rango e incertidumbre o precisión de los sensores utilizados en este estudio.	42
Tabla 3. Datos de clima del mes de febrero 2020 de la estación meteorológica del CICESE, Ensenada, Baja California. T_{BS} = Temperatura de bulbo seco, RH = Humedad relativa, G = radiación solar y WS = velocidad del viento.	47
Tabla 4. Propiedades ópticas y termofísicas de los materiales de construcción desde el exterior al interior de la envolvente de la casa CONUEE. k = conductividad térmica, C_p = calor específico, ρ = densidad, ϵ = emisividad y α = absorptancia solar/visible. El superíndice (CR) indica que ese material se empleó para el techo reflectivo.	50
Tabla 5. Materiales, medidas y valor U de las ventanas y puertas de la casa CONUEE.	51
Tabla 6. Resultados de diferentes parámetros de salida obtenidos de la simulación del caso 600 de BESTest y los resultados de Henninger & Witte (2010) y DesignBuilder (2014) para el mismo caso.	52
Tabla 7. Parámetros de simulación de techos verdes: techo humedal y techo verde de <i>Sedum acre</i>	52
Tabla 8. Valores de temperatura mensual promedio (T_{ave}), temperatura mínima y máxima de los puntos de consigna del sistema de climatización (T_{min} y T_{max} , respectivamente) y temperatura de confort térmico (T_c) de acuerdo con el modelo de Williamson <i>et al.</i> (1995).	55
Tabla 9. Valores del error cuadrático medio (RMSE, %) obtenidos de la comparación de datos numéricos y experimentales para las temperaturas de la superficie interna ($T_{ceiling}$), externa ($T_{s,ext}$) e interior (T_{indoor}) de cuatro módulos experimentales, un techo de referencia de concreto (RR), un techo reflectivo (CR), un techo humedal (WR) y un techo con <i>Sedum acre</i> (SR).	63
Tabla 10. Cargas anuales de calefacción, enfriamiento y totales (kWh), costo anual de la electricidad (MXN) y emisiones de CO ₂ por el sistema de climatización (kgCO ₂ /kWh) de la casa CONUEE con cuatro tipos de techo: estanque (WR), techo verde con <i>Sedum acre</i> (SR), techo reflectivo (CR) y techo de concreto (RR). Los colores indican los valores mayores (rojo), intermedios (naranja y amarillo) y menores (azul).	69
Tabla 11. Propiedades fisicoquímicas de los materiales del sustrato de techos verdes. EPT = Espacio Poroso Total, CA = Capacidad de aireación, MO = Materia Orgánica, CE = Conductividad Eléctrica.	81
Tabla 12. Porcentaje de germinación y supervivencia hasta el día de la cosecha de las hortalizas por especie y cultivo de los huertos urbanos en techos verdes (HUGR-1 y HUGR-2). T = trasplante; T/S = trasplante primero y después siembra directa; S = semilla o siembra directa.	95

Tabla 13. Porcentajes de supervivencia por especie de tres tipos de techos verdes. Los superíndices indican el número de cultivo de las plantas de huerto urbano.....	96
Tabla 14. Alturas iniciales, finales e inherentes ($[\Delta H/H] * 100$) de las especies estudiadas del huerto urbano (HUGR). $\Delta H =$ Altura final – inicial; $H =$ Altura final.....	97
Tabla 15. Alturas iniciales, finales e inherentes ($[\Delta H/H] * 100$) de las especies estudiadas del jardín de nativas (NGR) y humedal de nativas (HGR). $\Delta H =$ Altura final – inicial; $H =$ Altura final.	98
Tabla 16. Distribución de la biomasa (g/m^2) y contenido de materia seca ($[\text{peso seco/peso fresco}] * 100$) por especie de hortaliza del huerto urbano (HUGR).....	100
Tabla 17. Rendimiento (Kg/m^2), precios comerciales (MXN/Kg) y valor económico de la cosecha (MXN/Kg/ m^2) por especie de hortaliza por cultivo del huerto urbano (HUGR). Las negritas resaltan el rendimiento.....	101
Tabla 18. Desglose de costos de la inversión inicial (instalación) y mantenimiento anual por m^2 (MXN, 2022) de tres tipos de techos verdes (GR), Huerto urbano (HUGR), Jardín de nativas (NGR) y Techo humedal (HGR). El costo del impermeabilizante en todos los techos fue de MX \$326.8/ m^2	106
Tabla 19. Cargas de calefacción (kWh) y cargas por unidad de área (kWh/m^2), de cada mes y totales por tipo de techo. Techo de concreto (RR), Techo reflectivo (CR), Techo estanque (WR), y Techo verde con <i>Sedum acre</i> (SR). En color rojo se resaltan los valores más altos, y en color azul los más bajos.....	146
Tabla 20. Cargas de enfriamiento (kWh) y cargas por unidad de área (kWh/m^2), mensuales y totales por tipo de techo. Techo de concreto (RR), techo reflectivo (CR), techo estanque (WR), y techo verde con <i>Sedum acre</i> (SR). En color rojo se resaltan los valores más altos, y en color azul los más bajos.....	146

Capítulo 1. Introducción, antecedentes y objetivos

1.1 Introducción general: los techos verdes como herramientas para la provisión de servicios ecosistémicos en zonas urbanas

Actualmente, alrededor del 55% de la población mundial vive en ciudades y se espera que esta cifra aumente a 70% en 2050 (Naciones Unidas, 2023; IUCN, 2023). A pesar de que las ciudades cubren del 2 a 3% de la superficie terrestre (Manso *et al.*, 2021), consumen el 75% de los recursos naturales y el 80% de la energía, producen el 70% del total de las emisiones de carbono globales y el 50% de los desechos (Naciones Unidas, 2023; IUCN, 2023) y son los principales impulsores de la pérdida de hábitat de un tercio de las especies, especialmente nativas (Simkin *et al.*, 2022). Los principales efectos negativos del crecimiento poblacional y la expansión urbana son el incremento en la isla urbana de calor, el cambio en el flujo de materia y energía, el agotamiento de recursos, la contaminación del aire, suelo y agua, la destrucción de hábitats, la pérdida de biodiversidad, la aceleración del cambio climático (Oberndorfer *et al.*, 2007; Raji *et al.*, 2015; Van Mechelen, 2015a; Azeñas *et al.*, 2018) y el incremento de la vulnerabilidad urbana a los disturbios socioeconómicos y ambientales (Gulyas & Edmondson, 2021), incluyendo la inseguridad alimentaria y nutricional que afecta la salud de los habitantes por el incremento en las tasas de enfermedades relacionadas con la dieta (Ackerman *et al.*, 2014; Lal, 2020).

La resolución de los problemas ambientales de las ciudades es una prioridad para alcanzar el desarrollo sostenible (Appolloni *et al.*, 2021). Un paso crítico hacia la disminución de la huella ambiental de las ciudades alrededor del mundo implica la implementación de soluciones basadas en la naturaleza (SBN) para mitigar los efectos de la expansión urbana (Kabisch *et al.*, 2016; UICN, 2020; Seddon *et al.*, 2021). Las SBN pueden mejorar potencialmente la prestación de servicios ecosistémicos a la población urbana, como la regulación climática, la promoción de la salud mental, la regulación del ciclo del agua y el soporte a la biodiversidad (Dorst *et al.*, 2019). Una de las SBN más citadas para mitigar los efectos de la expansión urbana en el Antropoceno son los techos verdes (GRs), también llamados techos vivos, eco-techos, cubiertas vegetadas o ajardinadas. Éstos son sistemas constructivos compuestos por vegetación sobre un medio de crecimiento o sustrato que se colocan en un techo o cubierta (Vijayaraghavan, 2016); están diseñados y gestionados para proporcionar los servicios ecosistémicos necesarios para la salud, la

sostenibilidad y la resiliencia de las edificaciones y las ciudades (Oberndorfer *et al.*, 2007; Berardi *et al.*, 2014; Bevilacqua *et al.*, 2016).

Los GRs contribuyen directamente a mitigar las cargas térmicas de las edificaciones al proporcionar aislamiento y regular activamente la transferencia de calor entre el edificio y sus alrededores, influyendo en el confort térmico (Li & Yeung, 2014; López-Silva *et al.*, 2022) y reduciendo la energía consumida por las edificaciones, con un importante ahorro económico asociado (Gomes *et al.*, 2019; He *et al.*, 2020). Asimismo, los GRs reducen el flujo y retrasan la escorrentía del agua de lluvia (MacIvor & Lundholm, 2011; Santos *et al.*, 2023), capturan contaminantes en el aire, proveen hábitat para invertebrados (Oberndorfer *et al.*, 2007; Lundholm *et al.*, 2015), pueden utilizarse para producir alimentos (agricultura urbana; Whittinghill & Rowe, 2012; Walters & Stoelzle, 2018) y, si se diseñan adecuadamente, son importantes para la conservación de la biodiversidad (Aronson *et al.*, 2017; Knapp & MacIvor, 2023). Por otra parte, la prestación de servicios ecosistémicos de los GRs varía de acuerdo con su diseño y la composición de especies (MacIvor *et al.*, 2011; Lundholm, 2015; Xie *et al.*, 2018). Los GRs se clasifican en intensivos, semi-intensivos y extensivos; los GRs extensivos tienen un sustrato ligero y poco profundo (<12 cm), requieren poco mantenimiento y están diseñados para ser autosostenibles a lo largo del tiempo; mientras que los GRs intensivos tienen un sustrato pesado y profundo (>20 cm) y requieren un mantenimiento demandante (Van Mechelen *et al.*, 2015bo); los semi-intensivos se encuentran entre las dos categorías mencionadas anteriormente.

La implementación de GRs puede mitigar los efectos de la urbanización debido a que los techos constituyen entre el 20% y el 25% de las superficies urbanas (Yaghoobian & Srebric, 2015), son el elemento constructivo más expuesto a la radiación solar directa y son responsables de hasta el 50% de la carga térmica de las edificaciones (Sharifi & Yamagata, 2015). Además, las edificaciones consumen el 50% de la energía primaria y de la electricidad global y generan un tercio de las emisiones de CO² del planeta (Sharifi & Yamagata, 2015; Xamán *et al.*, 2017). Debido a que las personas pasan el 90% de su vida en interiores, la mayoría de la energía consumida en edificaciones se atribuye a calefacción, enfriamiento y ventilación para mantener condiciones de confort térmico en interiores (Moonen *et al.*, 2012; Sharifi & Yamagata, 2015). Alrededor del mundo se han implementado diferentes propuestas para mejorar la prestación de servicios ecosistémicos de los GRs, incluyendo jardines comestibles o huertos urbanos (Whittinghill & Rowe, 2012; Eksi *et al.*, 2015; Walters & Stoelzle, 2018), jardines de polinizadores (Dusza *et al.*, 2020; Jacobs *et al.*, 2023), jardines de especies nativas (Nagase & Dunnet, 2010; Butler *et al.*, 2012; Van Mechelen *et al.*, 2014), techos biodiversos o cafés (Dunnet, 2006; Ishimatsu & Ito, 2013), techos verde-azules o humedales (MacIvor *et al.*, 2011; Andenæs *et al.*, 2018; Alves *et al.*, 2020) y GRs fotovoltaicos

(Bousselot *et al.*, 2017; Abdalazeem *et al.*, 2022; Wang *et al.*, 2023), entre otros. Cada tipo de GR posee especificaciones particulares de instalación y mantenimiento; sin embargo, un nivel tan alto de especialización puede restar atractivo a la implementación de esta tecnología.

Aunque los GRs se han utilizado ampliamente en algunos países, especialmente con climas templados (Blank *et al.*, 2013; Cascone, 2019), existe una escasez de estudios cuantitativos que evalúen la variación en el tiempo de mantenimiento, los costos y los parámetros biológicos de y entre diferentes diseños de GRs en distintas ecorregiones (Dvorak & Volder, 2010; Van Mechelen *et al.*, 2014). Particularmente en México, uno de los países más amenazados por el impacto del cambio climático y con una proporción alta de población urbana respecto a la población total, existen menos de 30 publicaciones científicas sobre el tema (Ávila-Hernández *et al.*, 2023), y el número de GRs instalados es solamente una referencia anecdótica en la comunidad arquitectónica. Además de la falta de divulgación científica e investigación local para popularizar este tema, la escasez de guías para instalar y mantener GRs, la evaluación apropiada de los componentes para ubicaciones geográficas específicas (especialmente plantas nativas) y posibles incompatibilidades de materiales de importación también podrían contribuir a su bajas tasas de implementación, particularmente en países donde los tomadores de decisiones aún no son conscientes de los aspectos positivos de los GRs para promover su instalación (Vijayaraghavan, 2016; Zhang & He, 2021). Esta situación puede mitigarse parcialmente generando conocimiento cuantitativo sobre instalación y mantenimiento, planificación, operación y costes de GRs, para contribuir a disipar dudas, aumentar la popularidad de esta tecnología y contribuir al éxito de la implementación de GRs presente y futura.

Debido a la escasez de estudios relacionados con la provisión de servicios ecosistémicos de los GRs en México y a la ausencia de comparaciones cuantitativas para la instalación, la operación y el mantenimiento de diferentes tipos de GRs a nivel global, el propósito de este trabajo es evaluar tres diseños de GRs: huertos urbanos (HUGR), jardines de plantas nativas (NGR) y humedales (HGR), y dos techos convencionales (TCs): un techo de concreto (RR) y un techo reflectivo o blanco (CR), en cuanto a su desempeño biológico, energético y térmico, además de cuantificar sus requerimientos de mantenimiento y costos de instalación y operación. Respecto al desempeño térmico y energético de los GRs y los TCs, se compararon las variaciones térmicas por medio de un análisis experimental, mientras que las cargas térmicas fueron evaluadas por medio de simulaciones energéticas de una casa de interés social como indicadores del potencial de regulación micro-climática (servicios ecosistémicos de regulación) y de la reducción de la huella energética de las edificaciones por el uso de estas SBN. Respecto al desempeño biológico y económico de las tres configuraciones de GRs, se monitoreó la variación en los costos de instalación, mantenimiento y operación, volúmenes de riego, tiempos de mantenimiento, y su influencia

en la cobertura vegetal, supervivencia, altura, biomasa y productividad (de HUGR), como indicadores de servicios ecosistémicos de aprovisionamiento y requisitos del mantenimiento de diferentes tipos de GRs para promover un mayor éxito en la implementación.

Este experimento se llevó a cabo en Ensenada, Baja California, en el Noroeste de México, una región ubicada dentro de la Provincia Florística de California, que es uno de los 25 *hotspots* de biodiversidad mundial (donde la riqueza de especies es muy alta respecto a su superficie de tierra relativamente pequeña) y una de las cinco regiones mediterráneas globales (Myers *et al.*, 2000, Rundel *et al.*, 2016). Esta región está altamente urbanizada y tiene una de las tasas de crecimiento urbano más altas de todo México. En consecuencia, existe una necesidad urgente de encontrar SBN para mitigar el cambio climático y la pérdida de biodiversidad regional. El monitoreo biológico y análisis económico realizados, permitieron producir una guía metódica de resolución de problemas apta para que los investigadores, propietarios, tomadores de decisiones y empresarios de GRs mejoren la aplicabilidad de esta SBN en ciudades de clima árido y semiárido a nivel regional y global. Las hipótesis de este trabajo fueron: 1) que los GRs tendrán un desempeño térmico y energético superior a los TCs debido a su potencial de regulación micro-climática y capacidad de reducción de la huella de carbono de las edificaciones; y 2) que el HUGR proporcionaría más beneficios económicos y ecosistémicos (producción de alimentos, biomasa, hábitat para especies, entre otros) a un mayor costo en dinero, tiempo y suministros en comparación con los GRs con plantas nativas, y que tanto NGR y HGR proporcionarían beneficios ecosistémicos a un costo mucho menor en dinero, tiempo y suministros.

1.2 Antecedentes

En esta sección se presenta información relevante respecto a:

1. Los sistemas de techos verdes (GRs), su historia, descripción, beneficios, materiales de construcción, entre otros (sección 1.2.1).
2. La descripción de los dos tipos de GRs no convencionales que se evaluaron en este estudio, los techos verdes de tipo humedal y los huertos urbanos (sección 1.2.2), éstos últimos en el contexto actual de la seguridad alimentaria.

3. Un repaso de los conceptos básicos de transferencia de calor para entender los mecanismos de transferencia de calor en los techos que afectan su desempeño térmico y energético, así como las interacciones energéticas de las plantas con el ambiente (sección 1.2.3).
4. El contexto actual de la simulación energética de edificaciones como un método de evaluación del desempeño energético de los GRs (sección 1.2.4)

1.2.1 Los sistemas de techos verdes

La tecnología de techos verdes (GRs) es antigua. Uno de los GRs antiguos más famosos son los jardines colgantes de Babilonia o Semíramis, construidos en los templos (zigurats) de la antigua Mesopotamia cerca del 500 a.C. (Shafique *et al.*, 2018; Cascone, 2019). Se sabe que la ciudad romana de Pompeya tenía terrazas elevadas donde crecían plantas, y la ciudad egipcia medieval de Fustat tenía edificios elevados con jardines de techo en la cima (Dieleman, 2017). Además, en Suecia, Finlandia, Islandia, Dinamarca, Noruega, Groenlandia, Vinlandia (Canadá/EUA) e Islas Feroe, los techos se cubrían con césped (conocidos como *sod/turf roofs*) durante condiciones climáticas extremas para poder proveer aislamiento y protección (Shafique *et al.*, 2018). Ejemplos similares de arquitectura vernácula se encuentran en diferentes lugares de Asia Central, el Este de África (por ej. Casa Hehe en Tanzania), y Centroamérica (Minke, 2004; Thuring & Grant, 2016).

Los GRs modernos surgieron en Alemania en 1971 con la finalidad de mitigar los efectos dañinos de la radiación solar en la estructura del techo, como retardadores de fuego (Oberndorfer *et al.*, 2007; Thuring & Grant, 2016) y para reducir el consumo energético de las edificaciones (Thuring & Grant, 2016; Shafique *et al.*, 2018). En 1982, la Sociedad Alemana de Paisaje, Desarrollo de Investigación y Construcción (FLL por sus siglas en alemán) publicó los primeros lineamientos sobre el uso de GRs (FLL, 2018) y actualmente son considerados líderes mundiales en el diseño e implementación de esta tecnología, y por el establecimiento de lineamientos, incentivos y políticas ambientales (Oberndorfer *et al.*, 2007; Thuring & Grant, 2016; Zhang *et al.*, 2019). Más del 10% de los edificios en Alemania poseen GRs (Saadatian *et al.*, 2013; Shafique *et al.*, 2018) y su cobertura incrementa en promedio 13.5 millones m² por año (Oberndorfer *et al.*, 2007).

A principios de 1980, el mercado de GRs se expandió mundialmente y adquirió popularidad (Van Mechelen *et al.*, 2015a; Shafique *et al.*, 2018), principalmente en Europa y en Norteamérica, en climas templados (Dvorak & Volder, 2010; Van Mechelen *et al.*, 2014). En consecuencia, otros lineamientos, guías y normas

han sido publicados, por ejemplo, los lineamientos de la Sociedad Estadounidense para Pruebas y Materiales (American Society for Testing and Materials [ASTM]), las guías de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency [US EPA]; Shafique *et al.*, 2018), las normas Suiza e italiana (Catalano *et al.*, 2018) y el código británico (GRO, 2021) y el código francés (Adivet, CSFE, & Enveloppe Métallique du Bâtiment, 2018). Sin embargo, debido a que la gran mayoría de la investigación e implementación de GRs se ha realizado en regiones con climas templados y fríos (Blank *et al.*, 2013), los lineamientos de la FLL y otras organizaciones que garantizan el éxito de GRs en este tipo de climas pueden no ser aptos para otras ecorregiones (Dvorak & Volder, 2010; Van Mechelen *et al.*, 2014).

Actualmente, países como Estados Unidos de América, Canadá, Singapur, Australia, Japón, China y Corea del Sur están elaborando fuertes iniciativas para la aplicación de GRs en edificios nuevos y existentes, que incluyen la obligatoriedad de aplicar GRs en construcciones nuevas públicas y privadas de entre 250 y 2,000 m² y en proyectos de restauración o ampliación de construcciones existentes (Shafique *et al.*, 2018; Liberalesso *et al.*, 2020). Históricamente, se ha asociado a los GRs con la mejora del aislamiento de los edificios en climas fríos y el manejo de agua de lluvia (Bevilacqua *et al.*, 2016). Sin embargo, existen otros beneficios (independientes del clima) asociados a los GRs, como la regulación de la temperatura por la vegetación y el sustrato (Jaffal *et al.*, 2012; Azeñas *et al.*, 2018; López-Silva *et al.*, 2022), la regulación micro-climática debido a la evapotranspiración (Dimoudi y Nikolopoulou, 2003; Lundholm *et al.*, 2010; Saadatian *et al.*, 2013), que a su vez contribuye a mitigar los efectos de la isla urbana de calor (Takebayashi & Moriyama, 2007; Jaffal *et al.*, 2012; Santamouris, 2014) y a reducir las demandas en calefacción y enfriamiento por el menor uso de aire acondicionado.

La vegetación mejora la calidad del aire (secuestro de carbono y partículas finas) y reduce las reacciones fotoquímicas que producen contaminantes como el ozono u óxidos de nitrógeno, (Rowe, 2010; Seyedabadi *et al.*, 2021). Además, los GRs proveen hábitat para flora y fauna local y promueven los procesos de polinización (Colla *et al.*, 2009; Dusza *et al.*, 2020), por ejemplo, Brenneisen (2006) reporta que los GRs de más de 90 años de la planta de agua Wollishofen en Suiza, son refugio para 175 especies de plantas, entre ellas algunas amenazadas, y el techo del edificio Rhyпарк en Basel, Suiza mantiene 79 especies de escarabajos y 40 de arácnidos; y Madre *et al.* (2013) evaluaron la presencia de artrópodos en GRs de Francia y encontraron una relación entre la presencia de especies raras con el nivel de complejidad estructural de la vegetación. Los GRs también proveen servicios culturales determinados por su valor estético y de comodidad (Dakin *et al.*, 2013); promueven actividades recreativas y forman parte de la agricultura urbana (Shafique *et al.*, 2018), respecto a lo cual, Ackerman *et al.* (2014) y Walters & Stoelzle

(2018) resaltan la importancia de la agricultura urbana en techos en relación con la seguridad alimentaria y nutricional, y la sustentabilidad en las ciudades.




Además de lo anterior, los GRs incrementan la vida útil de la membrana del techo al disminuir las fluctuaciones de temperatura y protegerlo de condiciones ambientales como la radiación ultravioleta (Fioretti *et al.*, 2010; Saadatian *et al.*, 2013); reducen la contaminación por ruido en los edificios (Rowe, 2011; Van Renterghem, 2018) e incrementan el valor de las propiedades (Castleton *et al.*, 2010; Manso *et al.*, 2021), además de que el periodo de recuperación de la inversión es corto comparado con su vida útil; por ejemplo, Cascone *et al.* (2018) reportan un periodo de 13-18 años de recuperación de la inversión (dependiendo del tipo de sustrato y plantas) y 50 años de vida útil. Teotonio *et al.* (2021) calcularon un periodo de 4- 22 años y de 10- 20 años de recuperación de la inversión utilizando análisis de costo-beneficio (Cost-benefit analysis [CBA]) y análisis de costo de ciclo de vida (Life-cycle cost analysis [LCA/LCCA]), respectivamente, utilizando datos de 79 estudios científicos. Manso *et al.* (2021) encontraron un periodo de vida útil promedio de 40 años, en una revisión de 129 estudios. La gran variabilidad de formas de calcular y reportar los beneficios de los GRs en la literatura y la ausencia de un método de estimación estandarizado genera incertidumbre y dificulta la comparación de resultados de diferentes estudios, además, si los análisis económicos consideran pocos beneficios o beneficios poco significativos, la rentabilidad de los GRs disminuye (Manso *et al.*, 2021; Teotonio *et al.*, 2021).

Existen tres categorías de GRs de acuerdo con la profundidad del sustrato y el nivel de mantenimiento requerido (Tabla 1), estos son: extensivos, semi-intensivos e intensivos (Bevilacqua *et al.*, 2016; Shahmohammad *et al.*, 2022). Los GRs extensivos se caracterizan por poseer un sustrato ligero (60- 150 kg/m²) de profundidad reducida (5- 15 cm), requieren poco mantenimiento y son diseñados para ser autosostenibles a lo largo del tiempo (Shahmohammad *et al.*, 2022), por sus características, este tipo de GRs son los más comunes y son los de interés en este trabajo. Mientras que los intensivos poseen un sustrato pesado (180- 500 kg/m²) y profundo (>25 cm) y requieren mucho mantenimiento (irrigación, fertilización, deshierbe). Los semi-intensivos se encuentran entre las dos categorías mencionadas anteriormente (Van Mechelen *et al.*, 2015a; Shafique *et al.*, 2018; Cascone *et al.*, 2019). Los principales factores que determinan la selección del tipo de GR son la capacidad de retención de agua de lluvia, la provisión de espacios recreacionales, el ahorro energético y los beneficios ambientales (Madhdiyar *et al.*, 2018).

Existen muchas formas de construir GRs (Cascone *et al.*, 2019), sin un diseño universal estandarizado, pero en general, los componentes que los componen son: barrera impermeabilizante, barrera anti-raíces y capa

de protección (a menudo combinadas en una sola capa), capa de drenaje y almacenamiento, filtro, sustrato y vegetación (Theodosiou, 2009; Bevilacqua *et al.*, 2015; Shafique *et al.*, 2018). La amplia variación en el diseño de los GRs depende de la elección de materiales usados en la capa de drenaje, el sustrato y la composición de plantas, así como en el grosor de los diferentes componentes (Tan *et al.*, 2017). En el diseño se deben considerar características como la capacidad de carga de la edificación (requerimientos estructurales), los costos, mantenimiento y accesibilidad (Oberndorfer *et al.*, 2007). Así mismo, el diseño es crucial en la optimización de los beneficios de los GRs en cualquier región geográfica (Zheng & Weng, 2020).

Tabla 1. Clasificación de GRs con factores de construcción y requerimientos de mantenimiento. Adaptado de Raji *et al.* (2015).

			
	Extensivo	Semi-intensivo	Intensivo
Mantenimiento	Bajo	Periódico	Alto
Irrigación	No	Periódico	Regular
Diversidad de plantas	Musgos, <i>Sedum</i> , herbáceas y pastos	Pastos, herbáceas y arbustos	Césped o perenes, arbustos y árboles
Altura total del sistema	60 - 200 mm	120 - 250 mm	150 - 400 mm
Peso	60 - 150 kg/m ²	120 - 200 kg/m ²	180 - 500 kg/m ²
Costos	Bajo	Medio	Alto
Uso	Capa protectora ecológica	Techo verde diseñado	Jardín tipo parque

Las características hidrológicas (sustrato y drenaje) de los GRs son un aspecto crítico de su diseño, porque influyen, entre otras cosas, en el balance de energía del techo (Tan *et al.*, 2017) y la disponibilidad de agua para las plantas (Lambrinos, 2015). En el sustrato, estas características son afectadas principalmente por

su porosidad y profundidad (Tan *et al.*, 2017). En las secciones 1.2.1.1 y 1.2.1.2 se presenta información detallada sobre el sustrato y las plantas, respectivamente, debido a que son los dos componentes clave en el éxito de los GRs a largo plazo (Vijayaraghavan, 2016; Shafique *et al.*, 2018). En cuanto al drenaje, esta capa es importante en el mantenimiento de un balance óptimo entre el aire y el agua en el GR porque permite la remoción del exceso de agua del sustrato y protege la membrana impermeabilizante. La selección de un drenaje apropiado depende de los requerimientos de construcción, del tipo de vegetación y de la escala del GR; siendo las principales limitaciones su costo y desecho. Existen dos grupos principales de drenaje, los paneles modulares (de polietileno o poliestireno con compartimentos para almacenar agua) que se pueden emplear a gran escala, en superficies tanto planas como inclinadas y son de fácil instalación y reparación; y los drenajes de materiales granulares (por ej. agregados de arcilla expandida, esquisto o pizarra expandida, puzolana, lapilli o lapillus, perlita expandida, ladrillo triturado, grava gruesa, trozos de piedra) apropiados para proyectos a pequeña escala y con inclinaciones menores a 5° (Tolderlund, 2010; Shafique *et al.*, 2018; Cascone *et al.*, 2019).

El filtro es la capa que se encarga de separar el sustrato de la capa de drenaje y de evitar que partículas finas como suelo fino y restos vegetales obstruyan el drenaje. Existen dos tipos de materiales utilizados, los materiales granulares como puzolana, piedra pómez, lapilli o lapillus, arcilla expandida, perlita expandida, esquisto o pizarra expandida y ladrillo triturado; y geotextiles no tejidos, que son los más usados y además son capaces de absorber agua (1.5 L/m²). La capa de protección se coloca sobre las capas impermeabilizante y anti-raíces, sirve como protección ante las cargas y esfuerzos de las fases de construcción y operación, y generalmente se compone de geotextiles o poliestireno de mínimo 3 mm de grosor y resistencia a la compresión de >150 kPa. La capa anti-raíces se encarga de proteger la capa impermeabilizante y la estructura del techo de las raíces de las plantas, sus características y materiales son similares a los de la barrera impermeabilizante (a menudo ambas capas se encuentran integradas).

La barrera impermeabilizante es uno de los componentes más importantes de los GRs debido a que protege la edificación de las infiltraciones y a su vez es protegida de las fluctuaciones de temperatura y radiación solar por la vegetación, el material más común son las membranas flexibles bituminosas o asfálticas, otros materiales incluyen las membranas de aplicación líquida y membranas termoplásticas, sin embargo, la elección del material está determinada por el tipo de techo verde, el costo, disponibilidad y expectativa de vida (Shafique *et al.*, 2018; Cascone *et al.*, 2019). Además de las capas mencionadas anteriormente, algunos autores sugieren que el incorporar una capa de retención de agua (por ej. espuma hidropónica) es deseable especialmente en regiones semiáridas (Dvorak & Volder, 2010; Williams *et al.*, 2010), debido a que mantiene la humedad en el sustrato, incrementando las tasas de evapotranspiración

y mejorando la salud de las plantas en cuanto al incremento de cobertura, abundancia y diversidad de especies (Van Mechelen *et al.*, 2015b; Simmons, 2015; Tan *et al.*, 2017).

Por otra parte, para encontrar diseños óptimos de GRs, es necesario llevar a cabo experimentos a pequeña y gran escala considerando el clima local para determinar los materiales clave que maximicen los beneficios de los GRs (por ej., el método de irrigación y la selección de especies de plantas; Zheng & Weng, 2020) sobre todo en regiones con escasez hídrica (Van Mechelen *et al.*, 2015a; Gomes *et al.*, 2019). El clima determina la selección y disponibilidad de los materiales debido a que es muy diferente entre regiones, por ejemplo, la tecnología de GRs en Australia será distinta a la utilizada en el Norte de Europa (Jaffal *et al.*, 2012; Tran *et al.*, 2019), pero puede ser similar en diferentes lugares con el mismo tipo de clima. El efecto del clima y el microclima (relacionado con la orientación e inclinación del techo y la presencia de adyacencias al edificio) es particularmente relevante en la selección de plantas debido a que tiene un impacto considerable a largo plazo en la dinámica de las comunidades de plantas, las funciones ecosistémicas y la biodiversidad urbana (Arabi *et al.*, 2015; Aloisio *et al.*, 2017).

Respecto al mantenimiento de los GRs extensivos, el riego es un aspecto importante (sobre todo en climas semiáridos) debido a que se ha reportado que la humedad del sustrato tiene efectos positivos en la evapotranspiración y mitigación del efecto de isla urbana de calor (Santamouris, 2014; Cascone *et al.*, 2019). En general, los GRs extensivos se diseñan para que la precipitación sea suficiente para asegurar la supervivencia de las plantas, sin embargo, en regiones semiáridas, el agua es un recurso limitado; así mismo, las duras condiciones ambientales en GRs extensivos constituyen un reto para el desarrollo de la vegetación, especialmente en verano cuando se presentan temperaturas altas y el agua es escasa. Algunas formas de reducir los costos por irrigación son el uso de especies de plantas tolerantes a sequía, técnicas de irrigación eficientes, y almacenamiento de agua de lluvia (Zheng & Weng, 2020).

Algunos autores han sugerido irrigación adicional durante el establecimiento de las plantas para garantizar su desarrollo y supervivencia, mencionando que la irrigación permanente no es necesaria si el GR se diseña apropiadamente en cuanto a la selección de plantas, tipo de sustrato y su profundidad, y si hay suficiente precipitación (Getter & Rowe, 2006; Nagase & Dunnett, 2010; Van Mechelen *et al.*, 2015b). Por otra parte, el mantenimiento incluye el monitoreo del correcto funcionamiento de los GRs extensivos, el cual consiste en una inspección anual (Van Mechelen *et al.*, 2015bo; Silva *et al.*, 2015), donde se comprueba el buen estado de la capa de drenaje, del sustrato y las plantas, y se remueven las plantas invasivas y malezas (por ejemplo, *Buddleja sp.* o plantas maderosas; Van Mechelen *et al.*, 2015b; Arabi *et al.*, 2015). Si la instalación del GR se realiza correctamente, no deberá haber problemas por filtraciones (Shafique *et al.*, 2018).

Finalmente, algunas de las desventajas asociadas al uso de GRs son la falta de incentivos y regulaciones para la investigación e instalación de GRs, sin lo cual las dudas respecto a estos sistemas no serán aclaradas (por ej. la cuantificación de los beneficios ambientales) y la promoción de estos sistemas es obstaculizada (Vijayaraghvan, 2016). El impacto ecológico alto de algunos materiales usados en la capa de retención de agua, el drenaje y el sustrato, por ejemplo la lana mineral de roca, el plástico virgen y la arcilla expandida de acuerdo con (Chenani *et al.*, 2015); aunque de acuerdo con Peri *et al.* (2012) los costos de desecho corresponden sólo al 4.6% de los costos totales para un GR extensivo (36.1% al costo inicial y 59.3% a los costos de mantenimiento), donde el desecho del sustrato (en un basurero sanitario) equivale al 85% del costo total de desecho del GR. Y los costos de instalación y mantenimiento (Castleton *et al.*, 2010), que de acuerdo con Garrison *et al.* (2012) son de US \$53.8-215.2/m² para la instalación y US \$2.2-13.45/m²/año para el mantenimiento. Interesantemente, desde una perspectiva de ciclo de vida, los GRs extensivos son más económicos que los enfoques tradicionales. Por ejemplo, Porsche & Kohler (2003) compararon los costos de ciclo de vida y mantenimiento de diferentes tipos de techos y encontraron que los GRs extensivos son 23% y 16% menores que los techos asfálticos y de grava, respectivamente, en un ciclo de vida de 90 años/m². Y Clark *et al.* (2008) reportaron que al final de la vida útil de un GR (considerado en 40 años), el valor actual neto es 20.3- 25.2% mayor que un techo convencional, y este valor aumenta al considerar la mejoría en calidad del aire.

1.2.1.1 Medio de crecimiento o sustrato

Esta capa es considerada crítica porque afecta directamente el crecimiento de las plantas e influye en el éxito del techo verde (GR) a largo plazo (Vijayaraghavan, 2016; Shafique *et al.*, 2018). La composición y diversidad de plantas de un GR depende en gran medida de la profundidad del sustrato. Los sustratos poco profundos (2- 5 cm) tienen tasas más altas de desecación, son más susceptibles a fluctuaciones térmicas y generalmente soportan comunidades simples de *Sedum*-musgos, aunque en el presente trabajo se muestran alternativas con comunidades vegetales más complejas. Los sustratos de 7- 15 cm permiten una mezcla de plantas más variada compuesta por pastos, geófitas (plantas que forman bulbos, rizomas, tubérculos o cáudice), y plantas herbáceas perennes tolerantes a sequía, y también son más susceptibles a la invasión por hierbas no deseadas. (Oberndorfer *et al.*, 2007).

En GRs comerciales usualmente se emplea sustrato diseñado con materiales ligeros, que permitan mantener con vida a las plantas (Whittinghill & Rowe, 2012) sin constituir un riesgo para la estructura de una edificación por su peso (el sustrato es el componente más pesado). Estos se componen mayormente

de minerales (más del 80%; Vijayaraghavan, 2016) que pueden provenir de diversas fuentes, dos de los más comunes son el ladrillo triturado y los gránulos de arcilla expandida (Oberndorfer *et al.*, 2007). Otros son piedra pómez, vermiculita, perlita, zeolita, tejas, pizarra o esquisto, turba (formada de la carbonificación de residuos vegetales en agua ácida de humedales; Osman, 2018), entre otros (Simmons, 2015; Vijayaraghavan, 2016; Shafique *et al.*, 2018). Cabe mencionar que el uso de minerales de bajo peso puede comprometer la estabilidad del sustrato y el anclaje de las plantas (Vijayaraghavan, 2016). Por otra parte, la composición del sustrato depende de la disponibilidad de materiales locales y de la anticipada selección de plantas, zona climática y nivel de mantenimiento (Whittinghill & Rowe, 2012; Vijayaraghavan, 2016).

Otro componente del sustrato es el contenido de materia orgánica, la cual es variable y favorable para el crecimiento de las plantas al aportar micro y macronutrientes e incrementar la disponibilidad de agua para las raíces, sin embargo, al descomponerse puede filtrar nutrientes ocasionando problemas de calidad del agua de escorrentía (Whittinghill & Rowe, 2012; Simmons, 2015), además de que disminuye el flujo de aire del sustrato, la conductividad hidráulica (Vijayaraghavan, 2016) y puede ocasionar contracción del sustrato (Eksi *et al.*, 2015). Oberndorfer *et al.*, 2007 mencionan que el contenido de materia orgánica debe ser de aproximadamente el 10%, mientras que la FLL (2018) sugiere ≤ 40 g/L para GRs extensivos, y ≤ 65 g/L para GRs intensivos, el compost no debe exceder el 20% por volumen (FLL, 2008, Eksi *et al.*, 2015). Agregar una menor cantidad de materia orgánica disminuye el peso del techo (Shafique *et al.*, 2018), sin embargo, la adición de una mayor cantidad de materia orgánica aumenta la humedad del sustrato, crecimiento de las plantas, la producción de frutos, y el enfriamiento evaporativo, además de que reduce la temperatura del sustrato (Eksi *et al.*, 2015). La combinación de materiales ligeros inorgánicos con materia orgánica en un 60 a 80% puede incrementar la productividad sin comprometer la estructura de la edificación (Graceson *et al.*, 2014; Eksi *et al.*, 2015).

En lugares donde los GRs no están disponibles comercialmente, comúnmente se emplean mezclas de sustrato local para jardinería o compost. Las desventajas de esta práctica son: una baja retención de agua, incremento del peso con riesgo de colapso de la estructura, la promoción del crecimiento de hierbas no deseadas, lavado de nutrientes, endurecimiento, compactación y encogimiento (Vijayaraghavan, 2016; Shafique *et al.*, 2018). Por otra parte, la importación de medios de crecimiento comerciales no es recomendable debido a su alto costo y desempeño deficiente en áreas geográficas diferentes a la de origen (Vijayaraghavan, 2016). Tampoco es recomendable el empleo de suelos urbanos (suelos antrópicos antrosoles o tecnosoles), que se constituyen por materiales altamente perturbados y manipulados debido a actividades relacionadas con la construcción. Este tipo de suelos son muy heterogéneos, varían temporal

y espacialmente, y poseen contaminantes inorgánicos (por ejemplo, metales pesados como plomo, arsénico y cadmio) y orgánicos (por ej. hidrocarburos aromáticos policíclicos, antibióticos y compuestos a base de petróleo) (Menefee & Hettiarachichi, 2018; Lal, 2020). Además de que se caracterizan por presentar propiedades físicas deficientes (densidad volumétrica alta, tasa de infiltración de agua y disponibilidad de agua baja, y tendencia a la sequía), propiedades químicas desfavorables (baja fertilidad, desbalance de nutrientes, y baja concentración y almacenamiento de carbono), y una baja actividad y diversidad de especies en la biota del suelo; por lo que se requiere de restauración y manejo sostenible de sus propiedades (físicas, químicas y biológicas) para mejorar la calidad nutricional y la productividad agronómica de estos suelos (Lal, 2020).

Un sustrato ideal debe poseer las siguientes propiedades: estabilidad alta bajo diferentes condiciones, disponible localmente, mantenimiento de una variedad amplia de plantas, económico, contenido orgánico bajo, alta capacidad de almacenamiento de agua, ligero, alta conductividad hidráulica, capacidad para la disminución de la lixiviación, buena aireación, y capacidad para la mejora de la calidad del agua (Vijayaraghavan, 2016; Shafique *et al.*, 2018). Sin embargo, no es práctico esperar que un solo material posea las características deseadas para un GR, por lo que es una práctica común mezclar componentes con diferentes características (Vijayaraghavan, 2016). Por ejemplo, Vijayaraghavan & Raja (2014) realizaron un estudio detallado de 18 mezclas diferentes de materiales inorgánicos y orgánicos, y concluyeron que la mezcla con 20% vermiculita, 30% perlita, 20% ladrillo triturado, 10% arena y 20% turba de coco (coco-peat) presentó una densidad volumétrica baja (431 kg/m³), alta capacidad de retención de agua (39.4%), y porosidad de aire de 19.5% con un incremento de 380% de biomasa total de *Portulaca grandiflora*. Según Friedrich (2005), una mezcla para techos verdes debe incluir de 50- 100% de agregados livianos para reducir la carga sobre la estructura, de 0%- 30% de partículas arenosas (textura fina), de 0%- 40% de materiales orgánicos, para soportar y sostener a las plantas y 0% materiales limosos o arcillosos.

Muchos de los beneficios de los GRs se correlacionan con el sustrato, entre ellos se encuentran la mejoría en la calidad del agua, reducción del agua de escorrentía, y los beneficios térmicos (Vijayaraghavan, 2016; Shafique *et al.*, 2018). La capacidad de absorción de agua del sustrato reduce el flujo de escorrentía y ayuda a las plantas a tolerar condiciones de sequía, esta capacidad aumenta al incrementar el volumen y profundidad del sustrato (Shafique *et al.*, 2018), y mediante aditivos por ejemplo el biochar o biocarbón (Cao *et al.*, 2014), o gránulos de silicato e hidrogel (Farrel *et al.*, 2013). Además, el sustrato puede actuar como un sumidero de calor para reducir las temperaturas del techo, reducir el almacenamiento de calor y la transmisión de calor dentro de una habitación (Jaffal *et al.*, 2012; Tan *et al.*, 2017; He *et al.*, 2020).

1.2.1.2 Las plantas en un techo verde

Las plantas son uno de los componentes más importantes en un techo verde (GR; Vijayaraghavan, 2016; Shafique *et al.*, 2018) ya que aportan vitalidad y proveen una gran cantidad de servicios ecosistémicos (Oberndorfer *et al.*, 2007; Lundholm *et al.*, 2015) Sin las plantas, las demás capas no tendrían sentido y los GRs perderían la mayoría de sus beneficios, por lo que el éxito de un GR depende de la salud de las plantas (Vijayaraghavan, 2016). Al seleccionar el tipo de vegetación se deben considerar factores como localidad geográfica, intensidad de la lluvia, humedad, viento, exposición solar del techo y profundidad del sustrato para optimizar el desempeño de los GRs (Shafique *et al.*, 2018), la visibilidad y accesibilidad son otros criterios de selección (Oberndorfer *et al.*, 2007).

Los efectos de la composición de plantas en un GR son el sombreado y la evapotranspiración (Castleton *et al.*, 2010; Tan *et al.*, 2017), éste último es el proceso combinado de la evaporación de agua del sustrato y la transpiración de las plantas (Brown, 2014). Por su parte, el sombreado depende de la composición y arquitectura de la vegetación y sus rasgos morfológicos, por ejemplo, el tamaño de las hojas, la succulencia, la pubescencia, etcétera (Jim, 2012; Lundholm *et al.*, 2014); mientras que la ET depende de las características del sustrato, el contenido de agua y los rasgos fisiológicos inherentes del tipo de plantas usadas como la ruta fotosintética (Tan *et al.*, 2017). La combinación de ambos es crucial para el efecto de enfriamiento en verano, y proveen un efecto aislante en invierno (Castleton *et al.*, 2010), también pueden actuar como una fuente de calor, liberándolo hacia el ambiente durante la tarde y noche por medio de enfriamiento radiativo (He *et al.*, 2016).

Sin embargo, al colocar plantas en un techo se presentan limitaciones que determinan su supervivencia, como la composición y profundidad del sustrato, la radiación solar incidente, la temperie, y en mayor medida la humedad del suelo o disponibilidad de agua (Whittinghill & Rowe, 2012). Estas limitaciones representan un reto para la selección de la vegetación, por lo que las características deseables de las plantas para GRs extensivos incluyen la tolerancia a la sequía, la supervivencia con contenido nutricional bajo en el sustrato, amplia cobertura, poco mantenimiento, multiplicación rápida, raíces someras y suaves, y la fitorremediación (Vijayaraghvan, 2016; Monteiro *et al.*, 2017; Shafique *et al.*, 2018), además de que las especies sean perennes, tapizantes y disponibles por proveedores comerciales locales (Rayner *et al.*, 2016). En la práctica es difícil encontrar especies de plantas que cumplan todos los requisitos mencionados anteriormente, por lo que la selección de la vegetación depende del propósito primordial del GR (conservación de energía, hábitat urbano, manejo de agua de lluvia).

Si bien los pioneros de la industria aprendieron mediante prueba y error (McIntyre & Snodgrass, 2010), actualmente existen dos enfoques para predecir si una planta funcionará bien en un GR: de acuerdo con características fisiológicas y morfológicas de las plantas, como el uso del agua, la tasa de transpiración, o la succulencia (Rayner *et al.*, 2016); o acuerdo con la similitud de las características de los hábitats naturales con las condiciones en los GRs (*habitat template hypothesis*), es decir, suelos poco profundos, con bajo contenido de nutrientes y agua limitada (Lundholm, 2006; Farrell, 2013; Van Mechelen *et al.*, 2014). El uso de una mayor diversidad de especies de plantas, con diferentes formas de vida y características de tolerancia a sequía, puede mejorar el funcionamiento del ecosistema en el techo debido al incremento en resistencia al estrés ambiental mediante complementariedad de nichos ecológicos y la inducción de procesos de facilitación interespecíficos (Lundholm *et al.*, 2010; Van Mechelen *et al.*, 2015b). Además de que los GRs con mayor diversidad tienen mayor probabilidad de supervivencia de las plantas y son estéticamente más agradables, inclusive en condiciones de sequía (Nagase & Dunnet, 2010; Van Mechelen *et al.*, 2015b).

Cabe mencionar que las comunidades de plantas en GRs son dinámicas, y con el transcurso del tiempo, la vegetación (sujeta a dinámicas de sucesión ecológica) puede modificar su composición original (Köhler, 2006; Oberndorfer *et al.*, 2007), ya que el desarrollo de la vegetación depende entre otros factores, de las condiciones climáticas (temperatura, lluvia, etc.), las cuales varían año con año (Van Mechelen *et al.*, 2015c; Sookhan *et al.*, 2018). Profundizar nuestra comprensión de la dinámica y las trayectorias de crecimiento de las plantas en ecosistemas novedosos como los GRs permite a los encargados de estos espacios evaluar críticamente los objetivos y prácticas de gestión convencionales. La integración de la teoría de la dinámica de la vegetación con la observación de los techos instalados nos recuerda que todos los paisajes se caracterizan por el cambio (Pickett y Cadanesso, 2009) y que los paisajes resilientes hacen uso de esta capacidad para amortiguar el estrés y las perturbaciones (Carlisle y Piana, 2015).

Por otra parte, muchas veces las plantas en un GR (en especial en los de tipo extensivo) se seleccionan por su potencial para sobrevivir con poca o nula irrigación y no por su habilidad de proveer servicios ecosistémicos (*i.e.* almacenamiento de carbono, limpieza del agua y aire, etc.), y en consecuencia muchos GRs existentes tienen un desempeño deficiente en cuanto al aislamiento en contra de la radiación solar y reduciendo las temperaturas en los edificios (Dvorak & Volder, 2010; Monteiro *et al.*, 2017). Aunque *Sedum* es el género de plantas más usado en GRs (Oberndorfer *et al.*, 2007; Vijayaraghavan, 2016; Sookhan *et al.*, 2018), siempre es deseable emplear especies nativas, adaptadas a las condiciones climáticas locales, que requieren menor mantenimiento y son resistentes a estrés y a plagas locales (Nagase & Dunnet, 2010; Vijayaraghavan, 2016), sin embargo, existen muchas especies que aún no se han explorado (Oberndorfer

et al., 2007), y por lo tanto son demasiado nuevas para que podamos juzgar su éxito (McIntyre & Snodgrass, 2010). El uso de especies nativas a nivel local y/o regional puede ayudar a contrarrestar la destrucción de hábitats (semi)naturales formando parte de la ecología de reconciliación (Francis & Lorimer, 2011; Oberndorfer *et al.*, 2007; Van Mechelen *et al.*, 2014b).

Particularmente en clima mediterráneo o semiárido, el empleo de especies comúnmente usadas en GRs (i.e. *Sedum spp.*) lleva a un incremento de estrés para las plantas, un desempeño deficiente del GR, y desalienta la promoción de estos sistemas (Dvorak & Volder, 2010; Van Mechelen *et al.*, 2014). Por lo que, para regiones con este tipo de clima, algunos autores han explorado el empleo de especies nativas de hábitats afines a GRs extensivos (Van Mechelen *et al.*, 2014b; Azeñas *et al.*, 2018), como son los ambientes rocosos, dunas bien drenadas, áreas abiertas con sustratos poco profundos y aceras de piedra caliza (Lundholm, 2006). Estas especies son económicas, por lo general no necesitan demasiada preparación del suelo, riego, fertilizantes ni poda; sin embargo, su uso está restringido por la falta de experiencia y habilidad para el mantenimiento, es decir, las semillas no brotan simplemente en los techos (White & Snodgrass, 2003).

Dentro de las regiones de clima mediterráneo, la Península de Baja California ha sufrido un alto nivel de perturbación de sus ecosistemas terrestres debido a la alta intensidad de uso de suelo, agricultura, introducción de especies exóticas, turismo, industria e incremento en el desarrollo urbano (Riemann & Ezcurra, 2005, Masoumi & Roque, 2015; Vanderplank *et al.*, 2018). La península de Baja California posee 2,958 especies de plantas (Wiggins, 1980), de las cuales el 20% son endémicas; entre ellas se encuentran el cirio (*Fouquieria columnaris*), la biznaga (*Ferocactus gracilis*), y diversas especies de siempreveras (*Dudleya spp.*). Esta riqueza de endemismos refleja la diversidad ecológica única de la península, resultante de su aislamiento geográfico y la variedad de microclimas que presenta (Riemann & Ezcurra, 2005).

Por otra parte, la Provincia Florística de California (ubicada entre los paralelos 30°00' y 32°15'), que abarca el suroeste de Oregón, gran parte del estado de California, y el noroeste de Baja California, incluyendo las islas del Pacífico cercanas a estas costas; posee 134 especies endémicas (35 fuera de áreas protegidas) que habitan en matorrales rosetófilos costeros, matorrales de suculentas-rosetófilos, chaparrales y bosques templados (Riemann & Ezcurra, 2005; González-Abraham *et al.*, 2010). Esta región es de las más ricas en endemismos (Vanderplank *et al.*, 2018) y también es altamente susceptible a los embates del cambio climático antropogénico (Hernández-García *et al.* 2024), lo cual incrementa la relevancia de implementar tecnologías sostenibles y soluciones basadas en la naturaleza (infraestructura verde) para mitigar los efectos negativos de las actividades humanas en las ciudades del Noroeste de México.

1.2.2 Variantes de techos verdes

1.2.2.1 Techos humedal

Un techo humedal (HGR), techo estanque (*roof pond*) o techo verde-azul (*blue-green roof*) es un tipo de infraestructura verde y una SBN que es barata, no tóxica y puede llegar a ser ampliamente distribuida, o incluso pueden ofrecer una alternativa de tratamiento de agua doméstica (Knapp *et al.*, 2019). Los HGR son una técnica pasiva de enfriamiento basada en el uso de agua como una masa térmica ideal debido a su alta capacidad calorífica volumétrica (Spanaki, 2007; Sharifi & Yamagata, 2015). Los beneficios de enfriamiento de los HGRs se consiguen a través de enfriamiento evaporativo y/o enfriamiento radiativo, donde el techo funciona como un sumidero de calor que absorbe el calor dentro de la edificación y el calor del ambiente exterior, y el espacio interior se enfría por radiación y convección (Sharifi & Yamagata, 2015). Los HGRs además remueven nutrientes y contaminantes del agua, secuestran carbono (mitigación y adaptación al cambio climático) y poseen un impacto positivo en la biodiversidad local, sobre todo se incrementa la riqueza de especies de plantas (Knapp *et al.*, 2019).

Los HGRs son útiles tanto en climas áridos como templados, pueden usarse para almacenar agua de lluvia, no se afecta su desempeño por la orientación del edificio y no incrementan la humedad al interior de la edificación. Algunas de sus desventajas incluyen: incremento del peso de la edificación entre 200 y 400 kg/m², afectan la accesibilidad del techo, en caso de mantenimiento inapropiado pueden ocurrir filtraciones y problemas de contaminación del agua, la mayoría de las variantes proveen confort en edificaciones de uno o dos pisos solamente, y que deben combinarse con otras medidas pasivas para eliminar completamente la carga energética en las edificaciones (Spanaki, 2007; Sharifi & Yamagata, 2015). Algunos de los beneficios adicionales de este tipo de sistemas se atribuyen a que las plantas de humedales tienen tasas altas de evaporación (capacidad de enfriamiento). Tienen gran tolerancia a condiciones de inundación y sequía, lo cual reduce la presencia de hierbas y plagas. También tienen gran potencial de regeneración mediante rizomas (tallos subterráneos que reservan nutrientes), lo que sugiere que son de fácil mantenimiento. Finalmente, su acumulación de biomasa es alta (sumideros de carbono; Song *et al.*, 2013).

Una descripción completa de los diferentes tipos de techos estanque, comparando su desempeño y efectividad puede encontrarse en Sharifi & Yamagata (2015). Por otra parte, Song *et al.* (2013) reportaron el uso de HGRs con especies perennes (*Iris laevigata* Fisch., *Iris pseudoacorus* L.; *Aster koraiensis* Nakai; y

Astilbe chinensis var. *davidii* Fr.), como un método efectivo para el enfriamiento de edificios (con una reducción de 4.9°C respecto a la temperatura de un techo convencional). Mencionan que los HGR mantienen perfiles de temperatura más estables que los sistemas terrestres (GRs) debido a su transferencia de calor lenta y su capacidad de almacenar calor (capacidad calorífica) alta; además, utilizan menos del 20% de la irrigación requerida para un GR y no exceden la capacidad de carga del techo si la profundidad del agua es ≤ 30 cm.

1.2.2.2 Huertos urbanos y seguridad alimentaria

Uno de los efectos del incremento de la población y del desarrollo urbano es el aumento en la inseguridad alimentaria y nutricional (la carencia de acceso a alimentos frescos y saludables), con consecuencias en la salud por el incremento en las tasas de enfermedades relacionadas con la dieta como la obesidad y la diabetes (Ackerman *et al.*, 2014; Lal, 2020). Un argumento es que las personas que viven en ciudades presentan amnesia generacional ambiental, es decir, se olvidan de su dependencia a los ecosistemas naturales y se desconectan de la producción de alimentos, ya que su alimentación depende de áreas de producción distantes. Estos factores ocasionan dietas reducidas en nutrientes e incremento en el desperdicio (Samangoeei *et al.*, 2016; Gulyas & Edmondson, 2021).

Esto nos lleva a la necesidad de adoptar sistemas de producción de alimentos más resilientes (capaces de adaptarse a condiciones cambiantes sin perder sus funciones clave), reducir el desecho de alimentos a lo largo de la cadena de suministro (la cual involucra una gran cantidad de energía y es vulnerable a interrupciones), el desarrollo de una economía cíclica, y reforzar el crecimiento en las capacidades de agricultura locales mediante la horticultura doméstica y la agricultura urbana (Ackerman *et al.*, 2014; Lal, 2020; Gulyas & Edmondson, 2021). Actualmente, muchas áreas urbanas producen alimentos, por ejemplo, la ciudad de México produce aproximadamente el 20% de los alimentos que consume (Dieleman, 2014). Así mismo, entre el 15 y 20% del suministro alimenticio a nivel global se debe a la agricultura urbana, la cual puede desempeñar un rol más crítico en alcanzar la seguridad alimentaria durante crisis globales como la causada por el virus COVID-19 (Lal, 2020; Gulyas & Edmondson, 2021) y es de especial interés en el presente trabajo.

La agricultura urbana se define como todas las formas de producción agrícola (alimentos y otros productos) dentro o alrededor de las ciudades (Pearson *et al.*, 2010; Lal, 2020). Incluye la crianza de ganado, acuicultura, acuaponía, aeroponía, cultivo de productos como semillas o flores, los viveros, la

producción hidropónica mediante jardines de cielo (*sky farms*), y huertos urbanos (EPA, 2011; Lal, 2020). Particularmente, la producción de alimentos mediante huertos urbanos (HU) se relaciona con las tres dimensiones de la sustentabilidad: la dimensión social, por el empoderamiento de las comunidades, proveer una identidad social y cultural, y programas educativos y formativos; la dimensión económica, por la creación de empleos y/o el impacto positivo en el ingreso doméstico dependiendo de la elección de cultivos y la escala de producción; y la dimensión ambiental, por la reducción de la huella ecológica de las ciudades debido a la disminución del efecto de la isla urbana de calor, la mejoría del ciclo de nutrientes mediante reciclado y reutilización de desechos orgánicos y agua (Pearson *et al.*, 2010; Ackerman *et al.*, 2014; Appolloni *et al.*, 2021), y la disminución de energía para el transporte de alimentos (de 2,080 km, que es el valor típico, a sólo 49 km por la producción local) y con ello la disminución del deterioro y desperdicio de alimentos (Ackerman *et al.*, 2014).

Así mismo, los HU fortalecen algunos de los servicios ecosistémicos de sosténimiento (formación de suelo y fotosíntesis), aprovisionamiento (alimentos, fibras y agua fresca), regulación (modificación del microclima, control de inundaciones, purificación de agua, biorremediación del suelo, y descontaminación) y culturales (estética, bienestar y recreación) (Shuster & Dadio, 2018; Lal, 2020). Lo anterior se debe a que los HU proveen empleos (incluyendo paisajistas, especialistas en irrigación, y proveedores de materiales), capacitación laboral, educación sanitaria, contribuyen a mejorar la nutrición (disminuyen la desnutrición y alimentación deficiente), salud y bienestar de una comunidad al proveer productos frescos de cultivo local (incluyendo hierbas medicinales), a la revitalización de espacios urbanos, tienen impactos benéficos en el paisaje urbano y la resiliencia comunitaria, pueden enriquecer la biodiversidad urbana y reducir la inseguridad alimentaria (EPA, 2011; Whittinghill & Rowe, 2012; Walters & Stoelzle, 2018; Lal, 2020).

Por otra parte, a diferencia de la agricultura convencional, los HU presentan retos únicos debido a la contaminación ambiental en las ciudades, que puede requerir preparación substancial (*i.e.*, limpieza, reemplazo de suelo) o técnicas de cultivo especiales (*i.e.*, jardines verticales, GRs, camas de crecimiento elevadas); además de que típicamente requieren solucionar problemas de seguridad para los cultivos, edificios y herramientas (EPA, 2011). Incluso factores como ambientes potencialmente inseguros (riesgo de vandalismo), tarifas por el uso de los huertos, o dificultad de acceso pueden desanimar a las personas de participar en alguna forma de agricultura urbana (Gulyas & Edmondson, 2021).

Adicionalmente, el principal factor limitante para los sistemas de producción de alimentos en las ciudades es el espacio, ya que los terrenos que se pueden utilizar para agricultura (como lotes baldíos) son

susceptibles al desarrollo urbano (Ackerman *et al.*, 2014; Samangooei *et al.*, 2016; Gulyas & Edmondson, 2021). En este sentido, los techos verdes (GRs), mediante HU en techos (HUGRs), ofrecen una posible solución a este problema, y constituyen una parte importante de la agricultura urbana debido a que ofrecen espacios alternativos para cultivar alimentos en zonas típicamente inutilizadas y pueden emplearse para reemplazar el espacio vegetado que se pierde durante la construcción de edificaciones. Muchos techos o azoteas grandes de edificios departamentales, escuelas, edificios industriales, centros comerciales o gimnasios pueden ser utilizados como HUGRs (Walters & Stoelzle, 2018; Appolloni *et al.*, 2021).

El empleo de esta tecnología incrementa en importancia a medida en que las poblaciones humanas habitan espacios urbanizados y los consumidores en centros urbanos se interesan en alimentos locales, y es un componente clave para incrementar la sustentabilidad y habitabilidad de las ciudades (Samangooei *et al.*, 2016; Walters & Stoelzle, 2018; Appolloni *et al.*, 2021). Estos sistemas poseen el potencial de mejorar el desempeño de las edificaciones (por ej., incrementando el aislamiento o integrando sistemas de captación de lluvia) y emplear sus subproductos (por ej. agua gris, calor, CO₂ y desechos orgánicos) como insumos agrícolas, reduciendo el impacto de los cultivos y edificaciones (Appolloni *et al.*, 2021).

A pesar de la creencia de que los sistemas intensivos de GRs son más adecuados para la producción de alimentos, el mayor potencial de producción sostenido lo presentan los sistemas de GRs extensivos, ya que la mayoría de las edificaciones presentan restricciones de carga o peso (Whittinghill *et al.*, 2013; Walters & Stoelzle, 2018). En GRs extensivos con poca irrigación y aplicación de fertilizantes es posible la producción de vegetales y plantas de raíces someras como el frijol (*Phaseolus vulgaris*), pepino (*Cucumis sativus*), chile (*Capsicum annuum*), albahaca (*Ocimum basilicum*), cebollín (*Allium schoenoprasum*; Whittinghill *et al.*, 2013), lechuga (*Lactuca sativa*), kale (*Brassica oleraceae* var. *acephala*), achicoria (*Cichorium intybus*), endivia (*Cichorium endivia*) y rábano (*Rhaphanus sativus*; Walters & Stoelzle, 2018). Plantas con raíces profundas como el tomate (*Solanum lycopersicum*) se pueden producir con un monitoreo constante de los niveles de humedad y fertilidad del sustrato (Ouellette *et al.*, 2013).

Los HUGRs empleando sustratos poco profundos de composición estándar para GRs pueden ser altamente productivos si se mantienen niveles altos de nutrientes e irrigación (Graceson *et al.*, 2014; Walters & Stoelzle, 2018). Samangooei *et al.* (2016) resaltan la importancia de la selección del sustrato para el HUGR (ver sección 1.2.1.1). Mencionan que los sustratos basados en tierra que son empleados comúnmente para GRs intensivos, presentan mayores beneficios en general (en especial ambientales y sociales) en áreas urbanas que los sustratos de mezclas de materiales ligeras sin tierra. Sin embargo, estos últimos son más

productivos por metro cuadrado, incrementando la cantidad de productos frescos disponibles en el área urbana, aunque también requieren más mantenimiento.

Por otro lado, Walters & Stoelzle (2018) proponen varios puntos o necesidades para el mejoramiento en el manejo de los HUGR y así aprovechar los múltiples beneficios que ofrecen, entre ellos se encuentran la promoción de la diversidad de plantas, el uso de sustratos con capacidades altas de retención de agua y nutrientes, limitar el uso de materiales orgánicos pesados (*i.e.* compost o abono), el monitoreo de humedad, la programación de riego ajustado a lluvia, la planeación estratégica de manejo de fertilizante para limitar la cantidad de nutrientes como nitrógeno y fósforo en el agua de escorrentía; también minimizar la importación de plagas y maximizar la detección temprana de hierbas, insectos y enfermedades, utilizar plántulas para incrementar el establecimiento de las plantas, y asegurar las plantas para prevenir daño por el viento, entre otros. A continuación, se desglosan algunos de estos puntos.

Los HUGR, especialmente si se tiene una mayor diversidad de plantas, pueden crear microhábitats para promover la diversidad de vida silvestre (incluyendo insectos, aves y mamíferos), al crear áreas protegidas y sombreadas, y sitios abiertos soleados en un techo que normalmente es un ambiente estéril. Técnicas como la asociación de cultivos (incluyendo especies con flores y hierbas aromáticas), intercultivo, compostaje y desarrollo de hábitats para polinizadores, se pueden utilizar para incrementar la biodiversidad en un HUGR, incluyendo a los polinizadores que son esenciales para el desarrollo de frutos en muchos cultivos (Walters & Midden, 2018). El manejo de agua es un aspecto importante por considerar debido a la escasez de agua en muchas partes del mundo, sobre todo en ciudades (Samangooei *et al.*, 2016), y también un reto, por las condiciones ambientales extremas en el techo y la profundidad limitada del sustrato que incrementan la evapotranspiración. Además de que muchos cultivos tienden a ser ineficientes en el uso de la humedad del sustrato y contienen entre 80 y 95% de agua en sus tejidos. Un aporte constante de agua es esencial para mantener la productividad de las plantas, para esto, es necesario emplear sistemas de irrigación eficientes como el riego por goteo. También es importante evitar el sobre- y bajo-riego controlando la cantidad de agua administrada en relación con la cantidad de agua utilizada por el cultivo (Snodgrass & McIntyre, 2010; Walters & Stoelzle, 2018).

Las actividades de mantenimiento también son necesarias para mantener la productividad del HUGR. Estas se deben realizar rutinariamente cada pocos días e incluyen: recoger los frutos listos para cosechar, minimizando así las pérdidas por frutos maduros o afectados; considerar cuidadosamente el control de plagas (que llegan por plántulas, sustratos, compostas, suelas de zapatos o el viento), especialmente si se emplean tratamientos químicos por su potencial de contaminar el agua de escorrentía; y el manejo de

nutrientes mediante fertilización suplementaria, respecto a lo cual es preferible la adición de materia orgánica por su contenido alto de nutrientes, poblaciones microbianas benéficas y valor de reciclaje (Walters & Stoelzle, 2018). Incluso, Eksi *et al.* (2015) reportan que la adición de 60 u 80% de compost a un sustrato a base de arcilla expandida y arena resultó en el mayor crecimiento y cosecha de frutos. Así mismo, Walters & Stoelzle (2018) reportaron un ligero incremento en la cantidad de biomasa y crecimiento vegetal al aplicar semanalmente un fertilizante comercial alto en nutrientes, comparado con un fertilizante comercial orgánico que constituye una opción más sostenible debido a la reducción de NO_3 por lixiviación, al mismo tiempo que aportó un un contenido de macronutrientes constante en las hojas.

Finalmente, la literatura sobre agricultura en GRs es aún limitada sobre todo en países de ingresos bajos y medianos (Pearson *et al.*, 2010). Es necesario ampliar la investigación (sobre todo multidisciplinaria) en cuanto a la capacidad de provisión de servicios ecosistémicos, factores ambientales y socioculturales, eficiencia en irrigación, manejo de nutrientes, plagas y polinizadores, y elecciones de cultivos, así como hacer más eficiente la producción en GRs (Whittinghill *et al.*, 2013; Ackerman *et al.*, 2014; Gulyas & Edmondson, 2021). Para esto, el desarrollo de espacios para agricultura urbana en centros educativos es una manera de cultivar el conocimiento y experiencia para maximizar su valor para los habitantes de las ciudades (Ackerman *et al.*, 2014). Posterior a la formación de una base de conocimiento científico, la comunicación y colaboración entre investigadores, creadores de políticas y comunidades es necesaria para el éxito de la agricultura urbana y el incremento en la resiliencia de las ciudades (Gulyas & Edmondson, 2021).

1.2.3 Conceptos básicos de transferencia de calor

El término calor se define como la forma de energía que puede ser transferida de un sistema a otro como resultado de una diferencia de temperatura. Además, la energía como calor siempre se transfiere del medio de mayor temperatura al medio de menor temperatura y se detiene cuando los dos medios alcanzan la misma temperatura (equilibrio térmico). El calor se puede transferir por los mecanismos de conducción, convección y radiación, y puede cambiar de vehículo al ser transferido de un medio a otro (Çengel & Ghajar, 2011). Para seguir el rastro de las interacciones energéticas en una superficie, se debe aplicar el principio de conservación de energía (primera ley de la termodinámica) mediante un balance energético.

Para aplicar la primera ley, el primer paso es identificar un volumen de control (VC), que es una región de espacio limitada por una superficie de control a través de la cual pueden pasar la energía y la materia, es decir, presentan flujo de energía y/o masa. Después, aplicar el principio de conservación de energía para el VC en un intervalo de tiempo (Δt), expresado como la cantidad de energía que ingresa o entra en el VC, más la cantidad de energía que se genera dentro del VC, menos la cantidad de energía que sale del VC, que debe ser igual al incremento en la cantidad de energía almacenada en el VC en un intervalo de tiempo; tal energía podría ser térmica (si la fuerza impulsora es una diferencia de temperatura) o mecánica (asociada a interacciones de trabajo por unidad de tiempo; Incropera & De Witt, 1999). De tal manera que el balance de energía en un VC dado en un intervalo de tiempo Δt se expresa matemáticamente como:

$$E_{ent} + E_g - E_{sale} = \Delta E_{alm} \quad (1)$$

Si el flujo de energía entrante y la generación de energía igualan al flujo de salida, debe prevalecer una condición de estado estable en la que no habrá cambio en la cantidad de energía almacenada en el sistema. Los términos del flujo de entrada (E_{ent}) y de salida (E_{sale}) son fenómenos de superficie, es decir, que ocurren en la superficie de control, son proporcionales al área de superficie e involucran transferencia de calor por conducción, convección y radiación e interacciones de trabajo que ocurran en las fronteras del sistema. El término de generación de energía (E_g) se asocia con la conversión de energía química, eléctrica, electromagnética o nuclear a energía térmica, es un fenómeno volumétrico, es decir que ocurre dentro del VC y es proporcional a la magnitud de su volumen. Un ejemplo sería la conversión de energía en una reacción química exotérmica o el calor producido debido al calentamiento de una resistencia cuando pasa una corriente eléctrica a través de un conductor (Incropera & De Witt, 1999).

El término de almacenamiento de energía (E_{alm}) también es un fenómeno volumétrico en el que los cambios dentro del VC se deben a cambios en las energías interna, cinética y/o potencial de su contenido. Debido a que se puede considerar la energía interna como la suma de las energías cinética y potencial; un cambio en la energía interna se manifiesta en un componente sensible o térmico debido a los movimientos traslacional, rotacional y vibracional de los átomos y moléculas que componen la materia, estos movimientos son proporcionales a la temperatura, por lo que a mayor temperatura las moléculas poseen energía cinética e interna más alta. Los efectos de la energía latente (componente latente) se relacionan con las fuerzas intermoleculares que influyen en el cambio de fase entre los estados sólido, líquido y vapor, por lo que sólo se considera si hay un cambio de fase (Incropera & De Witt, 1999; Çengel & Ghajar, 2011).

En cuanto a los mecanismos de transferencia de calor, la conducción es la transferencia de energía de partículas más energéticas a las partículas adyacentes menos energéticas; y puede ocurrir en sólidos, líquidos o gases. En sólidos se debe a la combinación de las vibraciones de las moléculas y al transporte de energía de los electrones libres, mientras que en líquidos y gases se debe a las colisiones y difusión de las moléculas durante su movimiento aleatorio. La tasa de transferencia de calor por conducción depende de la geometría del medio, el espesor, el tipo de material y la diferencia de temperatura. En capas planas, se puede calcular por la ley de Fourier de conducción de calor, que establece que la tasa de conducción de calor (Q_{cond}) unidireccional es proporcional al gradiente de temperatura en esa única dirección (Çengel & Ghajar, 2011; Jones & Rotenberg, 2016; Dincer & Siddiqui, 2018) de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$Q_{cond} = -kA \frac{dT}{dx} \quad (W) \quad (2)$$

donde, k es la conductividad térmica, A es el área, dT es la diferencia de temperatura y dx es el espesor. La *conductividad térmica* (k) de un material se define como la tasa de transferencia de calor a través de una unidad de grosor del material por unidad de área por unidad de diferencia de temperatura ($W/m^2 \text{ } ^\circ C$) y es una medida de la capacidad del material para conducir calor, por lo tanto, un valor alto indica que el material es un buen conductor de calor y un valor bajo indica que el material es un conductor pobre o aislante (Çengel, 2002). Otra propiedad importante en el análisis de transferencia de calor es la *difusividad térmica* (α), que representa que tan rápido se difunde el calor a través de un material, y puede verse como el cociente del calor conducido a través del material sobre el calor almacenado por unidad de volumen como se muestra en la siguiente relación:

$$\alpha = \frac{\text{Calor conducido}}{\text{Calor almacenado}} = \frac{k}{\rho C_p} \quad \left(\frac{m^2}{s} \right) \quad (3)$$

donde ρC_p es la capacidad calorífica ($J/m^3 \text{ } ^\circ C$). La difusividad térmica representa la capacidad para almacenar calor de un material expresado por unidad de volumen (a diferencia del calor específico C_p que la expresa por unidad de masa; $J/kg \text{ } ^\circ C$). Entonces un material con conductividad térmica alta o baja capacidad calorífica tiene una gran difusividad térmica. Un valor alto de difusividad térmica indica que el calor se propaga con mayor rapidez por el medio, por ejemplo, la α de la plata es $149 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$, mientras que un valor bajo significa que el calor es absorbido por el material y una pequeña cantidad de ese calor se conducirá a través de él, por ejemplo, la α del agua es $0.14 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$; con una diferencia de más de mil veces entre ambos valores (Çengel, 2002; Çengel & Ghajar, 2011).

Como la ley de Fourier es la piedra angular de la transferencia de calor por conducción, sus características clave se resumen a continuación: es una generalización que se basa en pruebas experimentales, no una expresión que derive de principios fundamentales. Esta ley define una propiedad material importante, que es la conductividad térmica. Además, es una expresión vectorial que indica que el flujo de calor es normal a una isoterma y en la dirección de la temperatura decreciente; por lo tanto, el gradiente de temperatura es negativo cuando el calor es conducido en la dirección positiva de x (ecuación 2). Finalmente, la ley de Fourier se aplica para toda la materia sin importar su estado: sólido, líquido o gaseoso (Incropera & De Witt, 1999).

Dado que la conducción de calor es vectorial, es decir, posee dirección y magnitud, su estimación en un medio es tridimensional (x, y, z) y dependiente del tiempo y la posición. Se considera la conducción de calor como unidimensional, bidimensional o tridimensional dependiendo de las magnitudes relativas de las tasas de transferencia de calor en diferentes direcciones. La conducción de calor puede ser estacionaria, es decir, que el medio no presenta variación con el tiempo en ningún punto o la temperatura no varía con el paso del tiempo; o transitoria, cuando si lo hace, lo que indica dependencia respecto al tiempo. Por ejemplo, la transferencia de calor a través de las paredes y el techo de una casa nunca es estacionaria debido a que las condiciones exteriores como la temperatura, velocidad y dirección del viento, incidencia de la radiación solar, etcétera, cambian constantemente, además de que las condiciones al interior tampoco son estacionarias (Çengel, 2002; Çengel & Ghajar, 2011).

Cabe mencionar que uno de los objetivos principales en los análisis de conducción es determinar la distribución de temperatura en un medio que resulta de las condiciones impuestas sobre sus fronteras. De modo que una vez que se conoce esta distribución, el flujo de calor por conducción en cualquier punto en el medio o en la superficie se puede calcular a partir de la ley de Fourier. Entonces, para determinar la ecuación que proporcione la distribución de temperatura en un medio, es necesario aplicar el principio de conservación de energía a un VC dado, considerando los procesos de energía más relevantes y las ecuaciones de flujo apropiadas para cada proceso. De tal manera que, una vez aplicada la metodología mencionada se obtendrá una ecuación diferencial cuya solución proporciona la distribución de temperaturas en el medio para las condiciones de frontera establecidas. La forma general de la ecuación de difusión o conducción de calor en coordenadas cartesianas para un VC diferencial es la siguiente:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(k \frac{\partial T}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(k \frac{\partial T}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(k \frac{\partial T}{\partial z} \right) + \dot{q}_g = \rho C_p \frac{\partial T}{\partial t} \quad (4)$$

Expresado en palabras, la ecuación anterior establece que, en cualquier punto dentro del medio, la rapidez de transferencia de energía por conducción en un volumen unitario más la rapidez de generación volumétrica de energía térmica debe ser igual a la rapidez de cambio de la energía térmica almacenada dentro del VC. Cabe señalar que los primeros tres términos de la izquierda de la ecuación: $\frac{\partial}{\partial x} \left(k \frac{\partial T}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(k \frac{\partial T}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(k \frac{\partial T}{\partial z} \right)$, describen *la velocidad de transferencia de calor por conducción* que entran y salen en las superficies del VC, el término \dot{q}_g representa un *término de fuente de energía* asociado con la velocidad de generación de energía térmica por unidad de volumen y el término de la derecha es la rapidez de cambio temporal de la energía sensible del medio por unidad de volumen, el cual se debe a que pueden ocurrir cambios en la cantidad de la energía térmica interna *almacenada* por el material en el VC (Incropera & De Witt, 1999).

Por otra parte, la convección es el mecanismo de transferencia de calor entre una superficie sólida y el líquido o gas adyacente que se encuentra en movimiento, e involucra los efectos combinados de conducción y movimiento de fluidos (Jones & Rotenberg, 2016). Mientras más rápido sea el movimiento del fluido, mayor será la transferencia de calor. La convección es natural o libre cuando el movimiento del fluido es causado por fuerzas de flotabilidad que se inducen por diferencias en la densidad debido a la variación en la temperatura del fluido; o es forzada cuando el fluido es obligado a fluir sobre la superficie por medios externos como un ventilador, bomba o el viento (Çengel, 2002). La tasa de transferencia de calor por convección (Q_{conv}) es proporcional a la diferencia de temperatura como se expresa por la ley de enfriamiento de Newton:

$$Q_{conv} = hA_s(T_s - T_\infty) \quad (W) \quad (5)$$

donde h es el coeficiente de transferencia de calor por convección ($W/m^2 \text{ } ^\circ C$), A_s es el área de la superficie donde se presenta convección (m^2), T_s es la temperatura de la superficie ($^\circ C$), y T_∞ es la temperatura del fluido lejos de la superficie ($^\circ C$), donde se presenta un flujo libre. El coeficiente de transferencia de calor (h) se puede definir como la razón de la transferencia de calor entre una superficie sólida y un fluido por unidad de área superficial por unidad de diferencia de temperatura. Este coeficiente se determina experimentalmente y su valor depende de la geometría y aspereza de la superficie sólida, la naturaleza del movimiento del fluido (laminar o turbulento), las propiedades del fluido (viscosidad μ , conductividad térmica k , densidad ρ y calor específico C_p) y la velocidad de masa del fluido (Çengel, 2002; Çengel & Ghajar, 2011).

La radiación electromagnética es la energía emitida por la materia en la forma de ondas electromagnéticas (o fotones) como resultado de los cambios en las configuraciones electrónicas de los átomos o moléculas. La transferencia de energía por radiación no requiere la presencia de ningún medio, es más rápida (se transfiere a la velocidad de la luz) y no es atenuada por el vacío (Çengel, 2002; Çengel & Ghajar, 2011). La radiación electromagnética se encuentra en diferentes longitudes de onda y en conjunto se conocen como espectro electromagnético. Este espectro incluye los rayos gamma, rayos X, radiación ultravioleta, luz visible, radiación infrarroja, radiación térmica, microondas y ondas de radio. El tipo de radiación relevante para la transferencia de calor es la radiación térmica.

La radiación térmica es la forma de radiación emitida por los cuerpos debido a su temperatura, como resultado de las transiciones energéticas de las moléculas, los átomos y los electrones de una sustancia. La intensidad de estas transiciones se puede medir con la temperatura y la rapidez de la emisión de radiación térmica incrementa al aumentar la temperatura. La parte del espectro electromagnético que abarca va desde 0.1 a 100 μm , por lo que incluye toda la radiación infrarroja (IR), visible (lo que llamamos coloquialmente *luz*) y parte de la radiación ultravioleta (UV). Todos los cuerpos con temperatura mayor a cero absoluto emiten radiación térmica, particularmente la que emiten los cuerpos a temperatura ambiente corresponde a la región infrarroja del espectro; y todos los sólidos, líquidos y gases emiten, absorben o transmiten radiación a diferentes grados (Çengel & Ghajar, 2011).

La cantidad de radiación que emite la superficie de un cuerpo a una longitud de onda determinada depende del material del cuerpo y de la temperatura de su superficie. La cantidad máxima de radiación que puede ser emitida por una superficie a una temperatura dada requiere la definición de un cuerpo idealizado a partir del cual se puede comparar la radiación de superficies reales; este cuerpo idealizado se conoce como cuerpo negro y se define como un absorbedor y emisor perfecto de radiación, es decir, que absorbe toda la radiación incidente y emite la radiación de manera uniforme en todas direcciones, por unidad de área normal a la dirección de emisión. La emisividad (ϵ) entonces es una propiedad radiativa de la superficie ($0 \leq \epsilon \leq 1$) que mide que tanto se aproxima una superficie real a un cuerpo negro con $\epsilon = 1$ (Çengel, 2002; Çengel & Ghajar, 2011). Para calcular la tasa de radiación que puede ser emitida por una superficie (Q_{emit}) se emplea la ley de Stefan-Boltzmann:

$$Q_{emit} = \epsilon \sigma A_s T_s^4 \quad (\text{W}) \quad (6)$$

donde $\sigma = 5.67 \times 10^{-8} \text{ W/m}^2 \text{ K}^4$ es la constante de Stefan-Boltzmann, A_s es el área de la superficie donde se presenta radiación, y T_s es la temperatura absoluta de la superficie en K. Cabe mencionar que el color de

un objeto no se debe a la emisión, que se encuentra principalmente en la región infrarroja, a menos que su temperatura superficial sobrepase los 1,000 K. En cambio, el color de una superficie depende de sus características de absorción y reflexión selectivas de la radiación visible incidente que provenga de una fuente luminosa como el sol o un foco. Por ejemplo, las hojas de las plantas se ven “verdes” porque contienen el pigmento clorofila que refleja el color verde mientras que absorbe lo demás colores (Çengel, 2002; Çengel & Ghajar, 2011).

El flujo de radiación incidente en una superficie desde todas las direcciones se llama irradiación (G). Cuando la radiación impacta una superficie, parte de ésta es absorbida (G_{abs}), parte es reflejada (G_{ref}) y el resto es transmitida (G_{tr}); la fracción de la irradiación absorbida por la superficie es la absorptividad ($\alpha = G_{abs} / G$, $0 \leq \alpha \leq 1$), la fracción reflejada es la reflectividad ($\rho = G_{ref} / G$, $0 \leq \rho \leq 1$) y la fracción transmitida es la transmisividad ($\tau = G_{tr} / G$, $0 \leq \tau \leq 1$). La suma de α , ρ y τ es igual a 1. En la práctica, la mayoría de los materiales son opacos a la radiación térmica (por ejemplo, metales o madera) por lo que se considera a la radiación como un fenómeno superficial ($\tau = 0$, $\alpha + \rho = 1$); mientras que otros materiales son semitransparentes (por ejemplo, el vidrio o el agua) por lo que se considera a la radiación como un fenómeno volumétrico ($\alpha + \rho + \tau = 1$; Çengel, 2002).

El repaso de los conceptos de conducción, convección y radiación, además de los balances de energía y otros términos relacionados, facilita la comprensión de los procesos de transferencia de calor en los techos convencionales y techos verdes (sección 2.1.2.2). Adicionalmente, en la siguiente sección (sección 1.2.3.1) se presenta un repaso de los mecanismos de transferencia de calor entre las plantas y el ambiente, el cual sirve para entender el papel de las plantas en el balance de energía en el techo verde y cómo pueden modificar sus interacciones energéticas con el ambiente, a diferencia de objetos inertes, por medio de adaptaciones que les permiten llevar a cabo su ciclo de vida exitosamente, incluso durante condiciones ambientales extremas o periodos de tiempo relativamente cortos.

1.2.3.1 Transferencia de calor entre las plantas y el ambiente

El ambiente y las plantas interactúan por medio de transferencias de energía; estas transferencias determinan la temperatura de las plantas y la temperatura de las plantas afecta su eficiencia fisiológica. Muchos procesos fisiológicos dependen principalmente de la temperatura y no de la luz, por ejemplo, el alargamiento y elongación de las células, e incluso la actividad fotosintética que, aunque depende principalmente de la luz, puede reducirse o detenerse si la temperatura de la planta es demasiado alta o

baja, alcanzando un punto óptimo intermedio (Gates, 1965). Las plantas regulan su temperatura para funcionar con eficiencia fisiológica óptima por medio de los mecanismos de radiación, transpiración (calor latente), conducción y convección (calor sensible), así como la transferencia de energía desde o hacia el calor almacenado en reacciones metabólicas de fotosíntesis y respiración (Raschke, 1960; Gates, 1965; Jones & Rotenberg, 2016).

La radiación es el proceso más importante cuantitativamente y tiene dos formas distintas, la radiación solar, que es la principal fuente de energía externa para todos los procesos físicos y biológicos, y la radiación térmica o calor radiante, que es la energía emitida por cualquier objeto con temperatura mayor a cero absoluto (Gates, 1965; Jones & Rotenberg, 2016). La radiación solar (clasificada como radiación de onda corta) que llega a la atmósfera se conoce como la constante solar que equivale a 1366.1 W/m^2 (ASTM E490-00a, 2006). El espectro solar se divide en la región ultravioleta ($0.29\text{-}0.38 \mu\text{m}$) que abarca el 4% de la energía de onda corta, la región fotosintéticamente activa ($0.38\text{-}0.71 \mu\text{m}$) que abarca el 21 a 46% de la energía de onda corta, y la radiación del infrarrojo cercano que constituye 50- 70% de la energía solar. La energía solar que incide sobre una planta incluye la radiación solar directa y la radiación difusa, que es la radiación solar que es dispersada por la atmósfera (moléculas del aire, nubes y aerosoles o partículas suspendidas) y la que se refleja hacia arriba desde la superficie de la tierra o hacia abajo desde las nubes; esta forma de radiación afecta la superficie de la tierra solamente entre el amanecer y el atardecer. Las magnitudes de los flujos de onda corta en la superficie cambian considerablemente durante el curso del día y el año. Las propiedades ópticas de las hojas y del follaje determinan la cantidad de energía absorbida (Gates, 1965; Jones & Rotenberg, 2016).

La radiación térmica infrarroja (clasificada como radiación de onda larga) siempre está presente, cada parte del ambiente emite energía en longitudes de onda dentro del espectro infrarrojo (en el rango espectral entre $3\text{-}4 \mu\text{m}$ y $100 \mu\text{m}$). La radiación de onda larga que recibe una planta proviene de la atmósfera, las nubes, de otras plantas y el suelo; y la magnitud de este tipo de radiación depende altamente de la temperatura del emisor de acuerdo con la ley de Stefan-Boltzmann. La irradiancia de onda larga hacia abajo desde el cielo depende de la temperatura del aire (y por ende de la época del año) y en gran medida de la nubosidad; y la emitida hacia arriba varía de acuerdo con la temperatura del suelo u otras superficies (Gates, 1965; Jones & Rotenberg, 2016). Cuando la radiación se incide sobre una hoja o tallo, debe ser absorbida, reflejada o transmitida. La probabilidad de que un rayo de luz interactúe con una hoja depende de la arquitectura del dosel, normalmente se asume que el arreglo de hojas es al azar, que la orientación es horizontal y que la forma es plana. La densidad de área de las hojas de un dosel o sus capas se describe usando el índice de área foliar, que es el área proyectada por un lado de las hojas por

unidad de área en el suelo (Gates, 1965; Jones & Rotenberg, 2016).

Por otra parte, la transpiración convierte el agua en las hojas de una planta en vapor de agua que se libera al ambiente a través de los estomas que se ubican en la epidermis de las hojas; este proceso se relaciona con el calor latente de vaporización del agua (energía necesaria para llevar las moléculas de fase líquida a fase gaseosa a una temperatura constante), que presenta el valor conocido más alto para cualquier líquido (44 KJ/mol a 25°C) y les permite a las plantas enfriarse al evaporar agua de la superficie de las hojas (Taiz *et al.*, 2015). Otras propiedades térmicas del agua como el calor específico (energía requerida para elevar la temperatura de una sustancia una cantidad específica), que presenta un valor alto comparada con otros líquidos, es importante para las plantas porque les ayuda a amortiguar las fluctuaciones de temperatura (Taiz *et al.*, 2015). La tasa de transpiración depende de las resistencias del vapor de agua transferido por los estomas, además del vapor de agua y transferencia de calor a través de la capa límite que rodea la hoja (Jones & Rotenberg, 2016). Una tasa de transpiración de 0.0005 g/cm²/min ocasiona la pérdida de energía de aproximadamente 0.3 Cal, que es suficiente para disminuir la temperatura de una hoja hasta 15 °C (Gates, 1965). Los mecanismos que controlan la transpiración tienen un rol importante en la regulación de la temperatura de la hoja (Jones & Rotenberg, 2016).

El proceso de transpiración se encuentra asociado a la evaporación del agua del suelo por la evapotranspiración (ET), que se define como la pérdida de agua de una superficie vegetada por los procesos combinados de evaporación del suelo y transpiración de las plantas. La tasa de ET depende de cuatro factores críticos, de los cuales el más importante es la humedad del suelo, porque determina el efecto de los otros tres, que son el tipo de planta, la etapa de desarrollo de las plantas y el clima. El tipo de planta se refiere a la especie o variedad de planta empleada y tiene una gran influencia en la tasa de ET; los pastos y plantas no nativas requieren una cantidad de agua considerable cuando crecen, mientras que las plantas nativas están adaptadas y requieren mucha menos agua. La etapa de desarrollo de las plantas abarca la actividad de la planta y su tamaño; las plantas en dormancia y pequeñas consumen menos agua que las plantas en crecimiento activo y plantas grandes o densas (Brown, 2014).

Las condiciones climáticas dictan la cantidad de energía disponible para la evaporación y determinan la tasa de ET por medio de cuatro parámetros: la radiación solar, la velocidad del viento, humedad y temperatura. La radiación solar contribuye con grandes cantidades de energía y es el parámetro dominante en el balance de energía por radiación. El viento transporta el calor de superficies adyacentes por el proceso de advección e incrementa la transferencia turbulenta de vapor de agua desde la vegetación húmeda a la atmósfera. La humedad y temperatura determinan el poder secante de la atmósfera o déficit

de vapor de agua, este parámetro estima el gradiente en la concentración de vapor de agua entre la vegetación y la atmósfera. Por otra parte, la energía radiativa posee un mayor efecto en la ET cuando la temperatura es alta y el viento cuando la temperatura es baja (Brown, 2014; Taiz *et al.*, 2015). La evapotranspiración de referencia (ET_o) es la tasa de evapotranspiración en una superficie uniforme de vegetación densa y similar de al menos 100 m, con crecimiento activo y con una altura y superficie de resistencia a la transferencia de vapor de agua específicas. La ET_o se calcula utilizando un modelo meteorológico conocido como la ecuación de Penman-Monteith utilizando los cuatro parámetros de las condiciones climáticas, pues son los únicos valores que varían en el proceso de cálculo (Brown, 2014).

Mientras que la radiación eleva la temperatura de una planta y la transpiración la disminuye, la convección puede tanto calentar una planta fría como enfriar una planta caliente con igual facilidad, dependiendo de la temperatura del ambiente respecto a la de la planta. La convección actúa sobre una zona atmosférica delgada que rodea todas las superficies en aire estacionario, conocida como la capa límite. La tasa de transferencia de energía transferida a través de la capa límite depende del grosor de la capa y de la diferencia de temperatura entre el objeto y la atmósfera, así como de su estructura. En campo, la convección forzada (cuando hay corriente de aire en movimiento) domina sobre la convección libre (movimiento del aire por gradientes de temperatura), esta última es significativa cuando la velocidad del viento es muy baja y cuando la temperatura de las hojas excede en 10 °C o más a la del aire (Gates, 1965; Jones & Rotenberg, 2016).

Por otra parte, los roles de radiación, transpiración y convección en la planta son diferentes en el día y la noche. El mecanismo para plantas con la ruta fotosintética C₃ es el siguiente: durante el día, las hojas de las plantas absorben el 60 % de la radiación solar que incide sobre ellas, y absorben el 100 % de la radiación térmica de longitudes de onda infrarrojas (de la atmósfera y del suelo), las hojas entonces balancean el presupuesto energético irradiando un porcentaje de la energía que absorben, la transpiración disipa un porcentaje adicional y, dependiendo del viento, otro porcentaje se disipa por convección (este último puede llegar a ser mayor que la transpiración). Durante la noche, la transpiración es despreciable porque los estomas están cerrados, el proceso de convección agrega energía a la hoja en lugar de extraerla debido a que la temperatura de la hoja es menor que la de los alrededores, no hay radiación solar y la radiación térmica se reduce; la entrada de energía por radiación y convección combinadas se balancean por la irradiación de energía por las hojas. Sin embargo, en la naturaleza las cosas no son tan simples, hay días fríos y noches cálidas, viento, nubes y cielos nublados, por lo que se presentan variaciones en la transferencia de energía y fluctuaciones en la temperatura de las hojas (Gates, 1965).

A pesar de las variaciones ambientales, hay factores que favorecen la eficiencia de las plantas, como el hecho de que las transferencias de energía mantienen las hojas cerca de un rango de temperatura óptimo para las actividades fisiológicas; y que la temperatura óptima para la fotosíntesis, por ejemplo, varía entre diferentes especies de plantas en hábitats distintos y depende en parte de la historia de vida de la planta, presentando adaptabilidad si creció en condiciones de temperatura bajas o cálidas (Gates, 1965). El entendimiento del balance de energía de la vegetación es crítico para el desarrollo de modelos climáticos para la predicción del clima y el cambio climático, también para mejorar el rendimiento de los cultivos (Jones & Rotenberg, 2016).

La aclimatación (*i.e.* la capacidad de los individuos para tolerar los cambios ambientales a lo largo de su vida mediante modificaciones metabólicas), permite comprender cómo interactúan las adaptaciones evolutivas de diversas especies de plantas frente a ambientes con diferentes rangos de temperatura y otras condiciones ambientales específicas. Cuando una planta está adecuadamente aclimatada a su entorno, los cambios en las condiciones ambientales se reflejan rápidamente en variables como la temperatura de las hojas. En contraste, una planta con baja capacidad de aclimatación presenta una respuesta más lenta a las variaciones en la temperatura del aire. Un aclimatamiento deficiente ocurre, por ejemplo, cuando existe una alta resistencia al intercambio de calor en la capa límite de aire adyacente a la superficie foliar, lo que sucede en hojas grandes o en condiciones de baja velocidad del viento (Jones & Rotenberg, 2016).

En la mayoría de los ambientes las plantas están sujetas a temperaturas extremas en algún momento del año, por lo que se han adaptado una serie de mecanismos que les permiten superar las limitaciones que les imponen estos extremos. El mecanismo más general es la periodicidad de crecimiento, en la que las plantas crecen solamente durante el periodo del año donde las temperaturas son favorables, presentando dormancia en el verano o invierno. Sin embargo, existe una variedad de mecanismos que extienden el rango de temperaturas de crecimiento (Jones & Rotenberg, 2016). En ambientes con temperaturas altas como los desiertos, la reducción de la temperatura de los tejidos es crucial para la productividad y supervivencia. Las plantas favorecen la reducción de la temperatura de los tejidos por una disminución de la entrada de energía al reducir la absorción de radiación incidente de onda corta, o por consecuencia del aumento de la pérdida de calor al incrementar la evaporación o pérdida de calor sensible (Taiz *et al.*, 2015; Jones & Rotenberg, 2016).

Existen adaptaciones que afectan la resistencia de la capa límite, la capa de aire con baja velocidad de movimiento que rodea a las hojas, a la transferencia de calor, como la reducción en el tamaño de las hojas

o la pubescencia, que es la presencia de ceras o estructuras que aumentan la rugosidad de la superficie foliar. También existen adaptaciones que minimizan la absorción de radiación solar y limitan el calentamiento, como el aumento de la reflectividad de las hojas por la presencia de una cutícula cerosa reflectiva o por la presencia de una capa de pelos epidérmicos; el poseer una capa de pelos o espinas que sombrean los tejidos más sensibles del mesófilo de las hojas de irradiancias altas y a su vez disipan el calor; o el ajuste del ángulo de las hojas o filoides (peciolos o tallos de hoja modificados) en relación con el haz solar. En eucaliptos (*Eucalyptus sp.*) por ejemplo, que presentan hojas en orientación vertical minimizando la intercepción de radiación al medio día, o muchas especies de leguminosas que presentan la capacidad de orientar sus hojas en relación al haz solar (movimientos heliotrópicos; Taiz *et al.*, 2015; Jones & Rotenberg, 2016), o bien en los nopales del género *Opuntia*, cuyos tallos modificados (cladodios) se orientan de manera preferente para disminuir la incidencia de luz solar directa.

Otra adaptación es la maximización de la pérdida de calor al aumentar la tasa de transpiración que involucra una alta conductancia estomática como resultado de estomas amplios o presentar grandes cantidades de estomas; esta adaptación no es universal ya que depende del suministro de agua (Taiz *et al.*, 2015; Jones & Rotenberg, 2016). Otras adaptaciones amortiguan las oscilaciones de temperatura del aire al poseer una masa térmica alta en algunas especies suculentas, y también las oscilaciones de temperatura del suelo al localizar los meristemos sensibles a la temperatura por debajo del nivel del suelo (Jones & Rotenberg, 2016).

En ambientes fríos, las plantas combinan mecanismos que maximizan la ganancia de calor del sol y mecanismos que minimizan la pérdida del calor ganado. En plantas árticas, es común que las flores actúen como trampas solares o reflectores para elevar la temperatura de sus tejidos. Muchas especies reducen la pérdida de calor por su baja estatura, ya que cerca del suelo la velocidad del viento es baja y la capa límite permanece relativamente sin perturbaciones. En especies de montañas altas en los trópicos es característico que las plantas herbáceas presenten tallo paquicaulo (grueso y relativamente corto), que protege los tejidos sensibles del hielo. Otro mecanismo biofísico que evita que las plantas se congelen es la exotermia de congelamiento, que es el calor latente de fusión liberado cuando se congela un tejido o el agua externa, y retrasa el enfriamiento de algunos tejidos expuestos a temperaturas bajas. Finalmente, las plantas presentan un mecanismo de respiración celular conocido como ruta alternativa de la oxidasa que es menos eficiente en la conversión de carbohidratos en ATP (adenosín trifosfato), liberando más de la energía de los enlaces como calor; este mecanismo es bien conocido en especies de la familia Araceae (Jones & Rotenberg, 2016).

1.2.4 Simulación energética de edificaciones

Las edificaciones no son susceptibles a experimentos clásicos controlados y repetidos debido a que su desempeño en energía, confort e iluminación dependen de las interacciones entre una gran cantidad de mecanismos de transferencia de calor, componentes y sistemas, lo que, en la práctica, hace inviable por costos económicos y temporales la replicación experimental a gran escala. En este sentido, la simulación energética de edificios (Building Energy Simulation o BES) provee una solución práctica para mejorar y optimizar el diseño de las edificaciones y reducir la magnitud de la energía consumida por las mismo (Judkoff & Neymark, 1995; Coakley *et al.*, 2014). La BES nos permite predecir el comportamiento térmico de una edificación y es un método esencial de análisis energético debido a que provee herramientas útiles para la predicción de ahorros energéticos e información del impacto de los techos verdes (GRs) y el diseño general de las edificaciones en los fenómenos climáticos que se presentan en las ciudades (Ouldboukhitine *et al.*, 2014). Además, la BES permite obtener resultados en menor tiempo que los estudios experimentales, ya que los programas incluyen las propiedades termofísicas de los materiales y se pueden hacer cambios en la geometría de las edificaciones con facilidad (Coakley *et al.*, 2014; Kenai *et al.*, 2020).

Para llevar a cabo una BES se utilizan modelos matemáticos teóricos que se validan comparando los valores de temperatura experimentales con las temperaturas teóricas obtenidas al ejecutar el modelo. Estos modelos consisten en ecuaciones que realizan los balances de energía que determinan el flujo de calor resultante de varios fenómenos de transferencia de calor (radiación y convección) entre la estructura de una edificación y el ambiente. Las características de la envolvente de las edificaciones y los datos meteorológicos permiten la resolución de dichos balances energéticos (Kenai *et al.*, 2020). Para simulaciones que involucran techos verdes (GRs), los modelos energéticos deben enfocarse en el dosel de las plantas y el sustrato, para evitar simplificaciones en relación con la transferencia de calor en la estructura del techo (sobre todo masa térmica e intercambio de calor entre el techo y el interior). Esto es importante para una evaluación acertada del impacto de los GRs y para compararlos con techos convencionales (Sailor, 2008; Jaffal *et al.*, 2012).

En la actualidad, las simulaciones energéticas en edificios se realizan mediante software especializado, como EnergyPlus (Departamento de Energía de EE. UU.) o TRNSYS. Estos programas emplean modelos matemáticos de simulación energética que varían en complejidad: desde modelos simples que consideran únicamente el valor U (una métrica que mide la tasa de transferencia de calor a través de los elementos de un edificio, relacionada con el nivel de aislamiento y directamente influida por la eficiencia energética) del techo, hasta modelos más complejos que incluyen la transferencia de calor y masa en el suelo, así

como múltiples parámetros de la vegetación y el sustrato. Algunos de los modelos más reconocidos incluyen BLAST (*Building Loads Analysis and System Thermodynamics Tool*, Universidad de Illinois, EUA), DOE-2 (*Building Energy Simulation Code DOE-2*, Departamento de Energía de EUA), FASST (*Fast All Season Soil Strength Model*), entre otros (Sailor, 2008; Jaffal *et al.*, 2012).

Uno de los programas más comunes es EnergyPlus, que integra un modelo de GRs desarrollado por Sailor (2008). Éste funciona como un componente integral del programa de simulación, ejecutando un balance energético del techo vegetado en cada paso de tiempo. El módulo de GR permite el control de parámetros como el índice de área foliar (área proyectada por todas las hojas dividida entre el área superficial del suelo), altura de las plantas, cobertura fraccional (relación entre la superficie sombreada por las hojas respecto al área superficial total del sustrato, que dicta las características radiativas del sustrato en el balance energético de la superficie), resistencia estomática (resistencia de los estomas a transportar humedad hacia la atmósfera), albedo (reflectividad de la superficie a la energía solar incidente), profundidad y propiedades térmicas del sustrato (conductividad térmica, capacidad calorífica específica y densidad) y condiciones de humedad del suelo (incluidas irrigación programada e inteligente y precipitación).

También considera la radiación incidente de onda larga y corta en el sustrato y la vegetación, los efectos evapotranspirativos, conducción unidimensional y almacenamiento de calor del sustrato (las propiedades térmicas varían en respuesta al contenido de humedad del sustrato), y convección en la zona dosel-sustrato (Sailor, 2008; Sailor *et al.*, 2012). Además, EnergyPlus es un programa gratuito y de código abierto para obtener balances de energía para simulaciones de transferencia de calor y masa dependientes del tiempo (hasta por debajo de horas); permitiéndonos considerar la capacidad aislante y de almacenamiento de calor de la envolvente en relación con la conductividad térmica, la densidad y el calor específico de los materiales. Asimismo, la simulación incluye archivos de datos climáticos basados en texto, soluciones simultáneas para los balances de calor y cargas internas y externas, controles de luz natural, cálculos de contaminación atmosférica, y modelos de confort térmico (Sailor, 2008; Jaffal *et al.*, 2012).

Hasta el momento, la investigación que emplea el modelo de EnergyPlus ha sido exitosa. Por ejemplo, Sailor *et al.* (2012) exploraron mediante simulaciones, el impacto de la variación del índice de área foliar y profundidad del sustrato de un GR en el consumo energético anual de un edificio residencial y un edificio de oficinas con niveles altos de aislamiento de techo, para cuatro climas distintos (incluyendo un clima mediterráneo cálido), además de comparar los resultados con un techo reflectivo y un techo opaco común. Encontraron que el uso de energía total tiene un mejor desempeño en climas fríos en edificios que

requieren calefacción nocturna, con mayores ahorros con el incremento en la profundidad del sustrato; mientras que, para climas cálidos, el índice de área foliar es un parámetro más importante, debido a que una mayor cobertura vegetal reduce la necesidad de enfriamiento. Así mismo, en edificios sujetos a costos altos en electricidad, la habilidad del GR de mitigar el consumo máximo diurno es valiosa y contribuye positivamente a la mitigación del uso de electricidad máximo.

Como otro ejemplo, Zheng & Weng (2020) llevaron a cabo simulaciones de consumo energético por hora en diferentes tipos de edificaciones (con identificación de edificaciones con mayores incrementos en demanda energética debido al cambio climático) con GRs extensivos y con paneles fotovoltaicos en Los Ángeles, California, USA, bajo el clima proyectado para 2050 por la base de datos de Radiación Solar Nacional; con ahorros energéticos de más del 20% sobre todo en relación con sistemas de enfriamiento y calefacción, además de que estos ahorros se relacionan principalmente con el índice de área foliar, la profundidad del sustrato y el porcentaje de saturación por irrigación.

Cabe mencionar que la incertidumbre en simulaciones energéticas se debe a limitaciones del modelado actual, que resultan de la complejidad de los fenómenos de transferencia de calor en un GR. Algunas de estas limitaciones son: elegir el tipo de plantas usadas, el hecho de que el índice de área foliar puede variar a lo largo del año para una misma especie, diferentes tipos de cortinas, entre otros. Así como otros factores como la disponibilidad de agua anual y la inversión en sistemas de irrigación (Zheng & Weng, 2020). Sin embargo, con un continuo y riguroso esfuerzo de desarrollo de modelos y actividades de validación, combinadas con interfaces amigables con los usuarios permiten incrementar la confianza en estos programas y su uso generalizado (Judkoff & Neymark, 1995).

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo general

Evaluar el desempeño energético, biológico y servicios ambientales de tres diseños de techos verdes extensivos, huertos urbanos, jardines de plantas nativas y humedales, en comparación con techos de concreto y reflectivos en el clima mediterráneo de Ensenada, Baja California.

1.3.2 Objetivos específicos

- Evaluar el desempeño térmico y energético de techos verdes extensivos en comparación con un techo de concreto sin recubrimientos y un techo reflectivo mediante experimentación y simulaciones energéticas.
- Cuantificar y comparar los servicios ecosistémicos de regulación de la temperatura de la edificación y sus efectos en el desempeño térmico y energético entre techos verdes y techos convencionales.
- Monitorear diferentes indicadores de desempeño biológico de tres diseños de techos verdes extensivos (huertos urbanos, jardines de plantas nativas y humedales).
- Cuantificar y comparar los servicios ecosistémicos de producción de alimentos, captura de carbono y mantenimiento de comunidades bióticas en tres diseños de techos verdes extensivos (huertos urbanos, jardines de plantas nativas y humedales).

Capítulo 2. Desempeño térmico y energético de techos verdes vs. techos convencionales

Este capítulo presenta la metodología, resultados, discusión y conclusiones de las cuantificaciones del desempeño térmico y energético de diferentes tipos de techos verdes (GRs) respecto a techos convencionales, por medio de un monitoreo en módulos experimentales y mediante simulaciones energéticas de un edificio residencial a escala real. Estos análisis se consideraron como indicadores del potencial de regulación micro-climática, que es un servicio ecosistémico de regulación; así como de reducción del consumo energético y la huella de carbono de las edificaciones por el uso de GRs, que se relacionan con los objetivos de desarrollo sostenible números 7 (Energía asequible y no contaminante), 11 (Ciudades y comunidades sostenibles), 12 (Producción y consumo responsables) y 13 (Acción por el clima; <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/sustainable-development-goals/>).

2.1 Materiales y métodos

2.1.1 Sitio de estudio



Figura 1. Módulos experimentales en el sitio de estudio [fotografía tomada en mayo del 2023].

El experimento se realizó en el techo del tercer piso del edificio de Física Aplicada del CICESE, Ensenada, Baja California, México (31°52'16.1 N, 116°39'42.1 W; Figura 1). Esta ciudad tiene un clima mediterráneo con veranos cálidos y secos e inviernos frescos con lluvias ocasionales (Csa) de acuerdo con la modificación de García (2004) al sistema Köppen-Geiger (Kottek et al., 2006; Peel et al., 2007). La temperatura, precipitación, radiación y evaporación promedio anual son de 17.1 °C, 251.3 mm, 226.41 W/m² y 1593.6 mm, respectivamente (2000-2012, <http://clicom-mex.cicese.mx/mapa.html>; id estación meteorológica: 2025-ENSENADA (OBS), BC).

2.1.2 Diseño experimental para la evaluación del desempeño térmico

2.1.2.1 Descripción del diseño experimental para la evaluación del desempeño térmico en tres diseños de techos verdes

Para la evaluación del desempeño térmico se utilizaron seis módulos experimentales que se construyeron para un experimento previo (López Silva, 2020; López-Silva *et al.*, 2022), todos los módulos son idénticos excepto por el techo. La envolvente de cada módulo consiste en una capa estructural cúbica de metal ángulo de 60 cm de largo en cada lado (Figura 2), cubierta en las paredes y en la sección inferior con una capa aislante de una pulgada de espesor de poliestireno extruido Foamular (Owens Corning®, Santa Catarina, Nuevo León, México) y una capa externa de madera OSB o petatillo de media pulgada de espesor recubierta con barniz marino de poliuretano (IPESA y Berel®) para protegerla de la humedad. El techo de cada módulo está compuesto por una losa de concreto de 88 x 88 x 7 cm, reforzada con una malla metálica y un gotero en la superficie inferior.

En cuatro de los módulos se colocaron diferentes tipos de techos verdes (GRs): dos huertos urbanos (HUGR), un jardín de nativas (NGR) y un techo humedal (HGR); mientras que los otros dos módulos son techos convencionales: un techo de concreto (RR) y un techo reflectivo o blanco (CR). Los detalles de cada GR (Figura 3) se describen en la sección 3.1.2 del Capítulo 3. Desempeño biológico, mantenimiento y costos de tres tipos de techos verdes. El techo del RR consiste en la losa de concreto sin ningún recubrimiento, y el techo de CR incluye un revestimiento reflectivo impermeable (impermeabilizante fotosensible siete años COMEX TOP®, Grupo Comex, Ciudad de México, México).

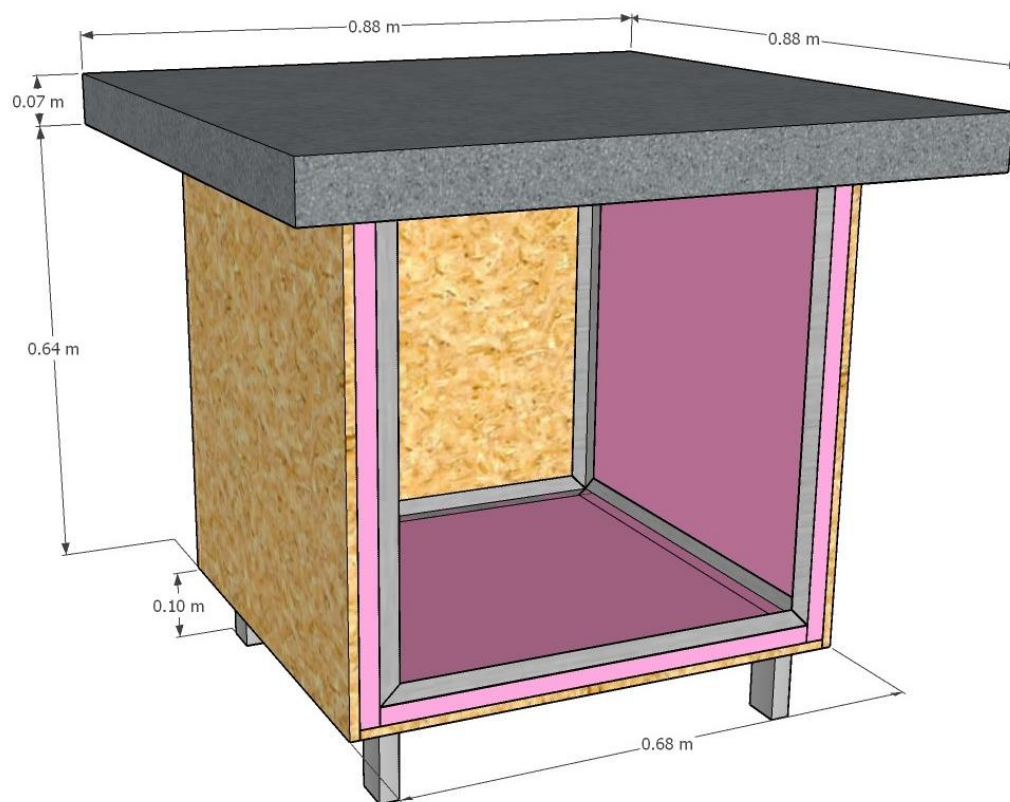


Figura 2. Vista lateral del módulo experimental.

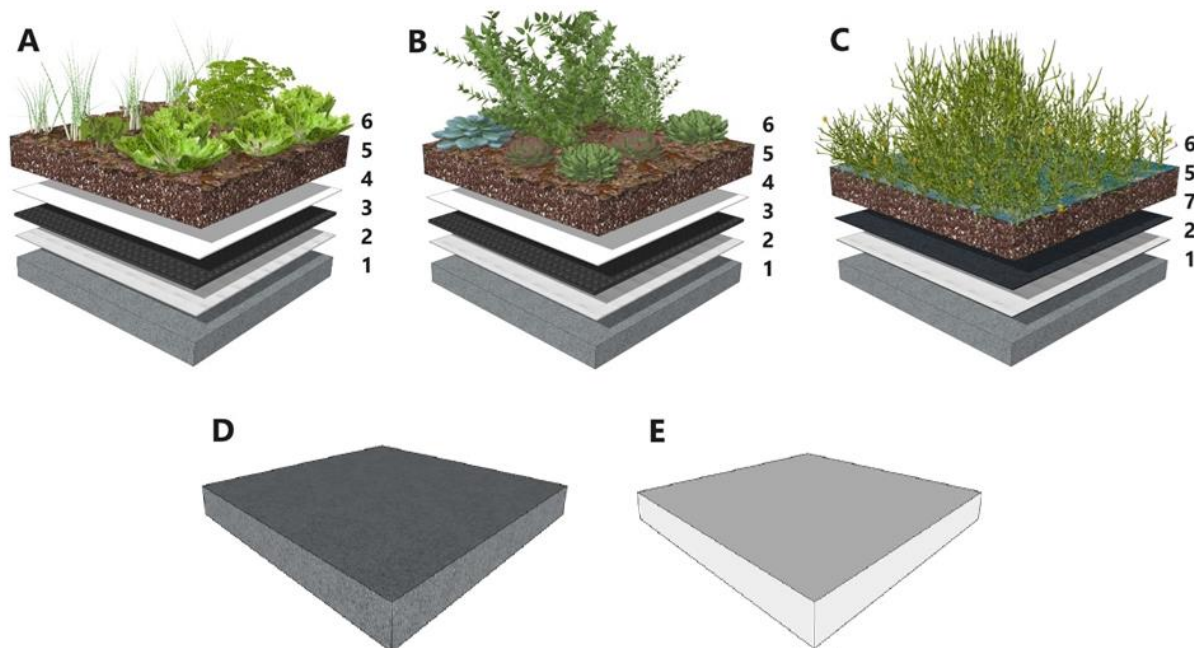


Figura 3. Vista transversal de los tres tipos de techo verde y dos techos tradicionales. A. Huerto Urbano (HUGR), B. Jardín de Nativas (NGR), C. Techo Humedal (HGR), D. Techo de concreto y E. Techo reflectivo. Los números indican: 1. Losa de concreto, 2. Impermeabilizante bituminoso, 3. Drenaje, 4. Geotextil, 5. Sustrato, 6. Plantas y 7. Capa de polietileno.

Cada módulo está sellado con silicón acrílico ALEX PLUS^{T.M.} (DAP Products, Inc., Baltimore, Maryland, EUA) para evitar infiltraciones de aire y se levantó 15 cm sobre el suelo (con patas de metal tubular) para evitar la transferencia de calor entre el techo del edificio y el módulo. Las patas de metal se pintaron con Esmalte anticorrosivo Comex 100® total para evitar la corrosión. La instrumentación consiste en tres termopares (Tc): uno en la superficie exterior ($T_{s,ext}$), otro suspendido en el interior de cada módulo de prueba (T_{int}), y uno colocado en el centro del módulo en el sustrato (T_{soil}) aproximadamente a 6 cm de profundidad; y una termopila incorporada (Tp) con 10 puntos distribuidos uniformemente en las superficies exterior e interior de cada losa de concreto.

La Tp genera una señal de tensión eléctrica o diferencia de potencial (V) en respuesta a un gradiente de temperatura que permite conocer la diferencia de temperatura promedio entre las superficie interior y exterior de las losas. Todos los Tc y Tp se elaboraron con termopares tipo T con mediciones cada cinco minutos utilizando un sistema de adquisición de datos Keysight 34972A (Agilent Technologies, Santa Clara, California, EUA) en condiciones de evolución libre, es decir, sin sistemas de climatización. Los detalles de construcción de las termopilas se describen en López-Silva *et al.* (2022). El monitoreo térmico experimental comenzó en marzo del 2022 y concluyó en abril del 2024. Se colocaron dos Tc adicionales en el módulo de NGR para monitorear la temperatura superficial del sustrato (por debajo del acolchado), y la temperatura a 10 cm de altura del sustrato. Conociendo los datos de temperatura de la Tp y $T_{s,ext}$ es posible calcular la temperatura de la superficie interior ($T_{ceiling}$) mediante la siguiente expresión:

$$T_{ceiling} = T_{s,ext} - T_p \quad (7)$$

Además, los GRs se instrumentaron con sensores de contenido volumétrico de agua del sustrato (VWC; m^3/m^3) ECH₂O 10HS (METER Group, Inc, Pullman, Washington, EUA). Estos sensores reportan el VWC en un rango de 0 a 1, que equivale del 0 al 100% de humedad en el suelo, también programados para recolectar mediciones cada 5 minutos por medio de un registrador de datos HOBO (Onset® Computer Corporation, Bourne, Massachusetts, EUA).

Los rangos de medición e incertidumbre de los diferentes sensores se muestran en la Tabla 2. Los datos meteorológicos se recopilaron de una estación meteorológica Davis Vantage Pro (Davis® Instruments, Hayward, California, EUA) ubicada en un edificio adyacente (en Oceanología).

Tabla 2. Tipo de medición, rango e incertidumbre o precisión de los sensores utilizados en este estudio.

Sensor	Medición	Rango	Incertidumbre
ECH2O 10HS	Contenido volumétrico de agua	0 – 1 m ³ / m ³	±0.03 m ³ / m ³
Termopar tipo T	Temperatura	-250° a 350°C	± 0.5°C

2.1.2.2 Procesos de transferencia de calor en los techos

Para facilitar la comprensión de los resultados del desempeño térmico de los techos convencionales (TCs) y los diferentes tipos de techos verdes (GRs), es necesario considerar las diferencias en los procesos de transferencia de calor que se dan en cada uno. Estos procesos varían dependiendo de múltiples factores, como son las propiedades termofísicas y ópticas de los materiales de construcción, el clima, el aislamiento del techo, entre otros. Un techo sin recubrimiento está más expuesto a las condiciones climáticas y a la degradación que un GR, esto se debe a que las capas que forman los GRs actúan como un escudo que bloquea la radiación solar directa que incide en el techo y la cantidad de calor que es transferido al interior del módulo dependiendo del grado de cobertura vegetal en el techo, la existencia de otro tipo de aislamiento, el grosor del sustrato, la irrigación del GR y del clima, además de que, tanto el sustrato como las plantas actúan de forma dinámica con el ambiente urbano.

Es importante tener en cuenta que, al ser los módulos idénticos, la transferencia de calor a través de sus paredes y bases es la misma. Por ello, las diferencias en las mediciones pueden atribuirse exclusivamente al tipo de techo de cada módulo. Esto nos permite evaluar la cantidad de energía que atraviesa los techos y su impacto en el ambiente interior. Durante el día los techos de todas las edificaciones están expuestos al sol, un techo de concreto (RR) sin recubrimientos (Figura 4) absorbe una parte de la irradiancia solar (G_{α}) en la superficie exterior del mismo y refleja el resto hacia el exterior (G_{ρ}); el calor se transfiere de la superficie exterior ($T_{s,ext}$) del techo hacia o desde el interior de la losa de concreto, donde el calor es transferido y almacenado a través de este. Considerando que la dirección del flujo de calor va desde la región con mayor energía a la de menor energía, parte del calor almacenado se difunde o conduce hacia o desde la superficie interior del techo ($T_{ceiling}$) para posteriormente ingresar a la edificación por convección (q_{conv}) y radiación (q_{rad}).

Los flujos de calor por convección natural ($q_{conv,int}$, $q_{conv,ext}$) entre las superficie del techo y el aire alrededor de él pueden ser pérdidas o ganancias de energía de acuerdo con sus respectivos valores de temperatura, $T_{s,ext/int} > T_{amb}$ o $T_{s,ext/int} < T_{amb}$. Al mismo tiempo, se presentan pérdidas o ganancias de calor por radiación

($q_{rad,ext}$, $q_{rad,int}$) debido a la diferencia de temperatura entre la $T_{s,ext}$ y la cúpula celeste (T_{cielo}), y también debido a la diferencia de temperatura entre la $T_{ceiling}$ y las demás superficies interiores. Durante la noche, al no recibir radiación del sol, los techos liberan el calor que almacenaron a lo largo del día y/o transfieren parte del calor contenido en el espacio interior por medio de los mecanismos de transferencia de calor antes explicados.

Estos mecanismos de transferencia de calor son similares en un techo reflectivo (CR) con la diferencia de que la cantidad de calor que se refleja hacia el cielo y los alrededores (G_p) es mayor debido a la reflectividad del recubrimiento. Por lo tanto, el calor absorbido (G_α) por el techo es mucho menor, lo cual tiene un impacto en la reducción de conducción de calor al interior (q_{cond}) y la $T_{ceiling}$ respecto al RR, siendo éste un beneficio en verano y días soleados, mientras que puede ser un aspecto negativo en invierno y días nublados/ fríos. La magnitud de este efecto depende de la irradiancia solar que recibe el techo (G) y de la calidad y edad del recubrimiento reflectivo.

Por otra parte, en los GRs (Figura 5) se presentan una mayor cantidad de interacciones de energía por la cantidad de capas en su composición, las propiedades termofísicas y ópticas de éstas y la interacción dinámica de las plantas con el ambiente que las rodea. En los GRs la irradiación solar incide en su mayoría sobre las plantas (dependiendo de la cobertura), donde se absorbe (G_α) y se utiliza en reacciones metabólicas como la fotosíntesis, mientras que el resto se refleja (G_p) o irradia ($q_{rad,ext}$) hacia el cielo o los alrededores. También se presentan pérdidas o ganancias de energía debido a flujos de calor por convección ($q_{conv,ext}$) entre la capa límite de las hojas y la atmósfera, así como el flujo de calor por evapotranspiración (calor latente) dependiendo del contenido de agua en el sustrato. Debido a estas interacciones energéticas, la cantidad de irradiación solar que logra llegar a la superficie del sustrato es mínima y se suma al calor que las plantas en un momento dado pueden suministrarle.

Tomando en cuenta que el sustrato y el agua tienen alta capacidad para almacenar calor y baja difusividad térmica (habilidad de un material para conducir calor respecto a su habilidad para almacenar energía), y dependiendo del valor de temperatura de los alrededores y los materiales adyacentes, se almacena cierta cantidad de energía en el GR y al mismo tiempo se transfiere un flujo de calor por conducción a través del sustrato (húmedo o seco). Tal flujo de calor también se transfiere por conducción a través de las demás capas del techo verde (filtro o geotextil, drenaje/capa de polietileno y barrera anti-raíces impermeabilizante), con mayor o menor rapidez dependiendo de la difusividad térmica de cada material, hasta llegar a la losa de concreto. Al igual que en el RR, en la superficie interior ($T_{ceiling}$) del techo o losa de concreto se presentan flujos por convección ($q_{conv,int}$) y radiación ($q_{rad,int}$) que interactúan con el ambiente

interior. Cabe mencionar que la dirección del flujo a través de la losa puede ser desde o hacia el interior, dependiendo de la distribución de energía en el GR y a las temperaturas interior (T_{int}) y ambiental (T_{amb}).

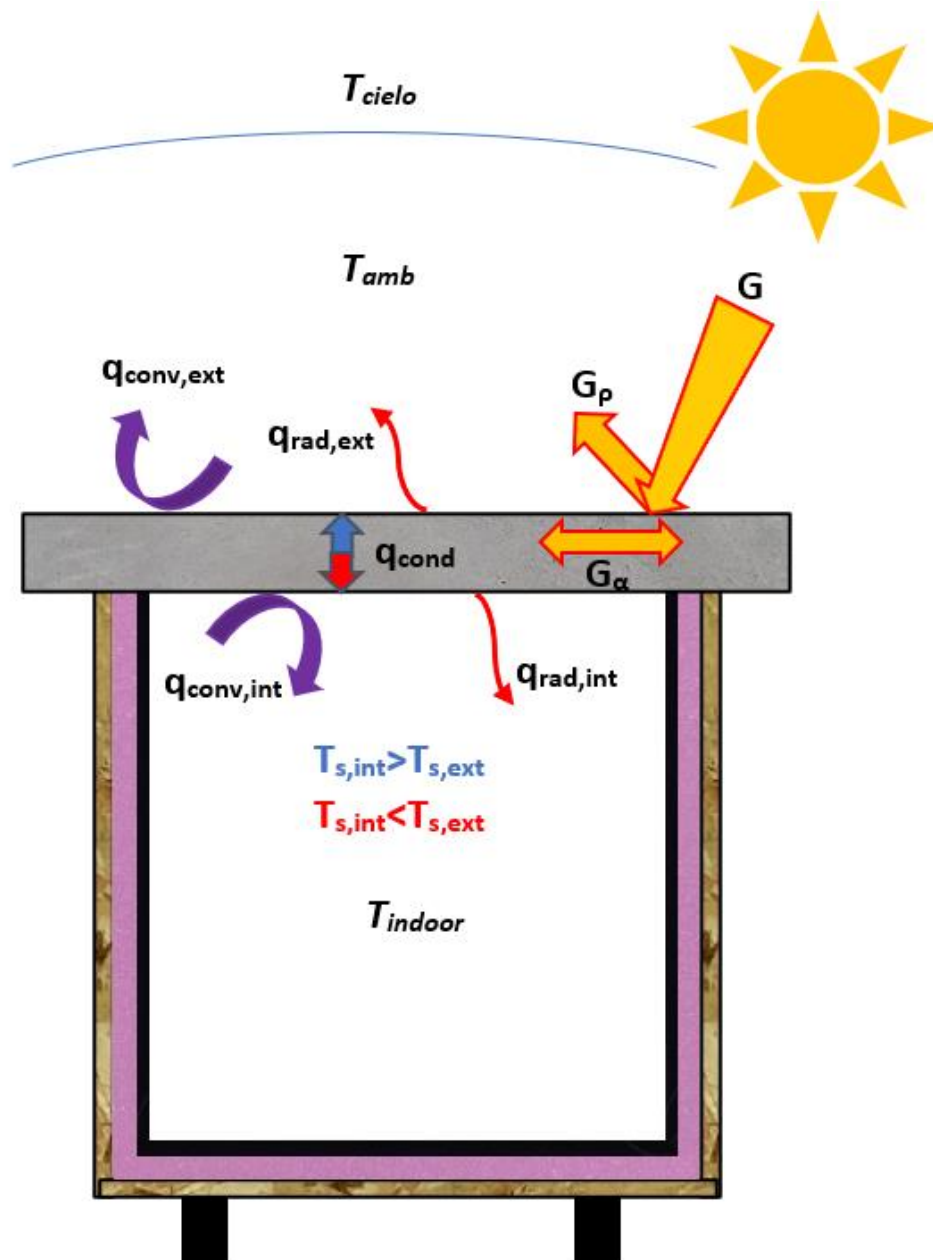


Figura 4. Diagrama con los mecanismos de transferencia de calor en un techo sin recubrimientos.

La descripción anterior explica los múltiples mecanismos de transferencia de calor involucrados en el sistema de GRs; no obstante, es complicado predecir por simple inspección el comportamiento térmico de los GRs debido a que las condiciones climáticas, las ganancias y/o pérdidas de energía, así como la cantidad de energía almacenada en los GRs y TCs varían en el transcurso del tiempo.

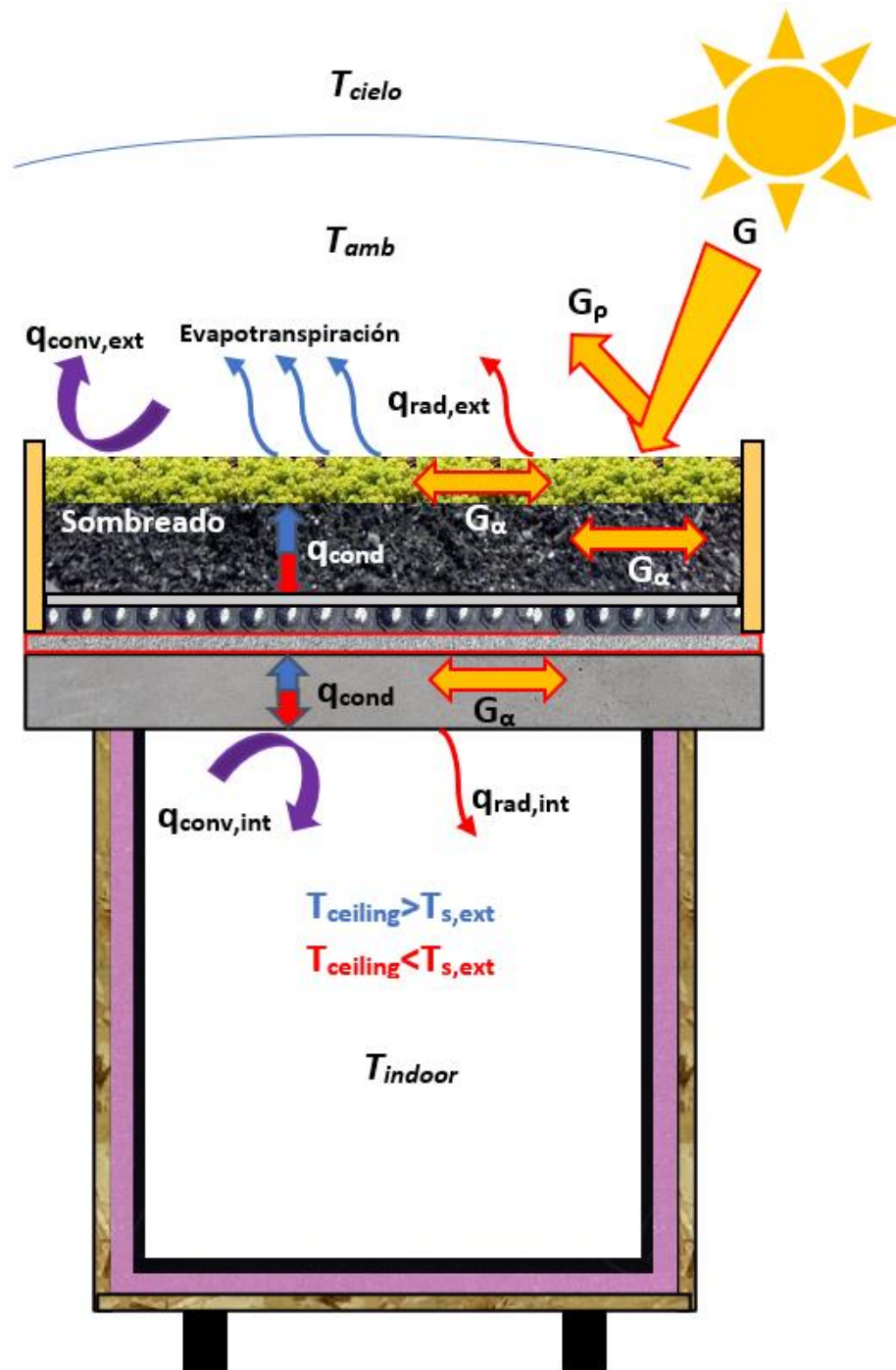


Figura 5. Diagrama con los mecanismos de transferencia de calor en un techo verde.

2.1.3 Diseño numérico para la evaluación del desempeño energético

La evaluación del desempeño energético se realizó utilizando DesignBuilder v7 (DesignBuilder Software Ltd., Stroud, Gloucestershire, Inglaterra), el cual es un software de simulación de desempeño energético y ambiental de edificios que incorpora un módulo de simulación de EnergyPlus (ver sección 1.2.4), que es

un modelo energético teórico que consiste en ecuaciones de los balances de energía que determinan el flujo de calor resultante de varios fenómenos de transferencia de calor (radiación y convección) entre la estructura de una edificación y el ambiente. Este modelo tiene además un balance de calor para techos verdes (GRs) que considera la transferencia de calor del sustrato y la vegetación (Sailor, 2008). El análisis de desempeño energético se compone de dos etapas generales, la primera es la validación, que tiene la finalidad de aportar confianza en los resultados teóricos (numéricos) obtenidos de las simulaciones al reducir las discrepancias entre las predicciones y los datos empíricos o experimentales; y la segunda es la simulación energética, con la cual se obtienen los datos numéricos de desempeño energético predichos por el modelo de EnergyPlus. En seguida se presentan a detalle ambas etapas.

2.1.3.1 Validación

Para validar los datos numéricos que se obtienen del modelo de EnergyPlus, el primer paso es crear un modelo computacional de los módulos experimentales utilizando las herramientas de edición de modelado 3D el software DesignBuilder. En este modelo se incluyen todas las características y propiedades termofísicas y ópticas de los materiales de construcción, las características del sitio (latitud, longitud, clima, exposición al viento, etc.), la tasa de infiltración de aire, la adyacencia del modelo (adyacente al suelo, no adyacente, adiabático), las aperturas (ventanas, puertas, etc.), la iluminación, los sistemas de climatización, las tasas de ocupación, las cargas internas (cualquier opción del modelo que genera calor en el espacio interior del modelo), los parámetros de los resultados de la simulación (por ejemplo intervalos de tiempo de simulación, inclusión de zonas no ocupadas en la simulación o registro de las temperaturas de las superficies), entre otros; con la finalidad de ajustar todos los parámetros del modelo para representar lo mejor posible a las características del módulo experimental. Los datos del modelo generalmente se obtienen de la literatura.

Los datos empíricos o experimentales que se utilizaron para la validación son los de la temperatura de la superficie externa ($T_{s,ext}$), interna ($T_{ceiling}$) e interior (T_{indoor}) de cuatro módulos experimentales, un techo humedal (WR), un techo con *Sedum acre* (SR), un techo de referencia de concreto (RR), y un techo reflectivo (CR) utilizados en el experimento previo mencionado anteriormente (López Silva, 2020; López-Silva *et al.*, 2022), que corresponden a febrero del 2020. Tales datos fueron utilizados para la validación debido a que eran los datos disponibles en ese momento. Por otra parte, a pesar de que febrero pertenece a la temporada de invierno, se observaron condiciones de frío y calor (Tabla 3) debido a un fenómeno meteorológico llamado vientos de Santa Ana, en el que la dirección de los vientos predominantes cambia

de la brisa marina del noroeste (fresca y con alta humedad) a los vientos del desierto del este (cálidos y con baja humedad; Guzman-Morales *et al.*, 2016).

Tabla 3. Datos de clima del mes de febrero 2020 de la estación meteorológica del CICESE, Ensenada, Baja California. T_{BS} = Temperatura de bulbo seco, RH = Humedad relativa, G = radiación solar y WS = velocidad del viento.

Variable	T _{BS} (°C)	RH %	G (W/m ²)	WS m/s
Máxima	27.65	95.00	860.33	10.50
Mínima	8.79	12.00	0.00	0.00
Promedio	14.94	66.74	185.65	1.71

Complementariamente, se debe elaborar un archivo de datos climáticos correspondiente al año del periodo experimental con el formato aceptado por DesignBuilder, que es el formato epw. Para esto, se obtuvieron los datos de clima mensuales de los años 2019, 2020 y 2021 de la estación meteorológica que se encuentra en el edificio de Oceanografía del CICESE. Se revisaron minuciosamente todos los datos de cada mes del año 2020 para identificar datos faltantes, que se completaron con el promedio de los años 2019 y 2021, con lo cual se obtuvo un total de 12 registros por hora o 288 registros por día, para completar el archivo de clima con registros cada 5 minutos. También se comprobó que las unidades de las variables de clima fueran las correctas (las aceptadas por EnergyPlus) y se editaron cuando fue necesario, por ejemplo, las direcciones del viento se transformaron de cardinales a grados de azimut. En seguida, se promediaron los datos por hora para las siguientes variables de clima: temperatura de bulbo seco (temperatura de un termómetro expuesto al aire, pero protegido de la radiación y humedad), humedad relativa, radiación solar, dirección y velocidad del viento; y se construyó un archivo csv con los datos de fecha, hora, y datos de clima por hora de todos los meses del año 2020, un total de 8760 renglones.

Posteriormente, se editó un archivo def (definitions file) que contiene las especificaciones del sitio e información de lectura de los datos de clima (*i.e.* unidades de las variables). Los archivos csv y def deben tener el mismo nombre. Para generar el archivo de clima epw (EnergyPlus weather file) se utilizó el programa *Weather Statistics and Conversions* incluido en el paquete de EnergyPlus. Este programa genera cuatro archivos: epw, stat (statistics file), audit y ddy (design day file). El archivo epw contiene los datos de clima en el formato requerido por EnergyPlus. El archivo stat contiene los promedios mensuales, mínimos y máximos de cada variable medida. El archivo audit contiene las advertencias y errores

generadas en el proceso de conversión. Y el archivo ddy contiene información de clima del día de diseño (el día más cálido o frío de año) que se utiliza para calcular las dimensiones de sistemas de climatización.

Debido a que no fue posible medir las propiedades termofísicas y ópticas de algunos componentes de los techos, el siguiente paso es realizar múltiples simulaciones utilizando propiedades de los materiales y otros parámetros del software reportados en la literatura para encontrar aquellas variables que permiten que los resultados de la modelación se aproximen a los resultados experimentales (validación). Con las simulaciones energéticas, el software realiza la solución de los balances de energía y genera un reporte con los resultados. Estos resultados se analizan mediante la comparación gráfica entre los datos obtenidos (numéricos) y las mediciones experimentales (empíricos); y mediante el cálculo del error, que representa la diferencia entre ambos. Para determinar el error entre los datos experimentales y numéricos, se calculó el error cuadrático medio (RMSE), que es una medida de la variabilidad de los datos. Por cada hora, el error o la diferencia en puntos de datos emparejados se calcula y se eleva al cuadrado. La suma de errores cuadrados (SSE) se suma para cada mes o para los periodos totales y se divide por su respectivo número de puntos, produciendo el error cuadrático medio (MSE), ya sea para cada mes o para el periodo total. La raíz cuadrada del MSE se conoce como el error cuadrático medio (RMSE; Coakley *et al.*, 2014). Mientras menor es el valor del RMSE, menor es la variabilidad de los datos. La ecuación para calcular el RMSE es la siguiente:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - y_i)^2}{n}} \quad (8)$$

donde x_i y y_i son los valores numéricos y experimentales, respectivamente, y n es el número de mediciones. Este método también ha sido utilizado por otros autores para evaluar modelos con techos verdes (GRs; Sailor, 2008; Silva *et al.*, 2016). Estos últimos pasos (a partir del ajuste de las propiedades de los materiales) se realizan repetidamente hasta encontrar el conjunto de parámetros que producen la menor variabilidad. Los datos del modelo que se ajusten mejor a los resultados experimentales son los que representan de mejor manera las propiedades “reales” de los materiales utilizados en el experimento. Estos datos se pueden utilizar entonces para llevar a cabo simulaciones energéticas en modelos de edificaciones a escala real con EnergyPlus.

2.1.3.2 Simulación energética

Para obtener datos numéricos del desempeño energético de edificaciones a escala real con techos verdes (GRs) respecto a techos convencionales (TCs), el primer paso es seleccionar un modelo de edificación de referencia o caso de estudio. Para esto, se decidió utilizar el modelo de casa socioeconómica que utilizó la CONUEE (Comisión Nacional para el Uso Eficiente de la Energía; Figura 6) para desarrollar y probar la norma NOM-020-ENER-2011, cuyo objetivo es reducir las ganancias de calor en edificios residenciales mediante la evaluación de las cargas térmicas de la envolvente del edificio (Álvarez García *et al.*, 2014). Este modelo de referencia es una casa residencial de dos plantas con la fachada principal orientada al Norte y con residencias adyacentes en los muros Este y Oeste, representadas por bloques adiabáticos (que representan espacios con condiciones térmicas similares) de color gris en la Figura 6. El área del piso es de 83.4 m² y el volumen total de aire es de 224.9 m³. La altura de cada piso es de 2.6 m, con un espesor de pared de 0.17 m y un espesor de techo de 0.135 m.

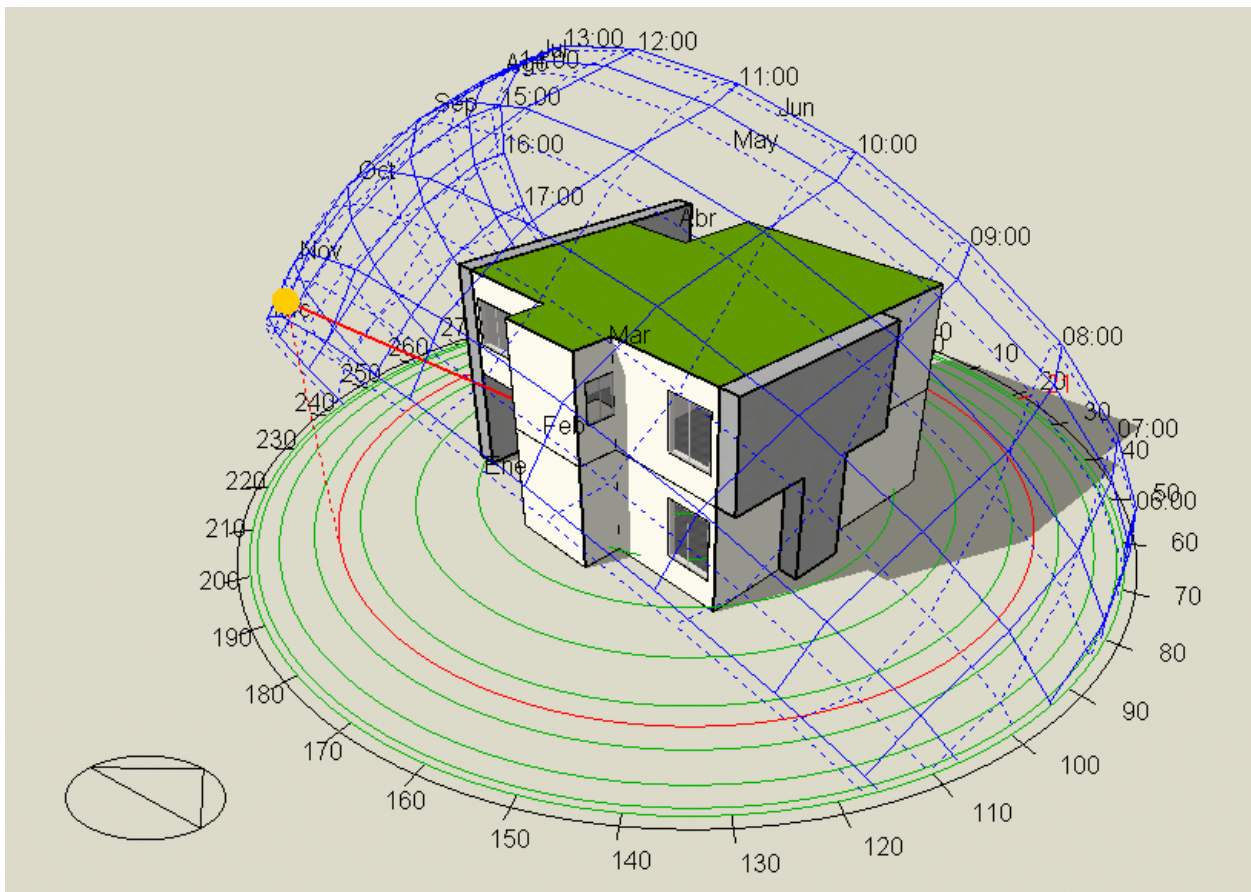


Figura 6. Vista general de la casa CONUEE modelada con DesignBuilder. Se muestra una gráfica de recorrido solar para Ensenada, Baja California.

De exterior a interior, los muros son de mortero, ladrillo y yeso, mientras que el techo es de losa de hormigón y yeso, sin ningún revestimiento en la cara exterior. Esta configuración representa el techo de referencia de concreto (RR). El espesor y las propiedades termofísicas de cada material de construcción por sección del edificio se muestran en la Tabla 4. Este modelo residencial no tiene una relación ventana-pared definida, sino diferentes cantidades y diseños de ventanas en cada orientación: cuatro en el Norte, tres en el Sur y uno en cada una de las fachadas Este y Oeste. Las ventanas se componen de un cristal monocristalino transparente de 4 mm y un marco de aluminio. Las características de las ventanas y puertas se muestran en la Tabla 5.

Tabla 4. Propiedades ópticas y termofísicas de los materiales de construcción desde el exterior al interior de la envolvente de la casa CONUEE. k = conductividad térmica, C_p = calor específico, ρ = densidad, ϵ = emisividad y α = absorptancia solar/visible. El superíndice (CR) indica que ese material se empleó para el techo reflectivo.

Sección	Material	Espesor (m)	k (W/m K)	C_p (J/kg K)	ρ (kg/m ³)	ϵ (0-1)	α (0-1)
Suelo de la planta baja	Concreto	0.1	1.74	840	2300	0.82	0.6
	Baldosa	0.01	1.136	795	2600	0.9	0.6
Suelo de la planta alta	Yeso	0.015	0.372	1000	800	0.9	0.6
	Concreto	0.1	1.74	840	2300	0.82	0.6
	Baldosa	0.01	1.136	795	2600	0.9	0.6
Techo/cubierta	Pintura reflectiva ^(CR)	0.01	0.17	800	1127	0.9	0.16
	Concreto	0.1	1.74	840	2300	0.82	0.6
	Yeso	0.01	0.372	1000	800	0.9	0.6
Paredes/muros	Mortero	0.015	0.72	837	1890	0.9	0.6
	Ladrillo	0.14	0.81	800	1600	0.9	0.6
	Yeso	0.01	0.372	1000	800	0.9	0.6

Antes de realizar las simulaciones energéticas con los cuatro tipos de techo para Ensenada, se comprobó que los resultados del modelo elaborado fueran similares a los resultados reportados por la CONUEE (Álvarez-García *et al.*, 2014), para esto se utilizó un archivo de clima de la ciudad de Monterrey, Nuevo León obtenido con el software Meteonorm y después de ajustar el modelo de acuerdo con los parámetros mencionados en el reporte de CONUEE, así como hacer varias pruebas para otros parámetros no

especificados y los diferentes resultados de las simulaciones energéticas, finalmente se comparó el valor de enfriamiento sensible de la zona obtenido con nuestro modelo (17.18 MWh) y el mencionado en el reporte de CONUEE (19.8 MWh) con una diferencia de 13.3%. Esta diferencia en los resultados se asoció a los parámetros que no se especifican en el modelo de CONUEE (Álvarez-García *et al.*, 2014) y de los cuales no se encontró suficiente información en otros artículos, por ejemplo, los horarios de ocupación de diferentes áreas de la casa, las especificaciones de los equipos, las características del sistema de climatización, etc., por lo que se usaron valores predeterminados en DesignBuilder.

Tabla 5. Materiales, medidas y valor U de las ventanas y puertas de la casa CONUEE.

Orientación	Abertura	Material	Altura (m)	Ancho (m)	Área (m ²)	Valor U (W/m ² K)
Norte	Ventana	Vidrio	1.8	1.2	2.16	5.87
	Ventana	Vidrio	1.5	1.03	1.54	5.87
	Ventana	Vidrio	1.0	0.9	0.9	5.87
	Ventana	Vidrio	1.0	0.9	0.9	5.87
Sur	Ventana	Vidrio	1.5	1.2	1.8	5.87
	Ventana	Vidrio	1.4	1.2	1.68	5.87
	Ventana	Vidrio	1.4	1.2	1.68	5.87
	Puerta trasera	Madera	2.1	0.85	1.78	2.04
Este	Ventana	Vidrio	1.2	1.35	1.62	5.87
	Puerta principal	Madera	2.1	0.85	1.78	2.04
Oeste	Ventana	Vidrio	1.0	0.75	0.75	5.87

Adicionalmente, debido a las diferencias en los resultados de la casa CONUEE, se decidió verificar que la captura de los parámetros y el modelado se estuvieran haciendo de la manera correcta. Para ello, se modeló el caso 600 del BESTest (*Building Energy Simulation Test*), que es un modelo simplificado donde el edificio se representa como una caja rectangular con envolvente de baja masa térmica (habilidad de un material de absorber y almacenar energía térmica) con los datos reales de clima, tipo de edificio, patrones de uso y tarifas de servicios, de acuerdo con la metodología señalada por el documento del Departamento de Energía de Estados Unidos (Henninger & Witte, 2010) donde reportan pruebas de simulaciones energéticas llevadas a cabo con EnergyPlus de acuerdo con el estándar 140-2007 (*Standard Method of Test for the Evaluation of Building Energy Analysis Computer Programs*) de ANSI/ASHRAE (en inglés:

American National Standards Institute/ American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers) y el reporte de BESTest - estándar 140-2007 de ANSI/ASHRAE de DesignBuilder (2014).

El BESTest es un método de diagnóstico y validación de programas de simulación energética (PSE) diseñado para probar la habilidad de los PSE de modelar una edificación. Fue desarrollado por un grupo de expertos de la Agencia Internacional de la Energía (IEA, por sus siglas en inglés). El método consiste en evaluar los resultados de distintos parámetros de salida de la simulación (por ejemplo, cargas energéticas anuales, temperaturas anuales máximas y mínimas) para una serie de casos de edificios de prueba específicos tanto simples como relativamente realistas. Este método se puede usar para comparar diferentes PSE, encontrar errores en los PSE, diagnosticar los algoritmos entre PSE y para comparar los resultados de un PSE consigo mismo como una medida de validación (Judkoff & Neymark, 1995). Así mismo, el estándar 140-2007 de ANSI/ASHRAE es un método estandarizado que se basa en la metodología de BESTest de la IEA y tiene las mismas aplicaciones.

Tabla 6. Resultados de diferentes parámetros de salida obtenidos de la simulación del caso 600 de BESTest y los resultados de Henninger & Witte (2010) y DesignBuilder (2014) para el mismo caso.

Valor de salida (Caso 600)	Resultados del ejercicio	Henninger & Witte (2010)	DesignBuilder (2014)
Carga anual de calefacción (MWh)	4.574	4.364	4.516
Valor pico de calefacción (KW)	3.821	3.732	3.803
Carga anual de enfriamiento (MWh)	6.783	7.006	6.712
Valor pico de enfriamiento (KW)	6.652	6.678	6.558

Después de cargar el archivo de clima de BESTest, modelar y simular el caso 600, se compararon los resultados de las cargas anuales de calefacción y enfriamiento, y los valores pico de calefacción y enfriamiento, con los resultados de las pruebas de EnergyPlus de Henninger & White (2010), y los resultados del reporte de BESTest de DesignBuilder (2014; Tabla 6). En la tabla se observa que los resultados obtenidos son muy similares a los reportados por Henninger & Witte (2010) y DesignBuilder (2014), con una diferencia máxima de 4.8% y 1.4%, respectivamente. Este ejercicio mejoró la comprensión de los diferentes valores de salida en DesignBuilder, diferenciando entre enfriamiento/calefacción, que reflejan el consumo energético de combustibles de la edificación, y enfriamiento/calefacción sensible de la zona, que representan la energía agregada o removida por el sistema de aire acondicionado al balance

de calor de la zona (espacio con un volumen de aire homogéneo). Además, se confirmó que la captura de parámetros y el modelado se realizaron correctamente.

Una vez concluidas las pruebas, se continuó con las simulaciones energéticas de la casa CONUEE con los cuatro tipos de techo en el clima de Ensenada. Para esto, se utilizaron los parámetros del techo obtenidos en la validación para representar los diferentes tipos de techos. En la Tabla 7 se muestran los parámetros que se usaron en los GRs. También, se generó un nuevo archivo de clima que representa las condiciones típicas de la ciudad para las simulaciones, empleando una base de datos de clima histórico de 10 años (xlsx) con los datos de clima por hora de un año (288 por día) que fue elaborada usando datos de la estación meteorológica de CICESE (Stephens Camacho *et al.*, 2018).

Tabla 7. Parámetros de simulación de techos verdes: techo humedal y techo verde de *Sedum acre*.

Componente	Parámetro (unidades)	Techo humedal	Techo verde de <i>Sedum acre</i>
Vegetación	Altura (m)	0.375	0.047
	Índice de área foliar (m ² /m ²)	4	5
	Reflectividad de las hojas	0.22	0.22
	Emisividad de las hojas	0.95	0.97
	Resistencia estomática (s/m)	50	180
Sustrato	Profundidad (m)	0.1	0.1
	Conductividad térmica (W/m K)	0.57	0.5
	Calor específico (J/kg K)	1259	1181
	Densidad (kg/m ³)	1363	721
	Emisividad	0.96	0.97
	Absortancia	0.7	0.7
	Contenido volumétrico de humedad máximo en saturación (m ³ /m ³)	0.5	0.5
	Contenido volumétrico de humedad mínimo (m ³ /m ³)	0.1	0.1
Contenido volumétrico de humedad inicial (m ³ /m ³)	0.5	0.5	

Las variables que se consideraron para generar el archivo de clima son: temperatura de bulbo seco, humedad relativa, radiación solar directa, dirección y velocidad del viento. La dirección del viento se tomó del software de datos climáticos Meteonorm debido a que no se contaba con esta información en la base de datos. Después, se generó un archivo csv con los datos de fecha, hora, y datos de clima por hora de

todos los meses del año (8760 renglones en total). Posteriormente, se editó nuevamente el archivo def (definitions file), y se utilizó el programa *Weather Statistics and Conversions* de EnergyPlus para generar los cuatro archivos: epw, stat (statistics file), audit y ddy (design day file) requeridos para las simulaciones energéticas.

Una vez que se tuvieron el modelo final de la casa CONUEE y el archivo de clima histórico de Ensenada, B. C., se realizaron simulaciones anuales de los cuatro tipos de techos y se compararon entre sí; los parámetros comparados fueron las temperaturas de la superficie interior del techo (T_{ceiling}) y del aire al interior (T_{indoor}) en condiciones de ventilación natural para observar el comportamiento térmico de los elementos pasivos, es decir, sin el sistema electromecánico de climatización. Cabe mencionar que las comparaciones se realizaron considerando el promedio de temperatura de las tres habitaciones de la planta alta ya que, además de simplificar la interpretación de los resultados que varían de acuerdo con la influencia de las diferentes orientaciones de las fachadas de cada habitación, que es la parte de la casa que presenta una mayor influencia del techo.

También, se realizaron simulaciones con sistema de climatización para conocer las cargas de enfriamiento y calefacción. Para esto, primero se calcularon intervalos mensuales de confort térmico para ajustar los resultados a una representación más realista de las condiciones ambientales y de confort térmico locales utilizando el modelo de Williamson *et al.* (1995) para edificaciones con sistemas de climatización (ecuación 9). Éste es un modelo de confort adaptativo (que considera que los ocupantes presentan adaptaciones psicológicas y de comportamiento a condiciones ambientales cambiantes) basado en estudios de campo en los que se representan las condiciones térmicas bajo las cuales se espera que las personas se sientan cómodas en un edificio (Awbi, 2003).

$$T_c = 0.58 T_o + 10.5 \quad (9)$$

donde T_c indica la temperatura de confort y T_o la temperatura mensual promedio. Después de obtener las temperaturas de confort (Tabla 8) a partir del archivo de clima histórico, se consideró un rango de $\pm 2^\circ\text{C}$ para indicar las temperaturas mínimas y máximas de las consignas del sistema de climatización o aire acondicionado. En seguida, se llevaron a cabo simulaciones mensuales de los cuatro tipos de techo, ajustando las consignas a los valores calculados para cada mes; y se hizo la sumatoria de las cargas de enfriamiento y calefacción mensuales obtenidas para obtener las cargas anuales por tipo de techo. Un aspecto importante es que, para optimizar el proceso de modelado con consignas mensuales, posteriormente se utilizó un sistema de climatización detallado de tipo PTAC (*Packaged Terminal Air*

Conditioner) para el enfriamiento y un radiador eléctrico para la calefacción. El PTAC es un sistema de aire acondicionado independiente, que podría ser utilizado para enfriamiento y calefacción que se instala en una pared, es de uso comercial y se seleccionó para representar una unidad de tipo mini Split utilizado solo para enfriamiento, que son comunes en México (53% de las viviendas con sistemas de aire acondicionado; Zepeda-Gil & Natarajan, 2020) por ser relativamente económicas y sencillas de instalar.

Tabla 8. Valores de temperatura mensual promedio (T_{ave}), temperatura mínima y máxima de los puntos de consigna del sistema de climatización (T_{min} y T_{max} , respectivamente) y temperatura de confort térmico (T_c) de acuerdo con el modelo de Williamson *et al.* (1995).

Mes	T_{ave}	T_{min}	T_c	T_{max}
Ene	14.8	17.08	19.08	21.08
Feb	14.91	17.15	19.15	21.15
Mar	15.37	17.42	19.42	21.42
Abr	16.95	18.33	20.33	22.33
May	17.09	18.41	20.41	22.41
Jun	18.36	19.15	21.15	23.15
Jul	20.54	20.41	22.41	24.41
Ago	21.19	20.79	22.79	24.79
Sep	21.39	20.91	22.91	24.91
Oct	19.79	19.98	21.98	23.98
Nov	17.49	18.64	20.64	22.64
Dic	14.93	17.16	19.16	21.16

Adicionalmente, se calculó el costo mensual del consumo energético y emisiones anuales de CO₂ debidos a los sistemas de climatización. Primero, se obtuvo el consumo energético mensual (kWh) en calefacción (radiador) y enfriamiento (sistema PTAC) de cada tipo de techo y se sumaron ambos valores para obtener el consumo energético mensual total (kWh). Para el consumo energético, se consideró el costo promedio anual del 2020 (MXN/kWh) de acuerdo con la tarifa 1 de uso doméstico de la Comisión Federal de Electricidad (CFE; <https://app.cfe.mx/Aplicaciones/CCFE/Tarifas/TarifasCRECasa/Tarifas/Tarifa1.aspx>). Posteriormente, los valores de consumo energético totales mensuales obtenidos se multiplicaron por el costo de la electricidad empleando las tarifas de consumo: básico (hasta los primeros 75 kWh), intermedio (siguientes 65 kWh) y excedente (arriba de 140 kWh), según corresponde. Después se obtuvo el costo anual total por tipo de techo. Finalmente, se calcularon las emisiones de CO₂ debidas a la energía empleada en climatización por tipo de techo utilizando el factor de emisión del sistema eléctrico nacional (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2022), que tiene un valor de 0.423 kg CO₂/kWh y multiplicándolo por el consumo energético anual (kWh).

2.2 Resultados

Los resultados de este capítulo se dividen en tres secciones, la primera sección incluye el desempeño térmico experimental de los tres tipos de techos verdes (GRs): huerto urbano (HUGR), jardín de nativas (NGR) y humedal de nativas (HGR) en comparación con los techos convencionales (TCs): techo de concreto (RR) y techo reflectivo (CR). La segunda sección corresponde a la validación del modelo numérico utilizado para realizar las simulaciones energéticas a escala real. Y, por último, el desempeño térmico y energético numérico de techos verdes y techos convencionales. En seguida se presenta un informe detallado de cada sección.

2.2.1 Desempeño térmico experimental en tres diseños de techos verdes

En esta sección se muestra el desempeño térmico experimental de tres tipos de techos verdes monitoreados entre marzo del 2022 y mayo del 2023, que corresponde a los periodos de siembra de hortalizas en el techo verde de huerto urbano (HUGR; más información en la sección 3.1.3.1); debido a que antes y después de este periodo solamente se tienen datos del jardín de nativas (NGR), del humedal de nativas (HGR) y los techos convencionales (TCs). Los resultados de esta sección se muestran en las figuras 7 a 12, en las que se observa el comportamiento térmico (temperatura de la superficie interior del techo, $T_{ceiling}$) en condiciones de evolución libre durante un periodo de verano y uno de invierno, así como las temperaturas del suelo (T_{soil}) e imágenes de cobertura de los GRs como referencia.

Comenzando con el verano, la Figura 7 muestra las temperaturas de la superficie interior del techo ($T_{ceiling}$) de los GRs y TCs, así como la temperatura ambiente (T_{amb}), la velocidad del viento (V) y la radiación solar (G) del 03 al 14 de septiembre del 2022. Es notable la reducción de las oscilaciones térmicas (diferencia entre picos y valles) por los GRs, que se mantienen en un intervalo ($T_{ceiling}$ máxima - $T_{ceiling}$ mínima) de 10.4 °C para el NGR, 10.8 °C para el HUGR y 11.3 °C para la HGR; mientras que el techo de concreto (RR) y el techo reflectivo (CR) presentan oscilaciones térmicas de 32.9 °C y 26.8 °C, respectivamente, que son alrededor de tres veces mayores a las de los GRs. En cuanto a las variables climatológicas, el valor más alto de irradiancia (G) durante el día fue de 1,161 W/m² el 04 de septiembre y el más bajo fue de 190 W/m² el 09 de septiembre; ese mismo día la velocidad del viento (V) presentó su valor más alto de 10.3 m/s.

También se observa que para este periodo de verano se presentaron tres días consecutivos con cielo despejado con G máximas de alrededor de 840 W/m² (05-07 de septiembre), y se aprecia que el 07 de

septiembre las $T_{ceiling}$ máximas son ligeramente más altas tanto en los GRs (~6 %) como en los TCs (~13 %) respecto a los días anteriores. Sin embargo, a pesar de que el 08 y 09 de septiembre fueron días nublados, los GRs mantienen $T_{ceiling}$ relativamente estables, mientras que los TCs presentan valores bajos durante el día, registrando los valores mínimos de todo este periodo en la madrugada del 10 de septiembre. Durante los días nublados se presentaron vientos fuertes que contribuyeron a incrementar las pérdidas evaporativas y disipación de calor de los GRs y TCs, reduciendo las $T_{ceiling}$ incluso por debajo de la T_{amb} (08/09 de septiembre).

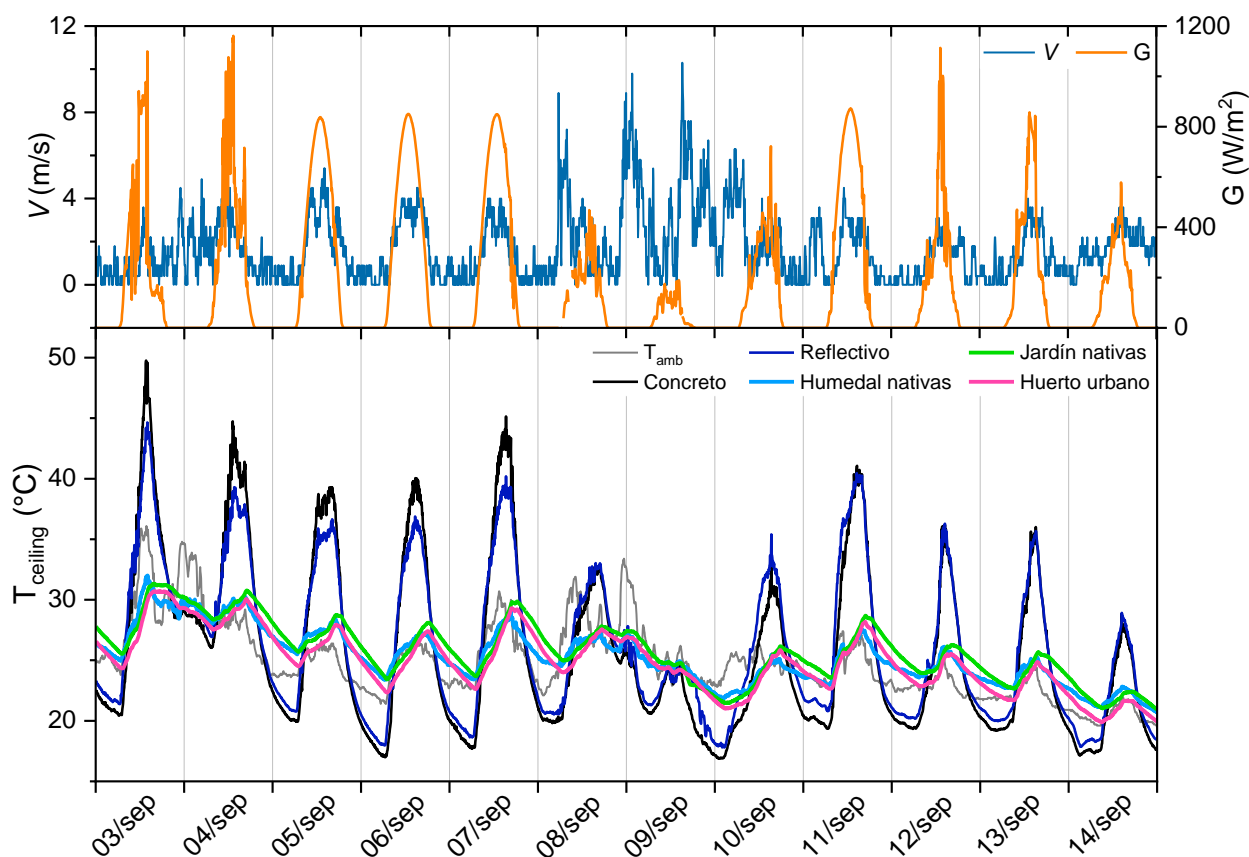


Figura 7. Radiación solar (G), velocidad del viento (V) y temperaturas de la superficie interior del techo ($T_{ceiling}$) de los módulos experimentales: techo de concreto (RR), techo reflectivo (CR), humedal de nativas (HGR), jardín de nativas (NGR) y huerto urbano (HUGR), durante un periodo representativo del verano del 2022 en Ensenada, Baja California.

La Figura 7 muestra que las mayores diferencias de $T_{ceiling}$ entre los TCs y los GRs se presentan durante el día, que es cuando la sensación de calor es mayor, especialmente durante el verano. Las mayores diferencias en HGR, NGR y HUGR respecto a RR son de 17.9, 19.5 y 20.3 °C, respectivamente, mientras que respecto a CR son de 13.6, 14.1 y 14.8 °C, respectivamente. Estas diferencias se presentaron el día más caluroso. Lo cual implica que los GRs presentan reducciones de $T_{ceiling}$ de 36 (HGR) a 41 % (HUGR) respecto a RR y de 34 % (los tres GRs) respecto a CR durante el día; es decir, se mantienen más frescos durante el

día. Por otra parte, durante la noche la $T_{ceiling}$ de los GRs es de 29 (HUGR) a 40 % (NGR) mayor respecto a RR y de 24 (HUGR) a 29 % (NGR) mayor respecto a CR. Esto ocurre porque los diferentes componentes de los GRs generan sombreado y almacenan calor, reduciendo la transferencia de calor al interior durante el día, mientras que, por la noche, el calor almacenado se disipa lentamente hacia el interior del módulo. En contraste, los TCs, debido a su menor masa térmica, retienen menos calor durante el día y lo disipan rápidamente al exterior por la noche, lo que provoca una transferencia de calor más intensa hacia y desde el interior en comparación con los GRs. Estas diferencias se reflejan claramente en las fluctuaciones térmicas observadas en ambos tipos de techo.

Asimismo, los GRs presentan una $T_{ceiling}$ máxima de 32 °C (HGR), 31.3 °C (NGR) y 30.7°C (HUGR), estos valores se encuentran por debajo de la T_{amb} máxima de 36.1 °C el 03 de septiembre, que fue el día más caluroso de todo el año. Las $T_{ceiling}$ máximas de los GRs tienen un desfase de 20 min (HGR), 2h 5 min (NGR) y 3h 35 min (HUGR) respecto a la T_{amb} . En contraste, RR y CR presentaron $T_{ceiling}$ máximas de 49.8 °C y 44.6 °C, 5 min antes y 15 min después de la T_{amb} máxima, respectivamente.

A pesar de que el desfase respecto a T_{amb} es similar en HGR y CR, la diferencia de $T_{ceiling}$ máxima entre ambos es de 12.6 °C. Por otra parte, es evidente que las $T_{ceiling}$ de los GRs son similares entre sí, sin embargo, la diferencia entre NGR/HGR y HUGR es de hasta 1.5/ 2.6 °C, siendo HUGR el que se mantiene ligeramente más fresco durante el 98 % del tiempo respecto a NGR y 69 % respecto a HGR. Lo mencionado en los párrafos anteriores corrobora que el impacto de las condiciones climáticas es mayor en los TCs que en los GRs, además de que el comportamiento térmico de los techos es el resultado de la acumulación de energía que presentan a lo largo del tiempo, dependiendo de sus características.

La Figura 8 muestra las temperaturas del suelo (T_{soil}) y el momento del riego de los GRs. El efecto del riego en la T_{soil} se observa con mayor claridad el día más caluroso, ya que, con el riego, T_{soil} disminuyó aprox. 0.8 °C en HUGR, 0.6 °C en NGR y 0.2 °C en HGR, seguida de un ligero aumento que es menor a la T_{soil} que se tenía al momento del riego. En contraste con $T_{ceiling}$, el menor intervalo de T_{soil} lo presenta HGR (8 °C), seguido de NGR (9.2 °C), y por último HUGR (9.6 °C) con el mayor intervalo. También se observa que NGR y HUGR presentan un comportamiento térmico similar con una diferencia de hasta 1.7 °C. Además, la mayor diferencia ocurre entre HGR y HUGR con un valor de 2.3 °C el 11 de septiembre. Para dar una idea de la cobertura de las plantas durante este periodo de verano, la Figura 9 muestra fotografías de los tres GRs con una cobertura medida de 95 %, 69 % y 86 % para HGR, NGR y HUGR, respectivamente. La cobertura alta de HGR se refleja de cierto modo en sus T_{soil} bajas, por el contrario, NGR presenta la menor cobertura para este periodo y T_{soil} mayores a HGR.

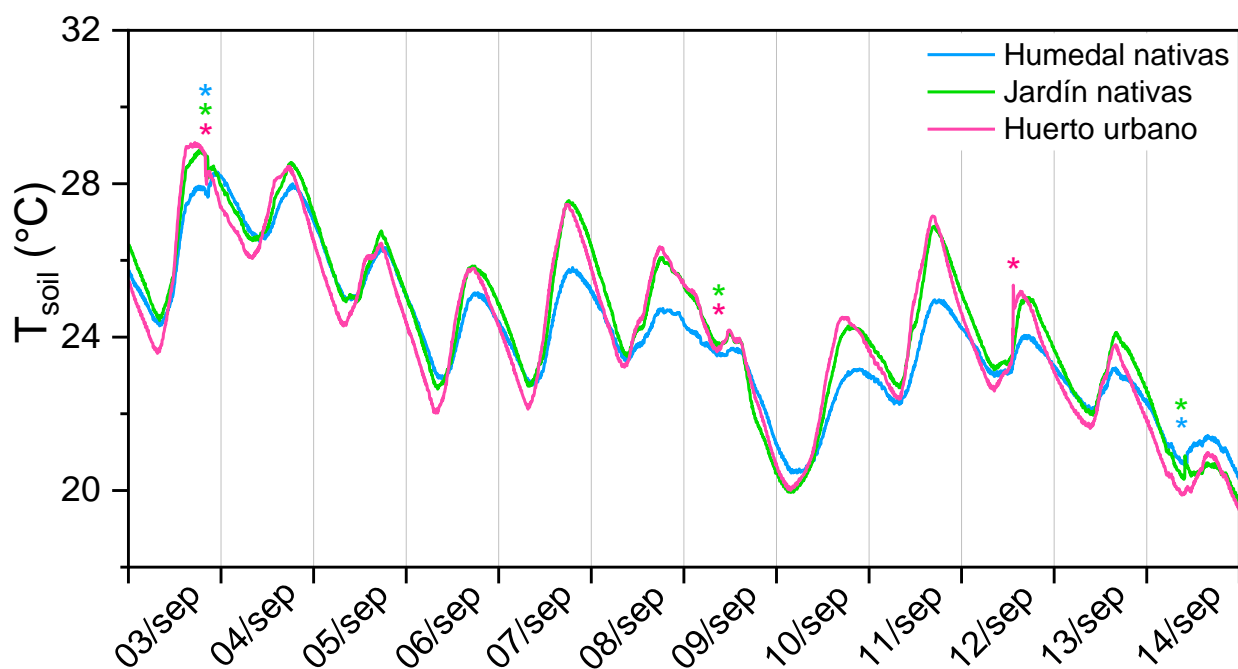


Figura 8. Temperaturas del suelo (T_{soil}) de los módulos con techos verdes: humedal de nativas (HGR), jardín de nativas (NGR) y huerto urbano (HUGR), durante un periodo representativo del verano del 2022 en Ensenada, Baja California. Los asteriscos de diferentes colores señalan el momento del riego de cada tipo de techo verde.



Figura 9. Fotografías de referencia de la cobertura de las plantas de tres techos verdes: humedal de nativas (HGR; izquierda), jardín de nativas (NGR; centro) y huerto urbano (HUGR; derecha), tomadas durante la primera semana de septiembre del 2022.

En cuanto al desempeño térmico experimental durante el invierno, la Figura 10 muestra las temperaturas de la superficie interior del techo ($T_{ceiling}$) de los GRs y TCs, la temperatura ambiente (T_{amb}), la velocidad del viento (V) y la radiación solar (G) del 20 al 31 de enero del 2023. Al igual que durante el verano, es notable que los GRs reducen las oscilaciones térmicas, manteniendo intervalos ($T_{ceiling}$ máxima - $T_{ceiling}$ mínima) de 8.1 °C (HGR), 9.7 °C (NGR) y 10 °C (HUGR); mientras que el RR y el CR presentan oscilaciones térmicas de 30.2 °C y 26.8 °C, respectivamente, que son alrededor de tres y hasta casi cuatro veces mayores a las de

los GRs. Respecto a las variables climatológicas, el valor más alto de G fue de 756.5 W/m^2 el 30 de enero, y el de V fue de 11.8 m/s el 26 de enero. Para este periodo, la mayoría de los días presentaron cielos despejados, con excepción del 29 y 30 de enero, que presentaron nubosidad.

De manera similar al verano, se observa que en días nublados los TCs tienen ganancias térmicas reducidas en comparación con días despejados, por ejemplo, la $T_{ceiling}$ máxima de RR el 27 de enero es 71 % mayor que el 29 de enero; mientras que la mínima es 67 % mayor para los mismos días. En comparación, los GRs presentan menor variación, por ejemplo, las $T_{ceiling}$ máxima y mínima de HUGR el 27 de enero son 31 % y 15 % mayores que las del 29 de enero, respectivamente. Por otra parte, HGR y NGR presentan una $T_{ceiling}$ mínima de $8.6 \text{ }^\circ\text{C}$ y $8.8 \text{ }^\circ\text{C}$, respectivamente, que son mayores a la T_{amb} mínima de $8.3 \text{ }^\circ\text{C}$ el 22 de enero, la $T_{ceiling}$ mínima de HUGR ($8.0 \text{ }^\circ\text{C}$) es ligeramente menor, sin embargo, es notable que las $T_{ceiling}$ mínimas de RR ($0.2 \text{ }^\circ\text{C}$) y CR ($1.6 \text{ }^\circ\text{C}$) presentan valores mucho menores que la T_{amb} mínima para ese mismo día; evidenciando que las ganancias y pérdidas de calor en los TCs es mucho mayor, sobre todo en días soleados, mientras que la masa térmica de los GRs evita grandes pérdidas de calor.

En la Figura 10 se observa que las mayores diferencias de $T_{ceiling}$ entre los TCs y los GRs se presentan durante el día el 27 de enero, donde los GRs presentan reducciones de $T_{ceiling}$ de 49 (NGR) a 52 % (HUGR) respecto a RR, y de 45 (HGR) a 50 % (HUGR) respecto a CR. Por otro lado, durante la noche, que es cuando la sensación de frío es mayor en invierno, las diferencias más grandes en NGR, HGR y HUGR respecto a RR son de 9.6 , 9.6 y $8.9 \text{ }^\circ\text{C}$, respectivamente, mientras que respecto a CR son de 8.2 , 7.6 y $7.7 \text{ }^\circ\text{C}$, respectivamente. Lo anterior muestra que la $T_{ceiling}$ de RR es de 96 a 97 % menor respecto a HUGR y NGR, respectivamente; y la de CR es de 65 a 81 % menor respecto a NGR y HGR, respectivamente. Estas diferencias, especialmente durante las horas más frías, resaltan la capacidad de los GRs para mantener temperaturas de techo ($T_{ceiling}$) más cálidas que los TCs, lo que tiene implicaciones directas en la reducción de la demanda de calefacción durante el invierno.

Así mismo, este desempeño térmico superior en climas mediterráneos se debe a la capacidad aislante de los GRs, proporcionada por sus múltiples capas, así como a su mayor masa térmica, que les permite almacenar calor durante el día y liberarlo de forma gradual por la noche. En contraste, los TCs, con su baja masa térmica carecen de aislamiento, pierden calor rápidamente durante la noche y un incremento en la demanda energética para calefacción. Este comportamiento térmico de los GRs y TCs resalta la importancia de considerar soluciones basadas en la naturaleza, como los GRs, para optimizar el desempeño energético de las edificaciones en climas mediterráneos. La discusión de este comportamiento se encuentra con mayor detalle en la sección 2.3.1.

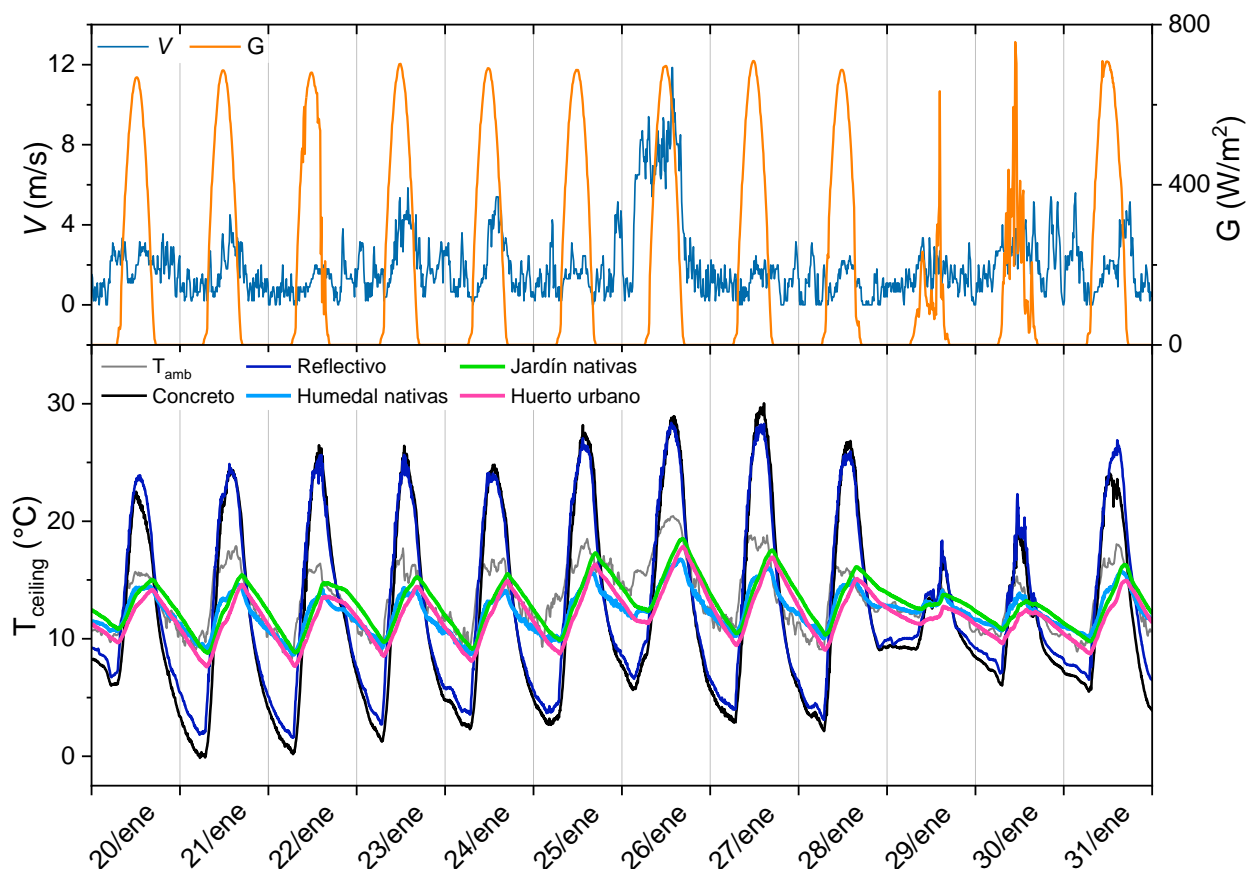


Figura 10. Radiación solar (G), velocidad del viento (V) y temperaturas de la superficie interior del techo (T_{ceiling}) de los módulos experimentales: techo de concreto (RR), techo reflectivo (CR), humedal de nativas (HGR), jardín de nativas (NGR) y huerto urbano (HUGR), durante un periodo representativo del invierno del 2023 en Ensenada, Baja California.

La Figura 11 muestra las temperaturas del suelo (T_{soil}) y el momento del riego de los GRs en un periodo de invierno. El efecto del riego se observa en un ligero incremento momentáneo en las temperaturas de HUGR (1.3 °C) y NGR (1.8 °C) que pierde su efecto en aproximadamente 1 h 30 min. En HGR este efecto no se observa ya que el sustrato se encuentra saturado. Al igual que durante el verano, el menor rango de T_{soil} corresponde al HGR (5.5 °C), seguido de NGR (6.4 °C), y por último HUGR (8.4 °C); además de que NGR y HUGR presentan un comportamiento térmico similar con una diferencia de hasta 3.4 °C el día del riego, y de 2 °C si excluimos el momento del riego. La mayor diferencia de T_{soil} entre los GRs ocurre entre HGR y HUGR con un valor de 5 °C el día del riego y de 3.7 °C excluyendo el momento del riego.

Respecto a la cobertura de los GRs durante este periodo de invierno, la Figura 12 muestra fotografías de los tres GRs con una cobertura medida de 66 %, 73 % y 69 % para HGR, NGR y HUGR, respectivamente. A pesar de que las plantas de HGR muestran cambios fenológicos en este periodo (i. e. dormancia), su cobertura sigue siendo alta y por lo tanto la porción de sustrato expuesta a la radiación solar es baja. En el

caso de NGR, también se observan cambios fenológicos relacionados con la maduración de las semillas en los tallos florales senescentes; y en HUGR los valores de cobertura se asocian a la baja cobertura vegetal que proporcionan las cebollas cambray (*Allium fistulosum*), que ocupan un tercio del espacio en la cama de cultivo.

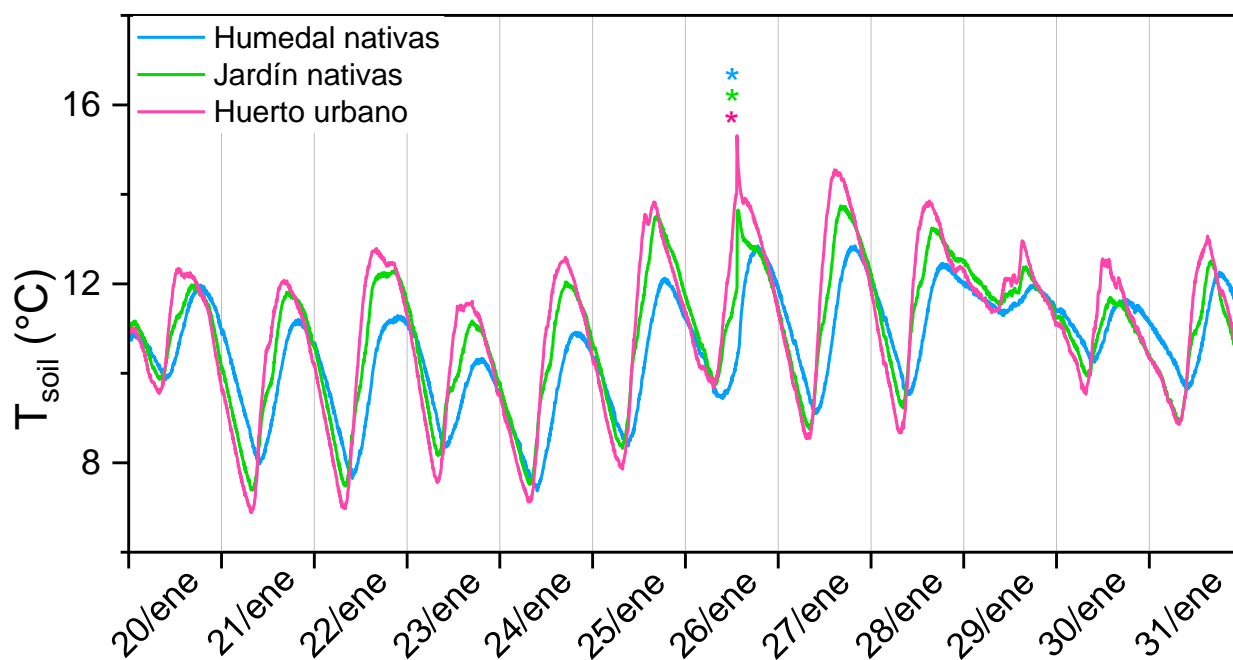


Figura 11. Temperaturas del suelo (T_{soil}) de los módulos con techos verdes: humedal de nativas (HGR), jardín de nativas (NGR) y huerto urbano (HUGR), durante un periodo representativo del invierno del 2023 en Ensenada, Baja California. Los asteriscos de diferentes colores señalan el momento del riego de cada tipo de techo verde.



Figura 12. Fotografías de referencia de la cobertura de las plantas de los tres techos verdes: humedal de nativas (HGR; izquierda), jardín de nativas (NGR; centro) y huerto urbano (HUGR; derecha), tomadas durante la última semana de enero del 2023.

2.2.2 Validación

Para otorgar certeza a los resultados numéricos que se obtienen de las simulaciones energéticas, se realizó una validación en la que se observó la variabilidad de los datos numéricos respecto a los experimentales tanto de forma gráfica como mediante el cálculo del error cuadrático medio (RMSE). Las figuras 13 y 14 muestran los valores experimentales y numéricos de las temperaturas de la superficie interior del techo ($T_{ceiling}$) y del aire interior (T_{indoor}), respectivamente, de los cuatro módulos con diferente cobertura de techo durante el mes de febrero del 2020. A simple inspección, el mejor ajuste se observa en el techo reflectivo (CR), lo cual tiene sentido si se considera que los GRs tienen muchas más capas y procesos de transferencia de calor más complejos (1.2.3 y 2.1.2.2). También, las mayores diferencias entre los datos experimentales y numéricos se observan fácilmente en los periodos de temperaturas máximas y mínimas. En el caso del techo de concreto (RR) y el CR, las mayores diferencias se observan tanto en las temperaturas máximas como mínimas; mientras que en el techo verde con *Sedum acre* (SR) y el techo estanque (WR), se observan principalmente en las temperaturas máximas. Así mismo, se muestra un mejor ajuste en los valores de T_{indoor} (Figura 14) que en los de $T_{ceiling}$ (Figura 13).

En la Figura 13, la mayor diferencia entre los datos experimentales y numéricos tiene un valor de 9.5 °C en RR, seguido de 7.1 °C en WR, 5.9 °C en SR y 5.5 °C en CR. En cambio, las menores diferencias son inferiores a 0.0001 °C en WR, SR y RR. Por otra parte, en la Figura 14, las mayores diferencias son de 10.5 °C en CR, seguido de 8.6 °C en WR, 8.4 °C en RR y 7.1 °C en SR; mientras que los periodos con mejor ajuste de los datos presentan diferencias mínimas similares a las de la Figura 13, particularmente en WR y SR. Asimismo, la Tabla 9 muestra los valores del error cuadrático medio (RMSE, %) de las temperaturas de la superficie interna ($T_{ceiling}$), externa ($T_{s,ext}$) e interior (T_{indoor}) de los módulos experimentales. El valor más bajo obtenido fue el de $T_{ceiling}$ del CR (1.57 %), y el más alto fue el de la $T_{s,ext}$ del RR (3.45 %).

Tabla 9. Valores del error cuadrático medio (RMSE, %) obtenidos de la comparación de datos numéricos y experimentales para las temperaturas de la superficie interna ($T_{ceiling}$), externa ($T_{s,ext}$) e interior (T_{indoor}) de cuatro módulos experimentales, un techo de referencia de concreto (RR), un techo reflectivo (CR), un techo humedal (WR) y un techo con *Sedum acre* (SR).

Variable	RR	CR	WR	SR
$T_{ceiling}$	3.18	1.57	2.43	2.7
$T_{s,ext}$	3.45	2.43	-	-
T_{indoor}	2.65	2.99	2.03	2.7

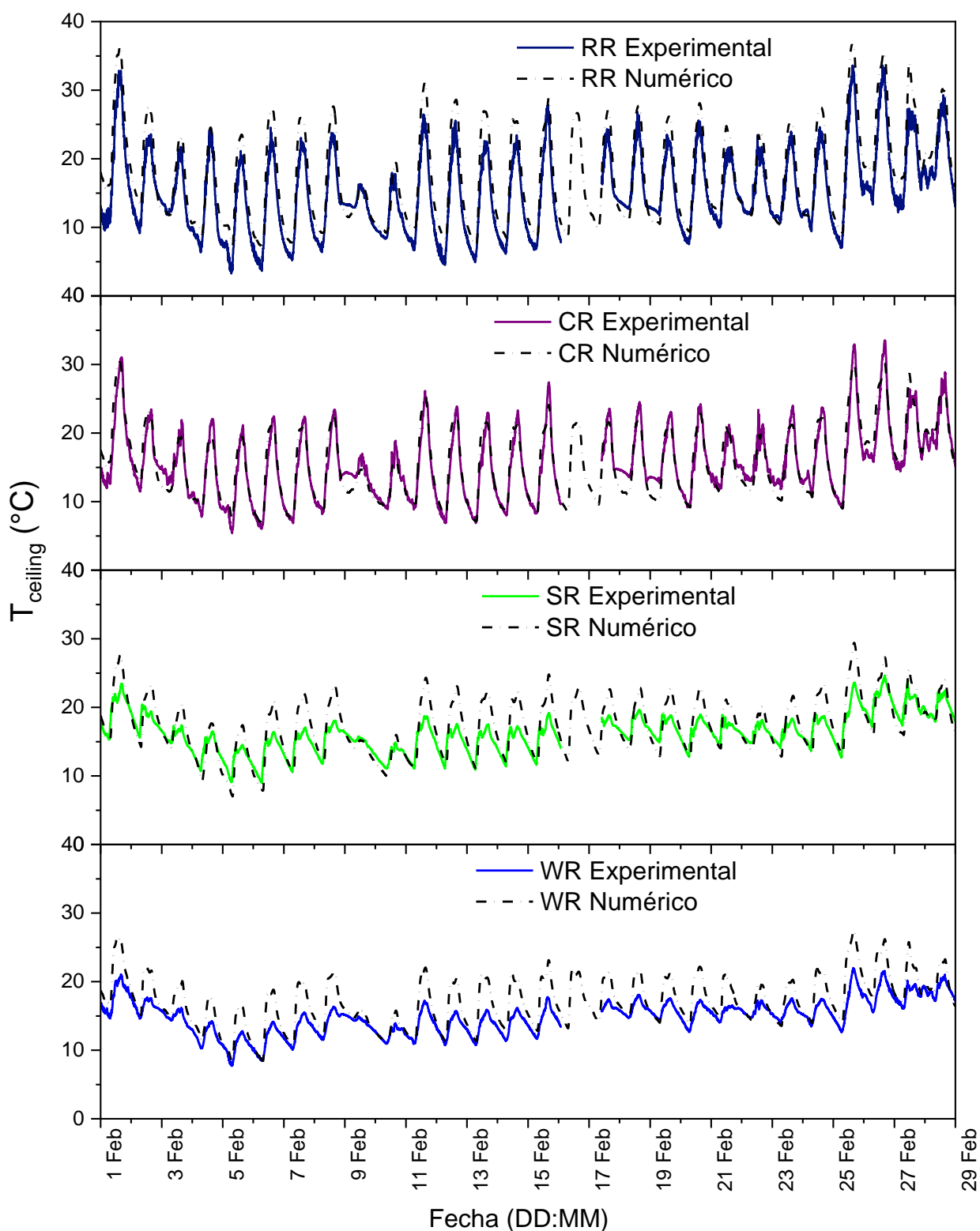


Figura 13. Comparación de los valores experimentales y numéricos de las temperaturas de la superficie interior (T_{ceiling}) de los módulos de concreto (RR), reflectivo (CR), techo humedal (WR) y techo verde con *Sedum acre* (SR) durante el mes de febrero 2020.

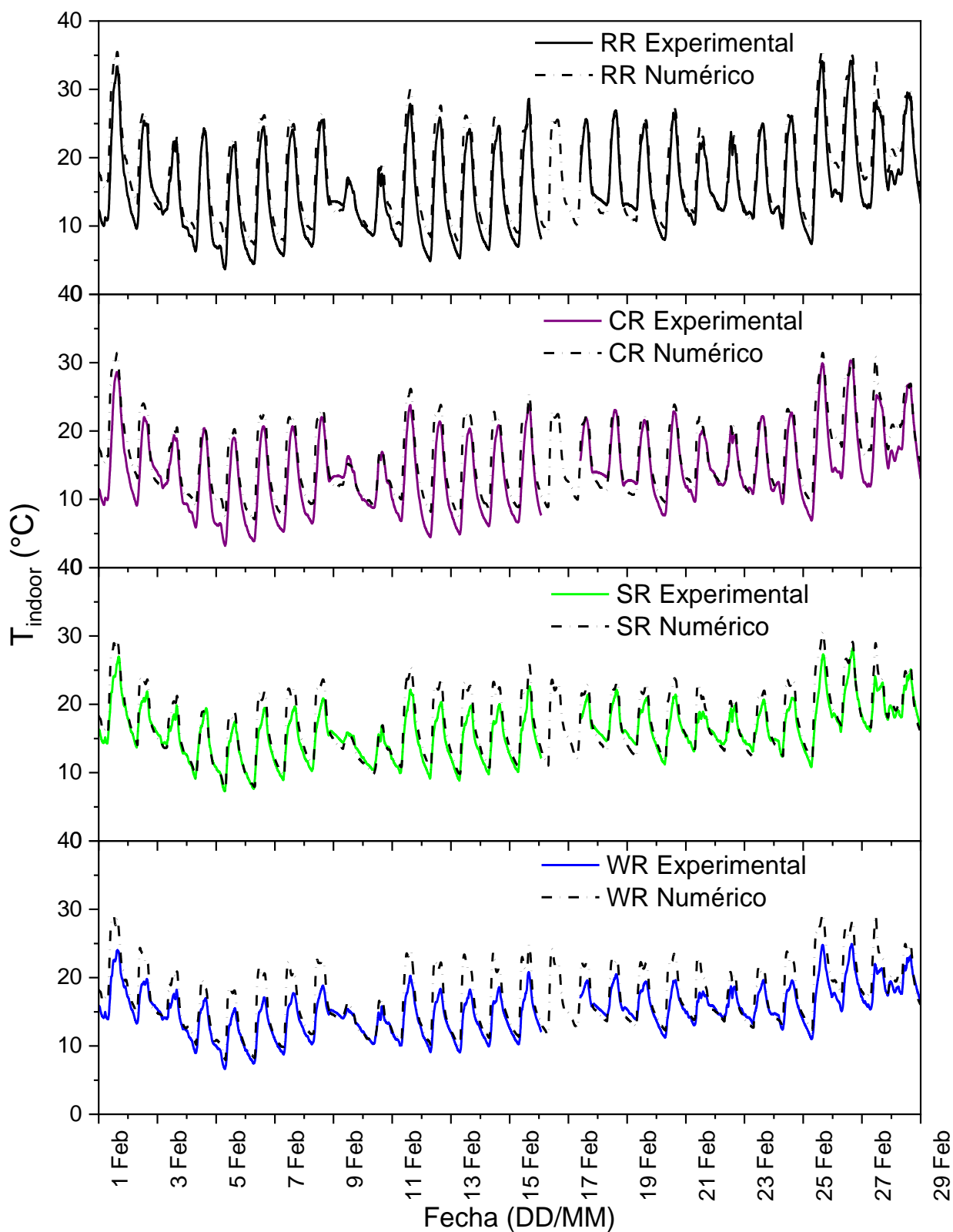


Figura 14. Comparación de los valores experimentales y numéricos de las temperaturas del aire interior (T_{indoor}) de los módulos de concreto (RR), reflectivo (CR), techo humedal (WR) y techo verde con *Sedum acre* (SR) durante el mes de febrero 2020.

2.2.3 Desempeño térmico y energético

En esta sección se muestra el desempeño térmico y energético del modelo de la casa CONUEE, la cual es una representación de una edificación a escala real. Primeramente, las figuras 15 y 16 muestran el desempeño térmico en condiciones de convección natural representado por la temperatura del aire al interior del módulo (T_{indoor}) de los cuatro tipos de techos analizados para un mes de invierno (febrero) y un mes de verano (agosto), respectivamente, de un año típico en Ensenada, B. C. El mes de invierno se seleccionó debido a que, a pesar de que el 08 de marzo fue el día más frío de todo el año, febrero presenta una mayor cantidad de días fríos con lo que se puede ver de mejor manera el comportamiento térmico de los techos durante estas condiciones. Por otra parte, el mes de verano se seleccionó debido a que en agosto los techos presentaron las temperaturas del aire interior (T_{indoor}) más altas de todo el año, por lo que es interesante observar y comparar el comportamiento térmico de los techos durante estos días.

La Figura 15 muestra que, en los días más fríos de invierno, por ejemplo, el 4 y 5 de febrero, todos los techos se encuentran por debajo del rango de temperaturas de confort para este mes ($17.1\text{ °C} \leq T_c \leq 21.1\text{ °C}$), siendo el techo verde con *Sedum acre* (SR) el que presenta las temperaturas más cercanas a este rango. De acuerdo con los resultados, todos los techos presentaron las temperaturas mínimas el 06 de febrero a las 7:40 am, sin embargo, en ese momento el SR y el techo estanque (WR) se encontraban 1.6 y 0.9 °C por encima de las del techo de concreto (RR), y 1.7 y 1.0 °C más cálidos que el techo reflectivo (CR), respectivamente.

Respecto a las diferencias de T_{indoor} entre diferentes techos, se observa que la diferencia máxima de temperatura entre RR y SR fue de hasta 3.2 °C en la madrugada del 15 de febrero, y para RR y WR fue de 2.5 °C el 01 de febrero. Por otra parte, las temperaturas mínimas de RR y el techo reflectivo (CR) son similares, con diferencias entre 0.0 °C y 0.1 °C; y las temperaturas máximas tienen una diferencia de hasta 3.9 °C. Al comparar a CR con los GRs, se observa que el comportamiento térmico de WR es parecido al de CR, sin embargo, las temperaturas mínimas y máximas de WR son hasta 2.8 °C y 1.2 °C más altas que las de CR, mientras que las temperaturas mínimas y máximas de SR son hasta 3.3 °C y 2.4 °C más altas. En general, también se observa que a pesar de los valores bajos de la temperatura ambiente (T_{amb}) a lo largo del mes (mínimo 9.3 °C), los techos verdes (GRs) se mantienen dentro del rango de confort durante una mayor cantidad de tiempo, mientras que los techos convencionales (TCs) presentan intervalos más amplios de temperatura. Cabe mencionar que los GRs en ningún momento presentan temperaturas mínimas menores a las de los TCs, lo cual es importante durante la noche y madrugada que son los momentos más fríos durante el invierno.

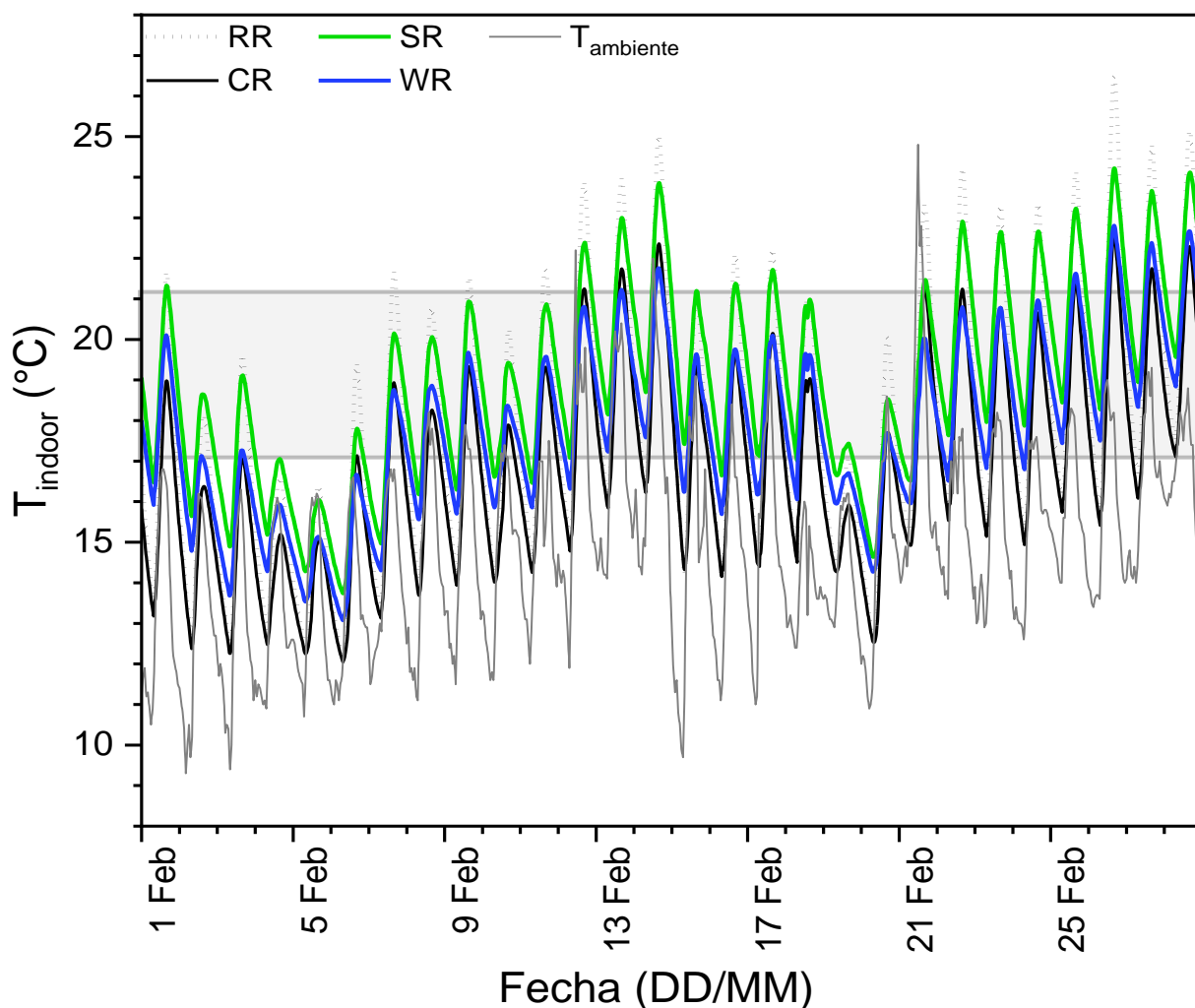


Figura 15. Temperatura ambiente (T_{amb}) y del aire interior (T_{indoor}) de cuatro tipos de techo: techo de concreto (RR), techo reflectivo (CR), techo estanque (WR), y techo verde con *Sedum acre* (SR) durante un mes de invierno. La banda gris indica el rango de temperatura de confort para ese mes.

En la Figura 16 se observa que en los días más calurosos de verano (17 y 18 de agosto), WR y los TCs logran mantener temperaturas dentro del rango de confort ($20.8\text{ °C} \leq T_c \leq 24.8\text{ °C}$) durante la madrugada y la mañana ($\approx 3:00$ y $10:00$ h), mientras que SR se mantiene por arriba de este rango. Por otra parte, los TCs presentaron las temperaturas máximas el mismo día que la T_{amb} (17 de agosto a las 17:00 h, 29.1 °C), con un desfase de 1:10 h (RR, 30.6 °C) y 1:30 h (CR, 27.2 °C); sin embargo, los GRs presentaron las temperaturas máximas el día siguiente entre las 16:30 h (WR) y 16:00 h (SR), lo cual corresponde a un desfase de casi 24 h. En el día más caluroso del mes, SR y WR se encontraban 2.7 °C y 4.6 °C por debajo del valor máximo de RR, respectivamente; así como 1.1 °C y 2.9 °C por debajo del valor máximo de T_{amb} , respectivamente, indicando que, a pesar de las altas temperaturas, los GRs mantienen la T_{indoor} más frescas que la T_{amb} y RR.

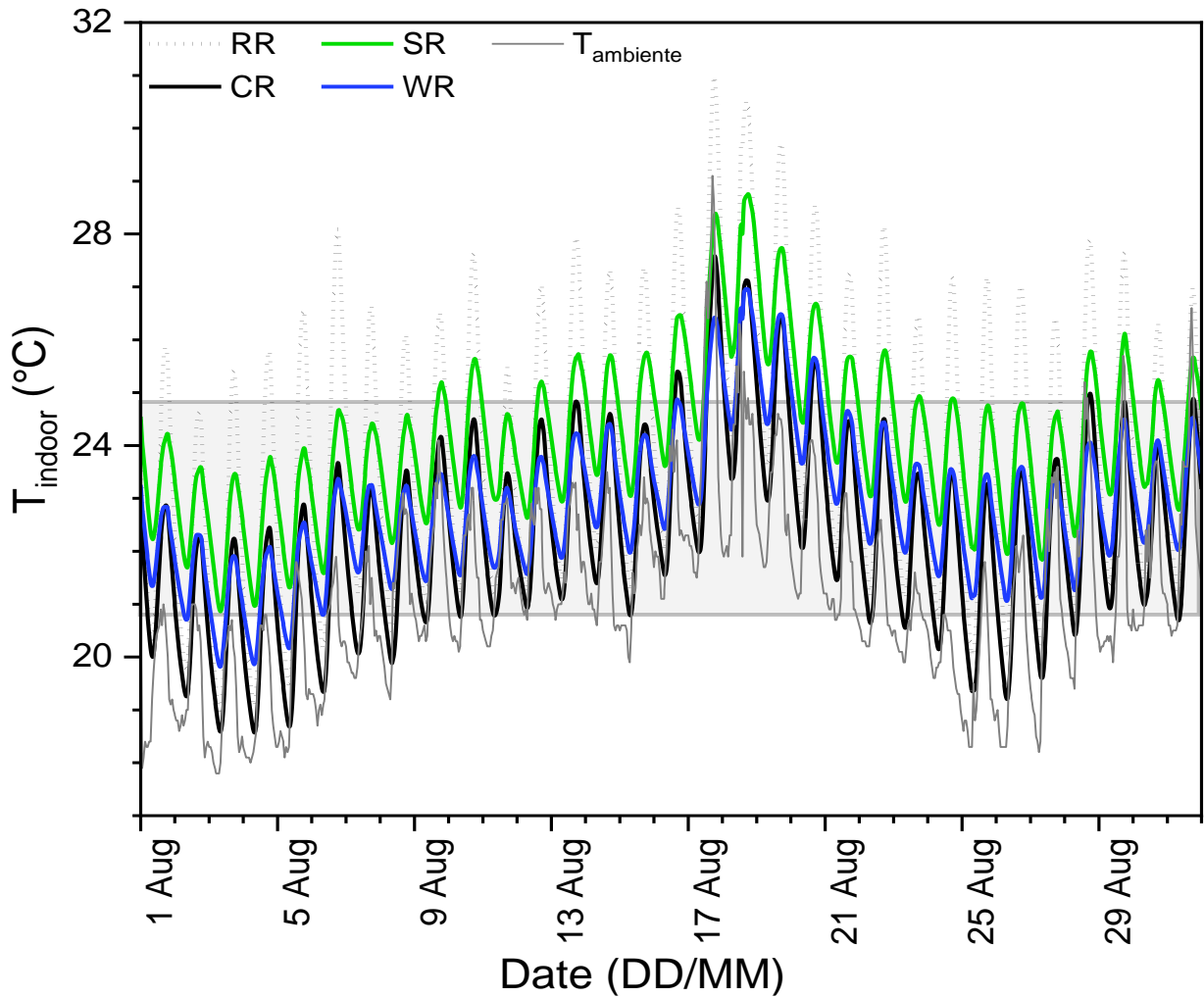


Figura 16. Temperatura ambiente (T_{amb}) y del aire interior (T_{indoor}) de cuatro tipos de techo: techo de concreto (RR), techo reflectivo (CR), techo estanque (WR), y techo verde con *Sedum acre* (SR) durante un mes de verano. La banda gris indica el rango de temperatura de confort para ese mes.

Al igual que en invierno, en general se observa que la T_{indoor} de los GRs, particularmente WR, se mantiene dentro del rango de confort durante más tiempo, y ambos GRs presentan un intervalo de temperaturas menor que RR. Al analizar los resultados, se encontró que las diferencias máximas entre las T_{indoor} del RR y los GRs se presentaron el 06 de agosto a las 17:30 h, con temperaturas de hasta 3.5 °C (SR) y 4.7 °C (WR) menores que las del RR. Respecto a CR, las diferencias máximas se presentaron el 26 de agosto entre 07:00 y 08:30 am, con valores de 1.9 °C (WR) y 2.8 °C (SR) por encima de la T_{indoor} del CR. De acuerdo con lo anterior, es notable que las diferencias máximas entre los GRs y los TCs se presentan durante los periodos más cálidos respecto a RR y los más fríos respecto a CR. Así mismo, a pesar de que CR (T_{indoor} max-min CR = 9.0 °C) presenta un mejor comportamiento térmico que RR (T_{indoor} max-min RR = 12.1 °C), ambos GRs lo superan (T_{indoor} max-min SR = 7.9 °C; T_{indoor} max-min WR = 7.1 °C), debido a que presentan menores fluctuaciones en la T_{indoor} y se mantienen dentro del rango de confort durante más tiempo.

En relación con el desempeño energético, la Tabla 10 muestra las cargas anuales de calefacción, enfriamiento y totales (kWh), así como el costo anual de la electricidad (MXN) y emisiones de CO₂ asociadas al sistema de climatización (kgCO₂/kWh). Estos datos reflejan el rendimiento energético necesario para mantener las condiciones óptimas de confort térmico en la casa CONUEE, de acuerdo con el modelo propuesto por Williamson *et al.* (1995). Se observa que los valores más altos corresponden al RR en casi todos los parámetros evaluados, excepto por la carga anual de calefacción en la que el CR supera a RR en un 32 %. Además, se observa que el CR presenta una carga anual de calefacción 2.5 veces mayor que la de WR y 4.9 veces superior a la de SR, también un costo anual de electricidad 47 y 25 % mayor que WR y SR, respectivamente.

Respecto a las cargas de enfriamiento del RR, los techos WR, SR y CR presentan una reducción del 72, 18 y 76 %, respectivamente, siendo CR el que presenta la menor carga de enfriamiento. WR presenta cargas de calefacción y enfriamiento similares, pero en el caso de SR la carga de enfriamiento es 4.6 veces mayor que la de calefacción. La carga anual total, es decir, la cantidad de energía removida/ añadida al espacio en CR es 43 y 10 % mayor que la requerida por WR y SR; mientras que la carga anual total de RR es 62, 40 y 33 % mayor que las de WR, SR y CR, respectivamente; esta tendencia es la misma para el costo anual de electricidad y las emisiones de CO₂. También, se observa que, WR es el que presenta las menores cargas totales, costo anual de electricidad y emisiones de CO₂, seguido de SR, CR y RR el más costoso. El ahorro económico de WR y SR es de 47 y 25 % respecto a CR, y de 68 y 56 % respecto a RR, respectivamente.

Tabla 10. Cargas anuales de calefacción, enfriamiento y totales (kWh), costo anual de la electricidad (MXN) y emisiones de CO₂ por el sistema de climatización (kgCO₂/kWh) de la casa CONUEE con cuatro tipos de techo: estanque (WR), techo verde con *Sedum acre* (SR), techo reflectivo (CR) y techo de concreto (RR). Los colores indican los valores mayores (rojo), intermedios (naranja y amarillo) y menores (azul).

Tipo de techo	Carga anual de calefacción (kWh)	Carga anual de enfriamiento (kWh)	Carga anual total (kWh)	Costo anual de electricidad (MXN)	Emisiones anuales de CO ₂ (kgCO ₂ /kWh)
Estanque (WR)	680.8	524.5	1205.4	1,887.2	509.9
Sedum (SR)	338.3	1556.6	1894.8	2,637.7	801.5
Reflectivo (CR)	1667.5	445.2	2112.7	3,539.2	893.7
Concreto (RR)	1265.6	1879.8	3145.3	5,929.6	1,330.5

Para observar mejor la distribución de las cargas de calefacción y enfriamiento a lo largo del año, lo cual tiene un impacto en el costo anual de electricidad y en las emisiones de CO₂, en las Figura 17 y 18 se muestran las cargas mensuales (kWh) de calefacción y enfriamiento por tipo de techo, respectivamente. Como es de esperarse, las cargas más altas de calefacción (Figura 17) ocurren en invierno (enero) y las más bajas en verano (septiembre) para todos los techos; con valores relativamente altos durante el invierno respecto a otras temporadas. Cabe mencionar que los GRs son los únicos que presentaron cargas nulas de calefacción, WR durante septiembre y SR desde agosto hasta octubre; presentando valores muy bajos (<10 kWh) entre mayo y octubre (WR), y entre abril y octubre (SR). Si se observan las cargas de calefacción por unidad de área (Tabla 19, anexos), es evidente que SR presenta valores menores a 1.0 kWh/m² durante 11/ 12 meses, con un consumo casi nulo (<0.003 kWh) durante la mitad del año. Como observamos anteriormente, SR presenta la menor carga de calefacción total anual y CR la mayor.

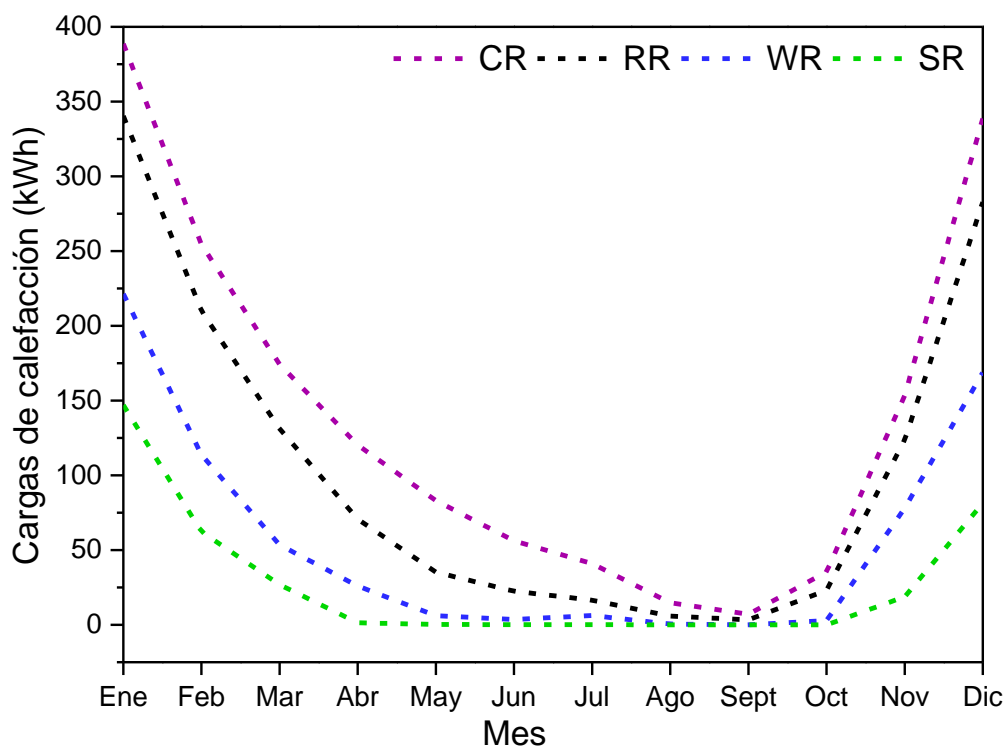


Figura 17. Cargas de calefacción (kWh) mensuales por tipo de techo. Techo de concreto (RR), Techo reflectivo (CR), Techo estanque (WR), y Techo verde con *Sedum acre* (SR).

Por el contrario, las cargas de enfriamiento (Figura 18) más altas ocurren en verano (septiembre), mientras que las más bajas para RR ocurren a finales de otoño/ inicios de invierno (diciembre) y, de manera interesante, para WR, SR y CR a finales de primavera/ inicios de verano (junio). En WR, SR y CR presentan los valores más bajos de año al inicio y los más altos al final del verano; mientras que para RR en verano

se presentan los valores más altos de todo el año. Aunque ninguno de los techos logró anular la necesidad de refrigeración durante el año, WR y CR presentaron cargas de enfriamiento muy bajas (<3 kWh) en junio y menores a 90 kWh durante todo el año, a diferencia de SR y RR que sólo presentaron valores menores a 90 kWh durante tres meses y un mes del año, respectivamente. Las cargas de enfriamiento por unidad de área (Tabla 20, anexos) presentan valores menores a 1.0 kWh/m² durante 11/ 12 meses para WR y durante todo el año para CR. En este caso, CR presenta la menor carga de enfriamiento total anual y RR la mayor.

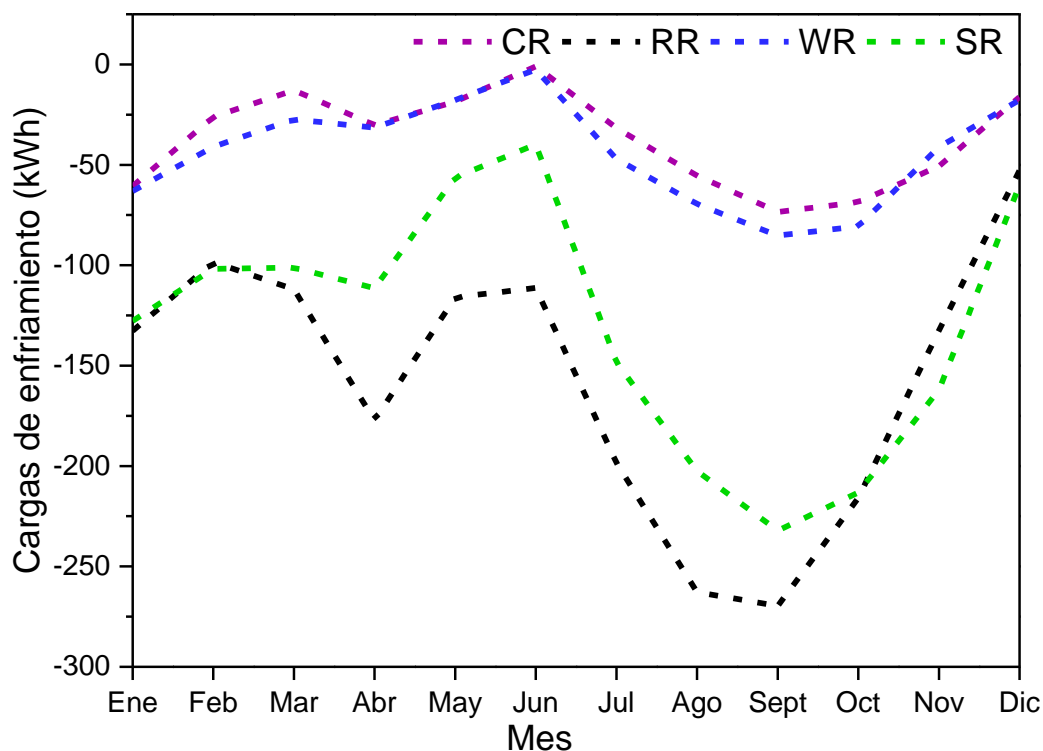


Figura 18. Cargas de enfriamiento (kWh) mensuales por tipo de techo. Techo de concreto (RR), Techo reflectivo (CR), Techo estanque (WR), y Techo verde con *Sedum acre* (SR).

2.3 Discusión

2.3.1 Desempeño térmico experimental

Los beneficios térmicos de los techos verdes (GRs) son uno de los principales impulsores para la implementación de esta tecnología, particularmente por la reducción de la temperatura superficial del techo y del calor hacia los componentes de la edificación (Cascone, 2019). Estos efectos están relacionados con procesos de transferencia de calor y agua en el sustrato y la vegetación. Entre ellos destacan: 1) el

sombreado radiativo que reduce la radiación solar directa, 2) la evapotranspiración que transfiere energía a la atmósfera en forma de calor latente, regula el microclima y disminuye la isla de calor urbana, 3) la inercia térmica del sustrato que retrasa y atenúa los flujos de calor y 4) el aislamiento térmico proporcionado por el incremento en la resistencia térmica del techo (Cascone, 2019; Balvedi & Giglio, 2023; Pianella *et al.*, 2024). El impacto que tiene cada uno de ellos en el comportamiento térmico de las edificaciones depende de las condiciones microclimáticas que se presenten en el sitio, lo que permite explicar las variaciones observadas en diferentes temporadas del año.

El análisis presentado en las figuras 7-8 y 10-11 (sección 2.2.1) confirma como estos procesos contribuyen al desempeño térmico de los GRs y es consistente con otros resultados encontrados en la literatura (He *et al.*, 2020; Robbiati *et al.*, 2022; İokhim & Ekşi 2024). De acuerdo con los resultados obtenidos, la reducción de la temperatura de la superficie interior del techo ($T_{ceiling}$) alcanzó entre 36 y 41 % en el humedal de nativas (HGR) y el huerto urbano (HUGR), respectivamente, en comparación con un techo de concreto (RR) y un 34 % en los tres GRs respecto a un techo reflectivo (CR) durante el día en verano. Este comportamiento se explica por el sombreado radiativo proporcionado por las plantas, la evapotranspiración resultante del contenido de agua en las plantas, el sustrato y las demás capas de los GRs, que genera un efecto de enfriamiento al transferir calor latente a la atmósfera, y la capacidad de almacenamiento térmico derivada de la masa térmica y las propiedades termofísicas de los componentes de los GRs, actuando como un amortiguador frente a las fluctuaciones de temperatura. Asimismo, el agua contenida en el sustrato incrementa la capacidad de almacenamiento de energía y retrasa la transferencia de calor a través de los GRs debido a su alta capacidad calorífica y baja difusividad térmica (López-Silva *et al.*, 2022).

Por otro lado, el incremento de la $T_{ceiling}$ fue de entre 96 (HUGR) y 97 % (jardín de nativas, NGR) respecto a RR, y entre 65 (NGR) y 81 % (HGR) en comparación con CR durante la noche en invierno. Este comportamiento se debe principalmente al aislamiento térmico que reduce la pérdida de calor durante las noches y temporadas frías, así como a la acumulación de energía proporcionada por la masa térmica de los GRs. En contraste, los techos convencionales (TCs), con menor masa térmica, acumulan menos energía y responden casi instantáneamente a las variaciones de la temperatura ambiente y la radiación incidente (He *et al.*, 2020), mostrando fluctuaciones térmicas más pronunciadas que los GRs tanto durante el día como la noche a lo largo del año y evidenciando un desempeño térmico inferior. Estos resultados concuerdan con otros estudios que reportan reducciones en las ganancias de calor durante el verano y en las pérdidas de calor durante el invierno en los GRs respecto a los TCs (Peng & Jim, 2015; Porcaro *et al.*, 2019; Arkar *et al.*, 2019).

Adicionalmente, al analizar el desempeño térmico de HGR se observan limitaciones en el comportamiento esperado debido a la degradación de la materia orgánica del sustrato. Las figuras 7 y 10 muestran que las $T_{ceiling}$ y las oscilaciones térmicas de HUGR son ligeramente menores que las de HGR, evidenciando un desempeño similar entre ambos, a pesar de que se esperaba un mejor comportamiento en HGR debido a sus características de diseño. Estas características incluyen un mayor potencial evapotranspirativo, cobertura, biomasa y capacidad de almacenamiento de calor, derivado del contenido significativamente mayor de agua en el sustrato en comparación con otros GRs (López Silva, 2020; López-Silva *et al.*, 2022). Sin embargo, la degradación de la materia orgánica redujo considerablemente el espesor del sustrato (Figura 21), afectando algunos de estos beneficios.

Por otro lado, HUGR presentó una cobertura relativamente alta (86 %) durante el verano (Figura 9), lo que disminuyó la porción del suelo expuesta a la radiación solar. Además, su elevada masa térmica y mayor contenido de materia orgánica contribuyeron a la retención de humedad. En contraste, aunque HGR mostró una cobertura casi total (96 %), tuvo una masa térmica baja debido al agotamiento de la materia orgánica en el sustrato (aproximadamente 50 %). A pesar de ello, las T_{soil} de HGR permanecieron bajas gracias a la capacidad calorífica del agua contenida en el estanque (Figura 8 y 11). Estas relaciones entre la cobertura, masa térmica y contenido de agua del sustrato con el desempeño térmico de los GRs han sido reportadas por otros autores, entre ellos, Maclvor *et al.* (2011), Bevilacqua *et al.* (2015) y Chen, 2022.

2.3.2 Desempeño térmico y energético numérico

Además de los beneficios térmicos de los techos verdes (GRs), su desempeño energético es probablemente el beneficio más común para su promoción y adopción en todo el mundo (Bevilacqua *et al.*, 2018; Cascone, 2019). Así mismo, uno de los métodos más comunes, económicos y rápidos para optimizar la eficiencia energética, reducir costos y promover la sustentabilidad en el diseño de edificios y su operación, es la simulación energética de edificios o BEM (*Building Energy Modelling*) por sus siglas en inglés (Coakley *et al.*, 2014; Kenai *et al.*, 2020; Wu *et al.*, 2023). De acuerdo con lo anterior, en la sección 2.2.2 se presentan los resultados obtenidos de la validación del modelo energético de EnergyPlus, así como los valores calculados del error cuadrático medio (RMSE). En cuanto a las discrepancias entre los datos numéricos y los datos experimentales, con diferencias de hasta 10.5 °C para los techos convencionales (TCs) y de 8.6 °C para los techos verdes (GRs). Éstas se asocian a la incertidumbre de los modelos energéticos respecto a los datos crudos de entrada. Por ejemplo, el procesamiento de los datos climáticos para hacerlos disponibles para el modelo o las consideraciones de parámetros desconocidos al momento

de modelar (Pfenninger *et al.*, 2018), incluyendo el modelado de diseños no convencionales (*i.e.* el techo humedal), propiedades complejas de los materiales (Tahmasebinia *et al.*, 2023) o los diferentes métodos de cálculo de flujos de aire (Kersken *et al.*, 2024), entre otros.

Respecto al modelo de GRs desarrollado por Sailor (2008), algunas de las limitantes que se han identificado se relacionan con los sistemas de control de irrigación, la saturación y contenido de humedad del sustrato (Balvedi & Giglio, 2023), su conductividad térmica asociada y a la diferenciación de los mecanismos de transferencia de calor durante el día y la noche. Siendo la masa térmica el principal parámetro durante el día, debido a la radiación solar; mientras que durante la noche son la conductividad térmica y la emisividad radiante del cielo. Éste último es un mecanismo térmico dominante durante el invierno que ocurre cuando la baja temperatura del cielo influye en la pérdida de calor radiante y depende de la cobertura de nubes (Pianella *et al.*, 2024). Sin embargo, a pesar de las discrepancias obtenidas, precisamente la validación respecto a datos experimentales es una de las formas de reducir la incertidumbre de los modelos energéticos y el RMSE es uno de los métodos de comparación estadística más comunes (Kersken *et al.*, 2024). En este trabajo se obtuvieron valores de RMSE entre 1.57 y 3.45 %, que se encuentran dentro del 10 % aceptable en la literatura que confirma la precisión de las simulaciones (Jamei *et al.*, 2023). Otros autores como Pianella *et al.* (2024) reportaron valores entre 1.48 y 7.92 %; Silva *et al.* (2016) entre 1.24 y 3.99 %; y Sailor (2008) reportó un valor de 4.1 %.

Continuando con el análisis del desempeño energético, la sección 2.2.3 muestra el desempeño térmico y energético del modelo de la casa CONUEE que es una representación de una edificación a escala real. En esta sección se observa nuevamente el efecto de los procesos de transferencia de calor y agua en los GRs respecto a los TCs, que les permiten reducir las ganancias de calor en verano y las pérdidas en invierno, como discutimos anteriormente. En esta sección se consideró la temperatura del ambiente interior (T_{indoor}), debido a que es lo más cercano a la sensación de los usuarios. Se observa que las temperaturas mínimas de los GRs no son tan bajas como las de los TCs en invierno, incluso al comparar el techo reflectivo (CR) y el techo estanque (WR), lo cual es una ventaja porque indica que los GRs son mejores para retener el calor, incluso cuando el sustrato se encuentra saturado, contrario a lo mencionado por Zinzi & Agnoli (2012), pero en concordancia con Gomes *et al.* (2019). Así mismo, las diferencias entre los TCs y los GRs son más grandes en verano que en invierno; y las diferencias más grandes entre el techo de concreto (RR) y los GRs son durante el día en los valores máximos, mientras que entre CR y los GRs son durante la noche en los valores mínimos, es decir, CR se enfría y RR se calienta más que los GRs. Lo cual, contribuye a mejorar la sensación de confort respecto a TCs, de forma similar a los resultados obtenidos por otros autores (Zinzi & Agnoli, 2012; Cirrincione *et al.*, 2020; Santana *et al.*, 2023).

Uno de los resultados más importantes obtenidos es que WR presentó las menores cargas totales, costo anual de electricidad y emisiones de CO₂, seguido del techo con *Sedum acre* (SR) y CR; mientras que RR presentó los valores más altos, a excepción de las cargas de enfriamiento que fueron mayores en CR. El ahorro energético de WR y SR es de 43 y 10 % respecto a CR, y de 62 y 40 % respecto a RR, respectivamente. Estos ahorros son incluso mayores que los reportados por Seyedabadi *et al.* (2021) que se encontraron entre el 7.1 y 8.5 % respecto a techos convencionales, Bevilacqua *et al.* (2020) con 34.7 – 34.9 % respecto a techos convencionales con y sin aislamiento, Silva *et al.* (2016) con 20 % respecto a techos convencionales y Zinzi & Agnoli (2012) con 11 – 20 % respecto a techos reflectivos. Alcanzar una reducción en la huella de carbono es crucial actualmente para mitigar las islas de calor urbano, las emisiones de gases de efecto invernadero y el cambio climático (Adilkhanova *et al.*, 2024; Jia *et al.*, 2024). Y para ello, como es evidente por los resultados obtenidos, los GRs son una excelente opción en el clima Mediterráneo del Noroeste de México.

Además de los ahorros energéticos, WR y SR presentaron ahorros económicos de 47 y 25 % respecto a CR, y de 68 y 56 % respecto a RR, respectivamente. Lo cual además podría tener un impacto en la economía nacional al reducir la necesidad de proveer subsidios por climatización. Ya que actualmente el costo de la electricidad para el sector residencial en México es subsidiado por el gobierno federal desde 1973 y se aplica mediante un complejo sistema de tarifas en bloques con más de 100 posibilidades de cobro diferentes (Komives *et al.*, 2009). La tarifa básica (Tarifa 1), que se aplica en Ensenada durante todo el año, consiste en un cargo mínimo y tres tarifas en bloque en las que las primeras dos poseen subsidios y su aplicación depende del consumo eléctrico mensual. Existen otras tarifas aplicadas en México que incluyen subsidios adicionales durante los 6 a 7 meses más cálidos del año (llamados subsidios de verano) que varían dependiendo de las temperaturas promedio mensuales de verano (tarifas 1A (> 25 °C) a 1F (> 33 °C)) y están diseñadas para proveer descuentos adicionales a usuarios que viven en áreas cálidas en los meses de verano donde la demanda de aire acondicionado es alta; así como las tarifas de alto consumo doméstico (DAC) que aplican a viviendas con un consumo mensual promedio superior al límite de alto consumo definido para su localidad (<https://app.cfe.mx/Aplicaciones/CCFE/Tarifas/TarifasCRECasa/Casa.aspx>).

Este sistema con subsidios es altamente regresivo, con impactos negativos que incluyen: distorsión de la percepción del verdadero costo de la electricidad, el incremento en el consumo energético debido a la reducción en el costo real de la electricidad (especialmente durante el verano por las tarifas 1A-1F), reduce el incentivo de adopción de medidas de ahorro y eficiencia energética, incrementa la demanda pico de electricidad incrementando la carga en las redes eléctricas y los costos de operación, incrementa las

emisiones de contaminantes y gases de efecto invernadero que reducen la calidad del aire y exacerban el cambio climático, además de que beneficia a consumidores de mayores ingresos que pueden permitirse usar más electricidad para climatización (Komives *et al.*, 2009; Hernandez & Patino-Echeverri, 2022). Adicionalmente, los subsidios energéticos absorben una porción considerable de los recursos públicos (Hernandez & Patino-Echeverri, 2022). Considerando lo anterior, este trabajo contribuye a promover el uso de soluciones basadas en la naturaleza para orientar la toma de decisiones en materia energética y ambiental con ahorros económicos a los usuarios y al gobierno federal y mejorando la habitabilidad y sustentabilidad de ciudades del Noroeste de México.

2.4 Conclusiones

De nuestro análisis podemos concluir que:

1. De acuerdo con el desempeño experimental, los techos verdes (GRs) reducen las oscilaciones térmicas entre 66 % (humedal de nativas, HGR) y 68 % (jardín de nativas, NGR) respecto al techo de concreto (RR), y entre 58 % (HGR) y 61 % (NGR) respecto al techo reflectivo (CR) en verano; mientras que, en invierno, las reducen entre 67 % (huerto urbano, HUGR) y 73 % (HGR) respecto a RR, y entre 63 % (HUGR) y 70 % (HGR) respecto a CR. Lo anterior se asocia al beneficio de incremento de la vida útil del techo con los GRs.
2. Los GRs presentan diferencias en las temperaturas de la superficie interior del techo ($T_{ceiling}$) de 36 % (HGR) a 41 % (HUGR) menores respecto a RR y 34 % (los tres GRs) menores respecto a CR durante el día en verano, que es cuando se presentan las temperaturas más altas. Por el contrario, durante la noche en invierno, que es cuando se presentan las temperaturas más bajas, la $T_{ceiling}$ del RR es hasta 96 a 97 % menor respecto a HUGR y NGR, respectivamente; y la del CR es hasta 65 a 81 % menor respecto a NGR y HGR, respectivamente. Estas reducciones indican que los GRs se mantienen más frescos en verano y mucho más cálidos en invierno que los TCs.
3. En la validación del modelo numérico, el valor del error cuadrático medio más bajo obtenido fue de 2.7 % para la $T_{ceiling}$ de CR y el más alto fue de 3.45 % para la temperatura de la superficie exterior ($T_{s,ext}$) del RR.

4. Los resultados de las simulaciones energéticas para la casa a escala real indican que el techo con *Sedum acre* (SR), mantiene temperaturas de aire interior (T_{indoor}) hasta 3.2 °C y 3.3 °C más cálidas respecto a RR y CR, respectivamente, durante la noche en invierno. En contraste, el techo humedal (WR) reduce la T_{indoor} hasta 4.7 °C y 1.2 °C respecto a RR y CR, respectivamente, durante el día en verano. Adicionalmente, se observó que los GRs presentan menores fluctuaciones en la T_{indoor} y se mantienen dentro del rango de confort durante una mayor cantidad de tiempo.
5. CR presenta la mayor carga anual de calefacción, incluso es 32 % mayor que la de RR, pero requiere 76 % menos carga anual de enfriamiento que RR. Sin embargo, WR es el que presenta las menores cargas totales (1,205 kWh), costo anual de electricidad (MX \$1,887) y emisiones de CO₂ (510 kg CO₂/kWh), seguido de SR y CR, mientras que RR es la opción más costosa. El ahorro económico de WR y SR es de 47 y 25 % respecto a CR, y de 68 y 56 % respecto a RR, respectivamente.
6. Los GRs presentan un desempeño térmico y energético experimental y numérico superior a RR y CR, demostrando que son una mejor opción para reducir el consumo energético y la huella de carbono de las edificaciones en regiones con clima mediterráneo.

Capítulo 3. Desempeño biológico, mantenimiento y costos de tres tipos de techos verdes

Este capítulo presenta la metodología, resultados, discusión y conclusiones de las cuantificaciones del desempeño biológico, mantenimiento y costos de tres diseños de techos verdes (GRs), por medio de un monitoreo en módulos experimentales de la variación en los costos de instalación, mantenimiento y operación, volúmenes de riego y tiempo de mantenimiento, así como su influencia en la cobertura vegetal, supervivencia, altura, biomasa y productividad (de HUGR), como indicadores de servicios ecosistémicos de aprovisionamiento (alimentos y biomasa). Este capítulo también incluye información respecto a servicios ecosistémicos de apoyo (hábitat para especies) y de regulación (polinización, regulación de erosión y de plagas y enfermedades).

Cabe mencionar que el mantenimiento que requieren diferentes tipos de GRs para ser implementados exitosamente es un aspecto que no se ha explorado en el Noroeste de México, además de, en la literatura global, el tratamiento de este tema es escaso o ausente, especialmente en cuanto a tiempo de mantenimiento. Este capítulo se relaciona con los objetivos de desarrollo sostenible números 2 (Hambre cero), 11 (Ciudades y comunidades sostenibles), 12 (Producción y consumo responsables), 13 (Acción por el clima) y 15 (Vida de ecosistemas terrestres; <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/sustainable-development-goals/>).

3.1 Materiales y métodos

3.1.1 Sitio de estudio

El experimento se realizó en el techo del tercer piso del edificio de Física Aplicada del CICESE, Ensenada, Baja California, México (31°52'16.1 N, 116°39'42.1 W; Figura 19). La ciudad tiene un clima mediterráneo con veranos cálidos y secos e inviernos frescos con lluvias ocasionales (Csa) de acuerdo con la modificación de García (2004) al sistema Köppen-Geiger (Kottek *et al.*, 2006; Peel *et al.*, 2007). La temperatura, precipitación, radiación y evaporación promedio anual son de 17.1 °C, 251.3 mm, 226.41 W/m² y 1593.6 mm, respectivamente (2000-2012, <http://clicom-mex.cicese.mx/mapa.html>; id estación meteorológica: 2025-ENSENADA (OBS), BC).



Figura 19. Módulos experimentales y camas de cultivo en el sitio de estudio. La fotografía fue tomada en septiembre del 2022.

3.1.2 Descripción del diseño experimental

Se utilizaron cuatro módulos experimentales que se construyeron para un experimento previo (López Silva, 2020; López-Silva *et al.*, 2022) y dos camas de cultivo adicionales, en éstos se colocaron diferentes tipos de techos verdes (GRs): dos huertos urbanos (HUGR), dos jardines de nativas (NGR) y dos techos humedal (HGR). Los detalles de cada GR (Figura 20) fueron los siguientes:

- Techo verde de huerto urbano (HUGR): compuesto por un sistema de drenaje nodular; un filtro de geotextil no tejido (400 gr/m²); 12 cm de mezcla de sustrato (% v/v) de 20% tezontle (una roca volcánica, ígnea, extrusiva, porosa), 20% arena gruesa, 30% fibra de coco, 30% compost vegetal; vegetales/flores como lechuga, espinacas, cebolla cambray, rábano, perejil, rúcula, cilantro, albahaca, caléndula; y 2 cm de corteza de pino como acolchado o mantillo.
- Techo verde de jardín de nativas (NGR): compuesto por un sistema de drenaje nodular; un filtro geotextil no tejido (400 gr/m²); 12 cm de mezcla de sustrato (% v/v) de 30% tezontle, 30% arena gruesa, 30% fibra de coco, 10% compost vegetal (% v/v); plantas nativas terrestres de Chaparral: *Artemisia californica*, *Isocoma menziesii*, *Dudleya britonii*, *Dudleya reidmoranii* subsp. *reidmoranii*, *Dudleya attenuata* y *Peritoma arborea*; y 2 cm de corteza de pino como acolchado o mantillo.
- Techo humedal de nativas (HGR; también llamados techos azul-verde): compuesto por una capa doble de polietileno de 6 mm (para formar un estanque), la misma mezcla de sustrato que NGR

y plantas nativas de humedal: *Salicornia pacifica*, *Jaumea carnosa*, *Frankenia salina* y *Distichlis spicata*.

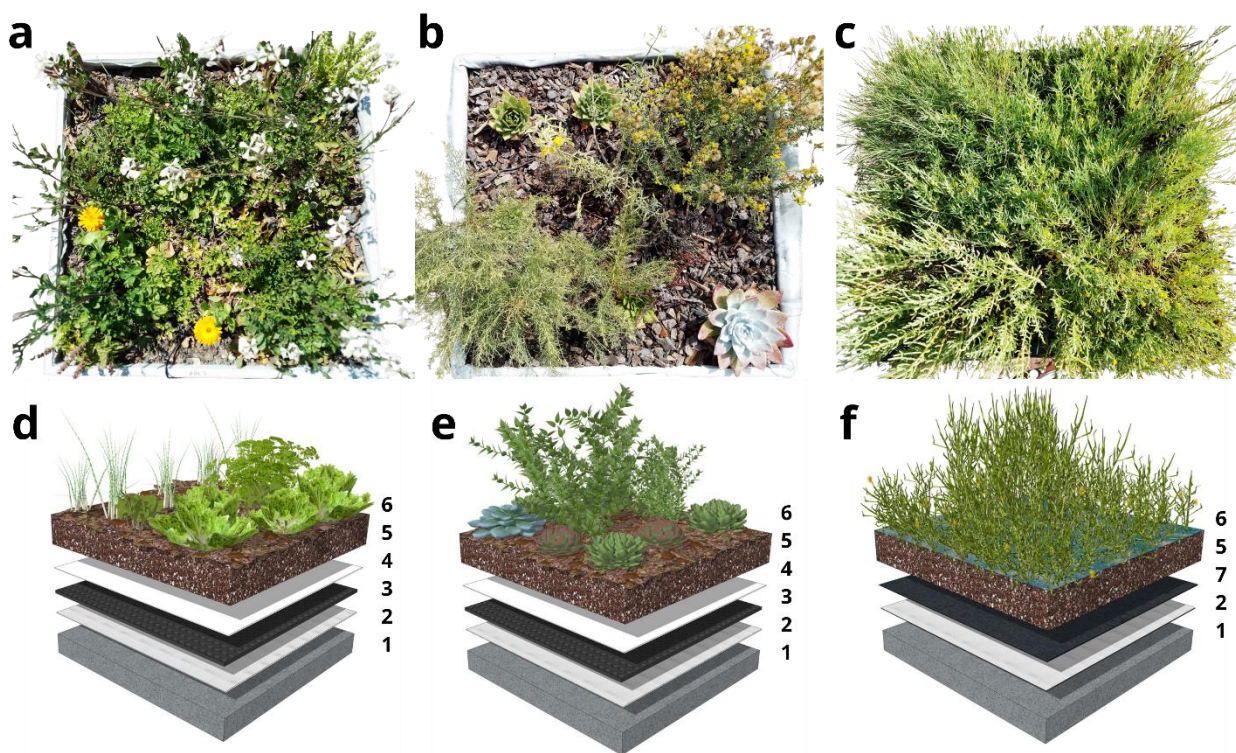


Figura 20. Vista superior (a, b, c) y transversal (d, e, f) de los tres tipos de techo verde. a. y d. Huerto urbano (HUGR), b. y e. Jardín de nativas (NGR), c. y f. Techo humedal (HGR). Los números indican: 1. Losa de concreto, 2. Impermeabilizante bituminoso, 3. Drenaje, 4. Geotextil, 5. Sustrato, 6. Plantas y 7. Capa de polietileno. Las fotografías se tomaron en septiembre de 2022.

La selección de los materiales del sustrato se realizó de acuerdo con una revisión de literatura para diseñar un sustrato con características físicas (por ej. espacio poroso total, conductividad eléctrica y capacidad de aireación), químicas (por ej. pH, materia orgánica) y biológicas (microbiota) adecuadas para la supervivencia de las plantas (sobre todo considerando el uso como huertos urbanos), se buscó que la composición del sustrato diseñado contenga materiales orgánicos e inorgánicos disponibles localmente, económicos, ligeros, con capacidad alta de almacenamiento de agua y buena aireación (Vijayaraghavan, 2016; Shafique *et al.*, 2018). En la Tabla 11 se presentan algunas de las propiedades fisicoquímicas de los materiales utilizados.

Los criterios de selección de vegetación de acuerdo con el tipo de GR, así como una breve descripción de cada especie de planta se muestran en la sección 3.1.3. Las plantas en NGR y HGR se trasplantaron como plantas de tamaño pequeño y como tapetes pre-cultivados, respectivamente, mientras que para el HUGR

hubo cuatro períodos de cultivo; para los dos primeros, las plantas se sembraron en charolas de huevo con vermicompost como sustrato y se mantuvieron en el interior hasta que desarrollaron cuatro a cinco hojas verdaderas y luego se trasladaron a los GRs. Los dos últimos cultivos se sembraron directamente sobre los GRs. Se utilizaron semillas orgánicas para todos los cultivos. Las combinaciones de especies de plantas de cada cultivo de HUGR se muestran en la sección 3.1.3.1. Todos los módulos experimentales y camas de cultivo se colocaron en un área expuesta totalmente a la radiación solar.

Tabla 11. Propiedades fisicoquímicas de los materiales del sustrato de techos verdes. EPT = Espacio Poroso Total, CA = Capacidad de aireación, MO = Materia Orgánica, CE = Conductividad Eléctrica.

Material	EPT (%)	CA (%)	MO (%)	pH	CE (dS/m)	Referencias
Arena	40	20	0	7.2	1.5	Tena <i>et al.</i> , 2017
Compost	58-63	20	33-56	6.5-8.5	1.3	García <i>et al.</i> , 2001; Cruz Crespo <i>et al.</i> , 2010; Macías <i>et al.</i> , 2010; Nava Rodríguez <i>et al.</i> , 2010
Tezontle	58.6	31.7	0	7.1	0.08	García <i>et al.</i> , 2001; Cruz Crespo <i>et al.</i> , 2010
Polvo de coco	78-88	20-30	35	5.5-6.5	0.48	García <i>et al.</i> , 2001; Nava Rodríguez <i>et al.</i> , 2010
Promedio	58.7-75.5	23.9	17-56	6.6-7.5	0.8	

El mantenimiento fue distinto para cada tipo de GR, dependiendo de las necesidades particulares de la vegetación y las características del techo. Para el HUGR, el sustrato se preparó antes de la siembra/trasplante de cada cultivo y consistió en la aplicación de 25 ml de tierra de diatomeas mezclada con los primeros 5 cm del sustrato, una capa fina de abono vegetal extra (aprox. 2 cm), y encima el acolchado de corteza de pino (previamente retirado para la preparación del sustrato). El manejo y control de plagas incluyó la aplicación quincenal de aceite de neem y soluciones de jabón potásico para prevenir infestaciones y enfermedades. Estos compuestos naturales se emplearon como alternativas seguras al uso de agroquímicos sintéticos porque no dejan residuos tóxicos, no contaminan el agua y/o tierra ni contribuyen a la resistencia a las plagas (Lokanadhan *et al.*, 2012; Campos *et al.*, 2016; Zeni *et al.*, 2021).

Los HUGRs también recibieron las dosis recomendadas de un bioestimulante vegetal (1 ml de Cystium-K® [Ficosterra, Baja California] por litro de agua) y un biofertilizante (2 ml de Ficosagro® [Ficosterra, Baja California] por litro de agua) el día de siembra/trasplante de cada cultivo. Estos productos reducen la escorrentía de nutrientes del riego y son seguros para el medio ambiente porque están hechos de extractos de algas. También se aplicó una solución del hongo de biocontrol *Trichoderma asperellum* (~1 x 10⁸ esporas/ml de agua) cada día de siembra/trasplante de cultivos para promover el crecimiento y la salud de las plantas, y para evitar infecciones fúngicas/bacterianas debido a la alta humedad del aire en el sitio. *Trichoderma sp.* es un biopesticida ampliamente utilizado que tiene acción patógena sobre otros hongos y promueve el crecimiento de plantas hospedantes (Singh *et al.* 2016; Delgado-Ramírez *et al.*, 2023; Woo *et al.*, 2023).

El mantenimiento de NGR y HGR incluyó una aplicación invernal del bioestimulante vegetal (1 ml de Cystium-K® por litro de agua), biofertilizante vegetal (1 ml de Ficosagro® por litro de agua) y un té casero de vermicompost (worm tea). También implicó el manejo de plagas en verano con ajo (Spicy Garlic fear® Hyma Agroindustrial, Sinaloa, México) y aplicaciones de solución de aceite de neem y jabón potásico. Para el HGR, hubo dos aplicaciones de una solución de peróxido de hidrógeno al 3% para erradicar una plaga de moscas (Ephydriidae) en verano y una renovación del sustrato en primavera porque la materia orgánica (polvillo de coco y compost vegetal) se descompuso por completo (Figura 21). Por otra parte, para el HUGR y el NGR el deshierbe se realizó varias veces al año según fue necesario, y se agregó mantillo adicional después de seis meses. La guía de mantenimiento por tipo de GR (Figura 26) se presenta en la sección 3.2.2.



Figura 21. Fotografías del Techo Humedal (HGR) antes de realizar la renovación del sustrato en marzo del 2023.

3.1.3 Descripción y criterios de selección de las plantas utilizadas

3.1.3.1 Techo verde de huerto urbano

Las combinaciones de especies de plantas de cada cultivo del HUGR (Figura 22) se enumeran a continuación: el primer cultivo incluyó plantas de espinaca (*Spinacia oleracea*), lechuga (*Lactuca sativa*) y cebolla cambray (*Allium fistulosum*). El segundo incluía rábano (*Raphanus sativus*), perejil (*Petroselinum crispum*), arúgula (*Eruca sativa*), albahaca (*Ocimum basilicum*), cebolla cambray y crisantemo (*Chrysanthemum sp.*). Debido a que las plantas de crisantemo no sobrevivieron la primera semana fueron reemplazadas por caléndulas (*Calendula officinalis*). El tercer cultivo incluyó plantas de cilantro (*Coriandrum sativum*), rábano, arúgula y cebolla cambray, y el cuarto incluyó plantas de lechuga. En este último se sembraron semillas de orégano (*Origanum vulgare*), chía (*Salvia hispanica*) y eneldo (*Anethum graveolens*) pero no germinaron.

Las plantas del HUGR se seleccionaron considerando su hábito de crecimiento y tamaño, composición nutricional, propiedades medicinales, familia (para rotación de cultivos), idoneidad (principalmente cultivos durante todo el año en esta región) y disponibilidad local de semillas orgánicas. Los recursos consultados para seleccionar especies fueron la Agenda Técnica Agrícola de Baja California (SAGARPA, 2015) y otros recursos electrónicos (e.g., Urban Farmer, 2018). A continuación, se presenta una breve descripción de cada especie de HUGR.

La **espinaca** (*Spinacia oleracea* L., Chenopodiaceae) es una verdura de hoja verde oscuro de estación fría nativa de Persia (Irán). Presenta hojas simples y alternas que crecen en una roseta con tallos suculentos y flores inconspicuas (poco aparentes); posee niveles altos de vitaminas (A, C, E, K), minerales (Fe, Zn, Ca, K, Mg, Mn, P), fitoquímicos (carotenoides y flavonoides) y compuestos bioactivos (polifenoles). Los beneficios para la salud incluyen hipoglucémica, anticancerígena, antiinflamatoria y anti-obesidad y ayuda contra enfermedades cardiovasculares (Lasya, 2022; Ramaiyan *et al.*, 2020).

La **lechuga** (*Lactuca sativa* L., Asteraceae) es una verdura de hoja perenne originaria de la cuenca mediterránea con un alto contenido en agua (94-95%), rica en fibra, vitaminas (folato y otros complejos B, C, E, K), minerales (Fe, Mn, K) y bioactivos (compuestos polifenoles, carotenoides, lactonas sesquiterpénicas y clorofila). Sus características morfológicas son diversas, sin embargo, los tipos de lechuga más comunes son la lechuga romana/cos, *butterhead*, iceberg, de hoja suelta, y espárrago; cada

una de ellas con diferente composición de compuestos bioactivos, siendo la iceberg la menos densa en nutrientes. Los beneficios para la salud incluyen propiedades cardio protectoras, anticancerígenas, antidiabéticas y antienvjecimiento (Yang *et al.*, 2022; Shi *et al.*, 2022).

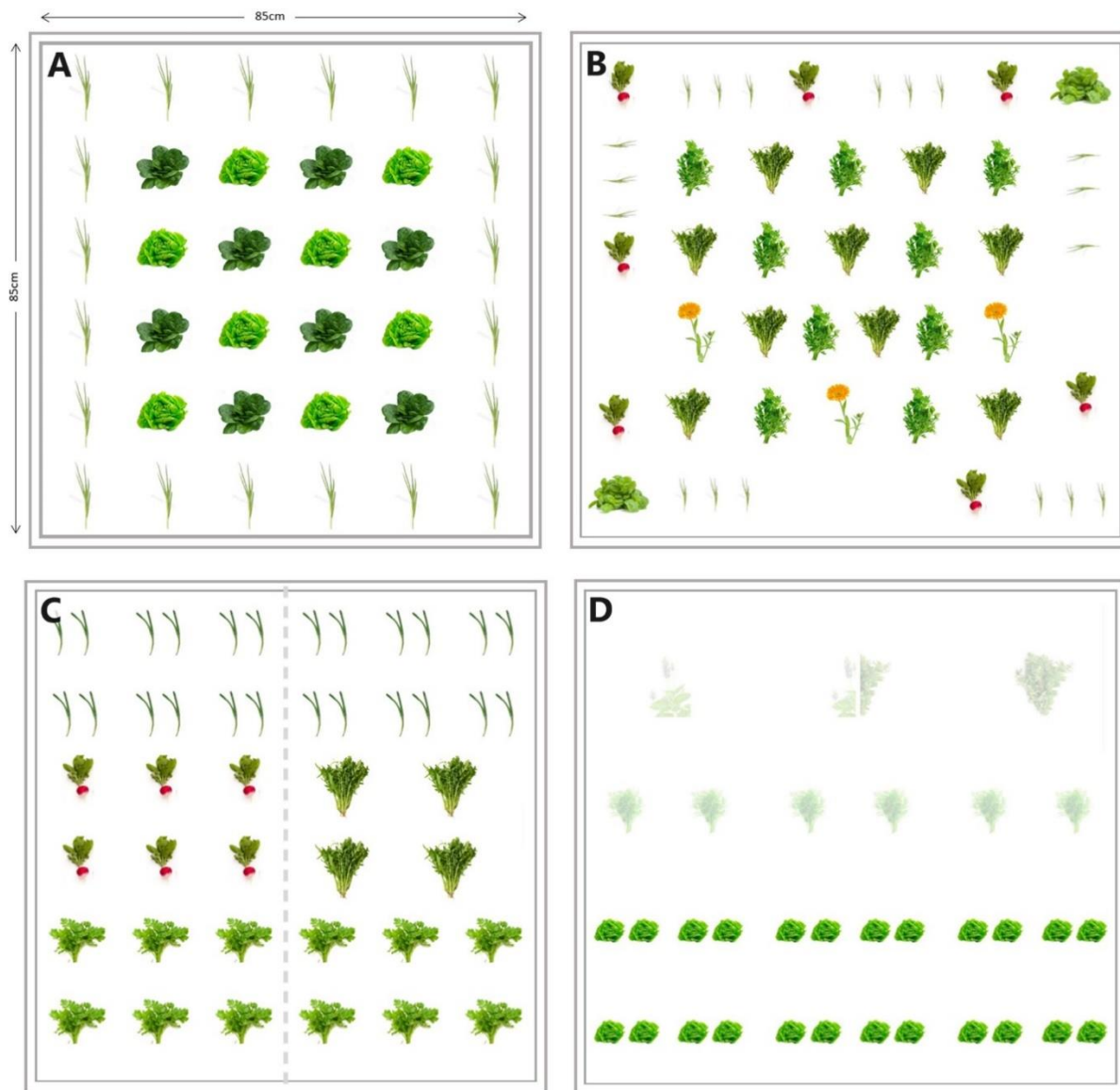


Figura 22. Diagrama de la disposición de las plantas del huerto urbano (HUGR) por cultivo. A. Primera cosecha; B. Segunda cosecha; C. Tercera cosecha, la línea punteada muestra la disposición de las plantas de arúgula trasplantadas después de cosechar rábanos; y D. Cuarta cosecha, las plantas en color blanquecino son las que no germinaron.

La **cebolla cambray** o **cebolla de verdeo** (*Allium fistulosum* L., Liliaceae) es una hierba perenne originaria del noroeste de China. Los bulbos son pequeños y cilíndricos, con hojas fistulosas (huecas) de color verde oscuro e inflorescencias umbeladas de color blanco amarillento. Presenta alto contenido de flavonoides, vitaminas (A, B1, B6, B9, C), minerales (Ca, Mg, K), carotenoides, compuestos de azufre, sapogeninas y

saponinas; con propiedades anti-obesidad, antiinflamatorias, antibacterianas, antifúngicas, antivirales, antitumorales, actividades antioxidantes e inmunomoduladoras (Sohn *et al.*, 2006; Kayat *et al.*, 2021; Balkrishna *et al.*, 2023).

El **rábano** (*Raphanus sativus* L., Brassicaceae) es una raíz vegetal nativa de China. La raíz tiene una piel coloreada con pulpa generalmente blanca, las hojas son pinnadas con una disposición en roseta y las inflorescencias son blancas y racemosas. Es rico en polifenoles no flavonoides, terpenos, glucosinolatos, minerales (Ca, Mg, Cu, Mn, K), vitaminas (B6, B9, C), flavonoides (antocianinas), fibra y ácidos grasos con mayor concentración en hojas y brotes (Manchali *et al.*, 2012; Gamba *et al.*, 2021). Los beneficios para la salud incluyen efectos antihipertensivos, antiplaquetarios, antiinflamatorios y anticancerígenos (Manchali *et al.*, 2012; Zhang & Jing, 2022).

El **perejil** (*Petroselinum crispum* Mill. Fuss., Apiaceae) es una hierba aromática bienal originaria de la cuenca central del Mediterráneo. Presenta hojas glabras, simples, tripinnadas e inflorescencias umbeladas de color amarillo. Contiene principalmente flavonoides, compuestos fenólicos (furanocumarinas), aceites esenciales, vitaminas (A, C, complejo B, K), minerales (Ca, Fe, Zn, P), ácidos grasos y fibra. Los beneficios para la salud incluyen antioxidante, antidiabético, hepatoprotector, gastroprotector, diurético, hipotensor, antibacteriano y antifúngico (Sarwar *et al.*, 2019; Liberal *et al.*, 2020). Se considera seguro por períodos cortos, pero debe evitarse durante el embarazo y la lactancia (debido a los aceites esenciales ricos en apiol; Singletary, 2023).

La **arúgula o rúcula** (*Eruca sativa* Mill., Brassicaceae) es una hortaliza anual de estación fría, de hojas verde oscuras originaria de la cuenca mediterránea. Contiene glucosinolatos, antioxidantes (flavonoles, carotenoides, antocianinas y otros pigmentos), vitaminas (A, C), minerales (K, Ca, Fe), ácidos grasos (erúcido, oleico) y nitratos. Los beneficios para la salud incluyen propiedades antioxidantes, diuréticas, antidiabéticas, antiinflamatorias, anticancerígenas y antihipertensivas (Bell & Wagstaff, 2019; Yang *et al.*, 2021; Chapman-López *et al.*, 2023) Las semillas son comestibles, con alto contenido de ácidos grasos y propiedades antibacterianas (Gulfraz *et al.*, 2011).

La **albahaca dulce** (*Ocimum basilicum* L., Lamiaceae) es una hierba aromática perenne originaria de Persia (Irán) y la India. Presenta hojas ovaladas, dentadas, opuestas e inflorescencias aromáticas de color blanco/rosa/violeta (Bilal *et al.*, 2012). Contiene mono-, sesqui- y triterpenos, flavonoides, polifenoles, glucósidos, aceites esenciales (ej., eugenol), vitaminas (A, C, K) y minerales (Fe, Ca). Los beneficios para la salud incluyen antiinflamatorio, inmunomodulador antiestrés, antidispepsia, antioxidante,

antiespasmódica, anticancerígena, cicatrizante, antibacteriana, antifúngica, antiviral e insecticida (Marwat *et al.*, 2011; Bilal *et al.*, 2012; Purushothaman *et al.*, 2018).

El **crisantemo** (*Chrysanthemum sp.*, Asteraceae) es una planta herbácea con flores anuales/perennes originaria del este de Asia (China, Japón, Corea y Siberia), con inflorescencias capituladas coloridas y hojas alternas lobuladas. Las inflorescencias son ricas en compuestos fenólicos, flavonoides, carotenoides, antocianinas y terpenoides. El *Chrysanthemum sp.* se ha utilizado ampliamente en la medicina tradicional china. Sus principales beneficios para la salud incluyen antioxidante, antiinflamatorio, antialérgico, antimicrobiano, antiadipogénico, hepatoprotector, actividades neuro protectoras e inmunoreguladoras (Hadizadeh *et al.*, 2022; Sharma *et al.*, 2023).

La **caléndula** (*Calendula officinalis* Linn., Asteraceae) es una planta herbácea aromática, anual, floral, originaria de la cuenca mediterránea y de Europa central, con inflorescencias capituladas de color amarillo/naranja y hojas simples, ovaladas, pubescentes y de color verde. Las inflorescencias tienen altos contenidos de aceites esenciales, compuestos fenólicos (flavonoides, cumarina), esteroides, terpenoides, tocoferoles, quinonas y carotenos. Los beneficios para la salud incluyen propiedades antioxidantes, antiinflamatorias, antitumorales, antibacterianas, antifúngicas, antivirales, antimutagénicas, antieméticas y antidermatitis (Chitrakar *et al.*, 2019; Ullah *et al.*, 2023).

El **cilantro** (*Coriandrum sativum* L., Apiaceae) es una hierba aromática anual originaria de la cuenca del Mediterráneo oriental; presenta hojas lanceoladas de color verde, raíz pivotante pronunciada e inflorescencias umbeladas de color blanco/rosa (Prachayasittikul *et al.*, 2018). Contiene lípidos, polifenoles (ácidos fenólicos, flavonoides, taninos, antocianinas), aceites esenciales (linalool), monoterpenoides y glucósidos. Los beneficios para la salud incluyen propiedades antioxidantes, anticancerígenas, analgésicas, antiinflamatorias, antimicrobianas, hipoglucemiantes, hipolipidémicas, neuroprotectoras, aliviadoras de la migraña, anticonvulsivas y ansiolíticas (Singletary, 2018; Prachayasittikul *et al.*, 2018).

El **orégano** (*Origanum vulgare* L., Lamiaceae) es una hierba aromática perenne o subarbusto originaria de la cuenca mediterránea, con tallos leñosos, hojas ovaladas e inflorescencias de color blanco/morado (Skoufogianni *et al.*, 2019). Contiene aceites esenciales (timol, carvacrol), terpenos, glucósidos, polifenoles y flavonoides. Los beneficios para la salud incluyen propiedades antioxidantes, antihiperlipidémicas, antiobesidad, antiinflamatorias, anticancerígenas, antimicrobianas, insecticidas, cardioprotectoras, antinociceptivas y hepatoprotectoras (Pezzani *et al.*, 2017; Sharifi-Rad *et al.*, 2021).

La **chía** (*Salvia hispanica* L., Lamiaceae) es una planta herbácea originaria de México y Guatemala, con inflorescencias racemosas de color blanco o morado, hojas simples, pubescentes, opuestas, y muy apreciada por sus semillas. Las semillas son pequeñas, ovaladas y ricas en proteínas, ácidos grasos (omega 3 y 6), carotenoides, ácidos fenólicos, fibra dietética, vitaminas (A, C, B1, B3, B12, E) y minerales (Ca, P, K, Mg, Fe, Zn). Los beneficios para la salud incluyen efectos antioxidantes, hipotensores, hipoglucemiantes, anticolesterolémicos y antihipertensivos (Mohd Ali *et al.*, 2012; Grancieri *et al.*, 2019).

El **eneldo** (*Anethum graveolens* L., Apiaceae) es una hierba aromática originaria del suroeste de Asia y la cuenca mediterránea. Contiene minerales (K, Ca, Mg, P), vitaminas (A, complejo B, E), ácidos grasos insaturados, proteínas, ácidos fenólicos y flavonoides. Los beneficios para la salud incluyen actividades antioxidantes, antiinflamatorias, analgésicas, antimicrobianas, antiprotozoarias, neuroprotectoras, antidiabéticas y anticancerígenas (Saleh *et al.*, 2018; Singletary, 2023). Su consumo es seguro por períodos cortos, pero debe evitarse durante el embarazo y la lactancia (debido a los aceites esenciales ricos en apiole; Singletary, 2023).

3.1.3.2 Plantas nativas

La selección de plantas nativas para el Jardín de Nativas (NGR) y el techo Humedal (HGR) se llevó a cabo de acuerdo con la hipótesis de modelo de hábitat (*habitat template hypothesis*; Lundholm, 2006), que consiste en buscar plantas de hábitats naturales análogos a las características de los GR (por ej. sustrato poco profundo y condiciones extremas de temperatura-humedad), como hábitats rocosos, acantilados o dunas. Para ello, se realizó una búsqueda de especies nativas procedentes de matorral costero y matorral suculento, y se hizo una lista de especies candidatas (cf. Dvorak & Volder, 2013; Van Mechelen *et al.*, 2014, y Van Mechelen *et al.*, 2015c) incluyendo las siguientes características: tolerancia a la sequía y al estrés (frío y calor, exposición directa al sol y/o viento), adaptabilidad a sustratos poco profundos, capacidad reproductiva, período de floración, origen en la región, forma de vida de las plantas, altura, profundidad de las raíces, ruta fotosintética, y presencia o ausencia de estructuras de almacenamiento. Sin embargo, la falta de disponibilidad de plantas nativas en los viveros locales limitó la selección de especies. A continuación, se presenta una breve descripción de cada especie de NGR y HGR.

El **romerillo** (*Artemisia californica* Less., Asteraceae) es un arbusto perenne aromático nativo de la Provincia Florística de California (PFC) con hojas estrechas de color verde claro/gris, inflorescencias largas similares a hojas y raíces fibrosas poco profundas. Es un componente importante del matorral costero,

chaparral, dunas costeras y laderas secas. Crece mejor en suelos poco profundos y bien drenados. Las comunidades naturales de romerillo proporcionan hábitat para alimentación y anidación de muchas aves incluido la amenazada perla californiana (*Polioptila californica*) y el endémico gorrión de Bell (*Artemisiospiza belli*; Hauser, 2006; Young-Matthews, 2010; Montalvo *et al.*, 2017).

El **arbusto dorado** (*Isocoma menziesii* [Hooker & Arnott] G. L. Nesom, Asteraceae) es un arbusto/subarbusto perenne endémico de la PFC con tallos frondosos verdes/grises que crecen desde la base, flores tubulares amarillas en los extremos y raíces muy ramificadas. Crece en matorrales costeros en pendientes secas y arenosas, dunas, laderas o arroyos. Muestra un rebrote bajo después de los incendios y proporciona alimento a mariposas, abejas, avispas (Chrysididae), moscas y abejas no nativas *Apis mellifera* (Montalvo y Beyers, 2010; Keil, 2012b).

La **siempreviva** (*Dudleya britonii* Johans., Crassulaceae) es una suculenta herbácea perenne en forma de roseta endémica de Baja California, México, con hojas muy glaucas (cera epicuticular polvosa), inflorescencias abiertas erectas (no curvas) con flores de color amarillo pálido y un caudex (tallo subterráneo) generalmente no ramificado. Habita en paredes de cañones, acantilados y hábitats rocosos (estrechamente asociados con afloramientos escarpados de rocas volcánicas) a lo largo del matorral suculento marítimo (un ecosistema nublado y brumoso). Es visitada por abejas nativas, abejas melíferas introducidas y colibríes. Su hábitat está altamente sujeto a pérdida o degradación severa por actividades humanas, incluido el desarrollo de infraestructura, la construcción de carreteras, la conversión de la vegetación (quema y tala para el ganado) y la fragmentación (Mulroy, 1979; Mulroy *et al.*, 2023).

Durante mucho tiempo se consideró una forma glauca y una forma verde de *D. britonii*; sin embargo, recientemente, Mulroy *et al.* (2023) reportaron que la forma verde puede considerarse como tres taxones separados, de los cuales, en este estudio se utilizó *D. reidmoranii* subsp. *reidmoranii* (Mulroy, Guilliams, & Hasenstab sp. nov.). Esta subespecie difiere de *D. britonii* en que carece de glaucescencia, presenta inflorescencias esféricas curvadas hacia abajo y otras características morfológicas (Mulroy *et al.*, 2023).

Siempreviva o mezcalito (*Dudleya attenuata* (S. Watson) Moran., Crassulaceae) es una planta perenne en roseta, suculenta, nativa de la PFC, con hojas cerosas claviformes (con extremo distal engrosado) de color blanco grisáceo a blanco, caudex, e inflorescencias cimosas con flores blancas/amarillas. Crece en acantilados costeros o montículos de tierra elevados a lo largo del matorral suculento marítimo. Mantiene colibríes y otras aves pequeñas, mariposas (azul de Sonora, *Philotes sonorensis*) y polillas (tortricido anaranjado, *Argyrotaenia franciscana*) (McCabe, 2012; McCabe *et al.*, 2016).

El **ejotillo o quelite** (*Peritoma arborea* (Nutt.) H.H. Iltis (sin. *Cleomella arborea* (Nutt. ex Torr. & A. Gray) Roalson & J.C. Hall), Cleomaceae), es un arbusto perenne nativo de la PFC, con hojas alternas oblongas-elípticas, inflorescencias racimosas de color amarillo y con frutos que son cápsulas infladas (vainas) que contienen de 5 a 25 semillas. Habita acantilados costeros, terrenos montañosos y lavados desérticos. Es utilizado por aves de caza y cantoras como cobertura y forraje (semillas), y es visitado por abejas nativas e introducidas (Smither-Kopperl, 2012; Preston & Vanderpool, 2023).

La **hierba salmuera** (*Salicornia pacifica*, Standl. (sin. *Salicornia virginica* L. misappl. (= *Sarcocornia pacifica* (Standl.) A.J. Scott), Chenopodiaceae), es un subarbusto halófito, perenne, suculento, tapizante, nativo de Norteamérica. Se propaga mediante tallos erectos ramificados, tiene hojas muy reducidas, inflorescencias en espigas y flores amarillas y vellosas. Es una especie dominante en marismas y llanuras alcalinas desde Canadá hasta México (Standley *et al.*, 1916; Woo & Takekawa, 2012; Ball, 2012; Steffen *et al.*, 2015). Puede ser parasitada por la planta nativa *Cuscuta salina* (Pennings & Callaway, 1996; Pennings & Simpson, 2008). Mantiene insectos dípteros y hemípteros, pico de aves de las marismas (*Cordylanthus maritimus*, una rara planta hemiparásita endémica en peligro de extinción), y dos aves en peligro de extinción, el gorrión sabanero (*Passerculus sandwichensis beldingi*) y el rascón picudo pies ligeros (*Rallus longirostris levipes*, Talley & Levin, 1999).

Jaumea (*Jaumea carnosa* [Less.] A. Gray, Asteraceae) es una planta halófila, perenne, nativa de marismas costeros de Norteamérica; con hojas verdes, suculentas, tallos trepadores largos de color verde-rosado, inflorescencias compuestas (pseudantos), flores amarillas y un extenso sistema de rizomas. Habita marismas costeros y bases de acantilados marinos desde Canadá hasta México (Keil, 2012a). Puede formar asociaciones micorrícicas (Brown & Bledsoe, 1996) y ser parasitado por la planta nativa *Cuscuta salina* (Perrings & Simpson, 2008).

La **hierba reuma** (*Frankenia salina* [Molina] J. M. Johnst. (sin. *Frankenia grandifolia* Cham. & Schltldl.; *Frankenia grandifolia* var. *campestris* A. Gray; *Ocimum salinum* Molina), Frankeniaceae), es un subarbusto perenne enmarañado nativo de América Central y del Norte. Tiene un tallo postrado (extendido por el suelo), hojas pequeñas coriáceas suculentas con glándulas salinas, inflorescencias cimosas, flores blancas, rosadas o fucsias, y rizomas (tallo subterráneo horizontal que emite raíces y brotes de sus nudos). Habita marismas salados y llanuras alcalinas de la PFC, Sonora y Coahuila, México y Chile. Es usada por mariposas y polillas, como *Agdistis americana* (Lewis *et al.*, 2003; Kiel & Little, 2012).

El **zacate salado** (*Distichlis spicata* [L.] Greene (*D. spicata* var. *divaricata* Beetle; *D. spicata* var. *nana* Beetle; *D. spicata* var. *stolonifera* Beetle; *D. spicata* var. *stricta* (Torr.) Scribn.), Poaceae), es un pasto perenne, resistente, dioico, nativo de América. Tiene tallos erectos, hojas planas y rígidas con glándulas salinas, inflorescencias en panículas, rizomas robustos (rara vez presenta estolones) y un sistema de raíces fibrosas. Habita marismas, dunas costeras, humedales mareales y áreas alcalinas húmedas desde Canadá hasta Sudamérica. Es una especie pionera y nodriza para la restauración costera (Bell, 2012; Lonard *et al.*, 2013). Es utilizada por las mariposas hespéridas (*Polites sabuleti*, *Panoquina errans*, *Pseudocopaedes eunus* y *Atalopedes campestris*), caracoles y cangrejos (cangrejo violinista de arena *Uca pugilator* y cangrejo violinista de articulaciones rojas *Uca minax*) algunas aves como el amenazado gorrión sabanero (*Passerculus sandwichensis beldingi*), el pato colorado (*Anas cyanoptera*), el burrito cuyano o gallineta negra (*Lateralus jamaicensis*) y pequeños mamíferos (Lonard *et al.*, 2013).

3.1.4 Variables de respuesta

Las variables cuantificadas en este capítulo se pueden agrupar en indicadores biológicos, actividades de mantenimiento, costos de instalación y mantenimiento, y otros servicios ecosistémicos de los GRs. Los indicadores biológicos incluyen la germinación, la supervivencia, la altura, la cobertura vegetal, la biomasa de las plantas, y para los HUGRs, el rendimiento. El monitoreo experimental de todas las variables comenzó en marzo del 2022 y concluyó en mayo del 2023. La germinación se calculó para las plantas del HUGR como la proporción de semillas germinadas con respecto al número de semillas sembradas. La supervivencia y la altura de las plantas se registraron semanalmente durante el primer mes de las plantas en los GR (para las HUGR en cada período de cultivo) y luego cada mes hasta la cosecha. Los registros de supervivencia consistieron en recuentos de cada planta por especie por GR, excepto para el HGR, donde la gran densidad y características de las especies de plantas (presencia de estolones y rizomas) dificultaron la estimación, por lo que, para este GR se consideró como supervivencia la presencia de plantas de cada especie.

Para los HUGR, la supervivencia representa el número de individuos por especie que persistieron desde la germinación/trasplante hasta la cosecha; así mismo, la supervivencia por especie de las especies plantadas varias veces (cebolla cambray, rábano, arúgula y lechuga) se calculó como el promedio de los diferentes cultivos. La altura se midió con una cinta métrica desde la superficie del sustrato (no del acolchado) hasta la hoja más alta de cinco a nueve individuos por especie, y con estos valores, se obtuvo el promedio de altura por especie. La altura promedio por módulo experimental (NGR y HGR) se calculó promediando todas las alturas obtenidas por especie y las alturas inherentes se calcularon utilizando la ecuación 10.

$$\textit{Altura inherente} = ((\textit{Altura final} - \textit{Altura inicial}) / (\textit{Altura final})) * 100 \quad (10)$$

La cobertura vegetal se midió con la aplicación móvil *Canopy Cover Free* (<https://play.google.com/store/apps/details?id=com.heaslon.canopycover>; Figura 23), tomando tres a cinco fotografías por GR por mes y calculando el porcentaje de cobertura de cada una. La aplicación calcula la cobertura parcial de dosel verde (en inglés, *fractional green canopy cover*) mediante análisis de imágenes basándose en las proporciones de colores rojo a verde (R/G) y azul a verde (B/G), además del índice verde (G-R-B) (Patrignani & Ochsner, 2015; Tichý, 2016; Büchi *et al.*, 2018). Los datos de cobertura se almacenan en un archivo .txt en el teléfono; estos datos se promediaron para obtener valores mensuales de cobertura por cada tipo de GR.

La biomasa se midió utilizando el método de cosecha con variaciones en la recolección de muestras según el diseño de GR. Para el HUGR, se extrajo aleatoriamente una muestra de cinco a seis plantas por especie al final de cada cosecha. Las raíces se colectaron en un cuadrante de 5, 10 o 15 cm² por los 12 cm de profundidad del sustrato de cada planta (según el tipo de planta y las características de las raíces). Para el NGR, se extrajo cada planta con cuidado, identificando su sistema radicular para recolectar la mayor cantidad posible de raíces de todas las plantas. Para el HGR, las mediciones de biomasa incluyeron todas las plantas dentro de la jardinera separando únicamente la sección aérea y subterránea. Las plantas de NGR y HGR se cosecharon al finalizar el periodo de monitoreo mencionado anteriormente.

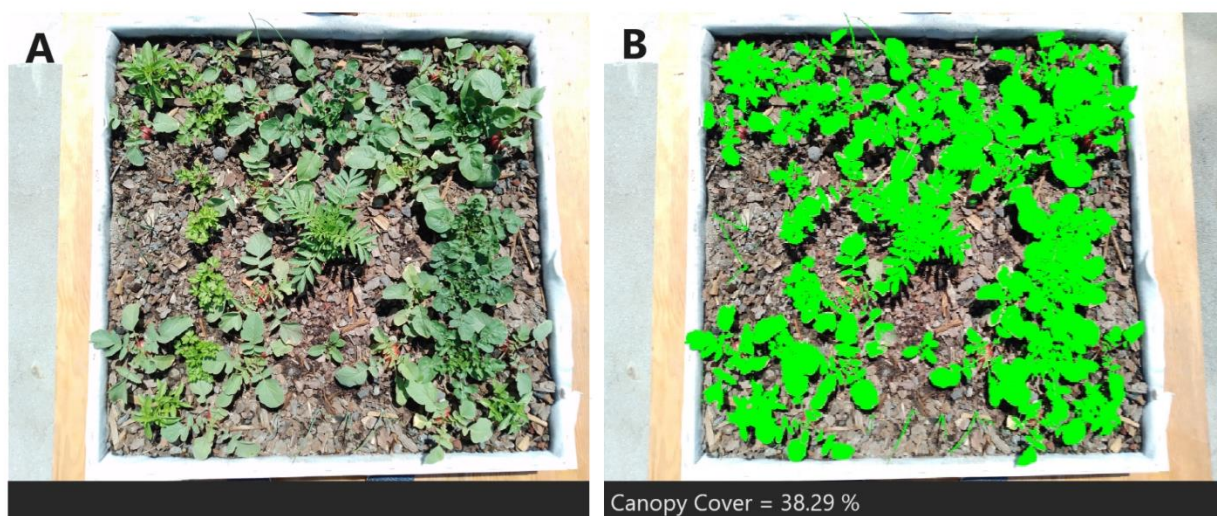


Figura 23. Ejemplo de medición de cobertura vegetal con la aplicación *Canopy Cover Free*. A. Fotografía tomada y B. Cobertura estimada.

Una vez tomadas las muestras, se etiquetaron las secciones (aéreas y raíces) y llevaron al Laboratorio de Plantas y Ecosistemas Terrestres del Departamento de Biología de la Conservación para procesarlas. Se limpiaron las raíces de todos los individuos con agua corriente; posteriormente se pesaron las muestras por sección utilizando una báscula de precisión (Mettler Toledo modelo MS303SE, Greifensee, Suiza) para obtener las medidas de peso fresco (húmedo), luego se secaron en un horno de convección (Binder GmbH APT.line ED (E2), Tuttlingen, Alemania) hasta alcanzar un peso seco constante y se registraron los valores finales (biomasa). Con los datos obtenidos se realizaron conversiones para obtener la biomasa por metro cuadrado (g/m^2). Para el HUGR, también se estimó la distribución de biomasa separando la biomasa de raíces, tallos/ hojas y semillas/ flores y calculando el porcentaje de contenido de materia seca por sección de acuerdo con la ecuación 11.

$$\% \text{CMS} = (\text{Peso seco} / \text{Peso fresco}) * 100 \quad (11)$$

Para calcular la biomasa ganada y las tasas de crecimiento en los GR con plantas nativas, se requería conocer la biomasa inicial; por lo tanto, para el NGR, se utilizó el método de estimación de biomasa-mediana descrito en Axmanová *et al.* (2012), el cual es un método no destructivo basado en mediciones de altura y cobertura. Para el HGR, se extrajo una muestra de un m^2 de plantas de humedal de la ubicación y época del año exactas como las utilizadas módulo experimental siguiendo el mismo método de recolección de biomasa explicado anteriormente. Así mismo, las tasas de crecimiento de NGR y HGR se estimaron utilizando la ecuación 12.

$$\text{Tasa de crecimiento} = (B_f - B_i) / B_f * 100 \quad (12)$$

donde B_f es la biomasa final y B_i la biomasa inicial. Por otra parte, el rendimiento (es decir, la cosecha comestible) se estimó promediando las medidas del peso húmedo (g) de las secciones comestibles por especie, multiplicando el valor obtenido por el número de plantas por especie por cultivo, convirtiendo los valores a Kg, sumando los valores de todas las especies en el cultivo ($\text{Kg}/ 0.7 \text{ m}^2$) y calculando el rendimiento total por metro cuadrado (Kg/ m^2). Además, se calculó el valor económico de la cosecha según el Sistema Nacional de Información e Integración de Mercados (SNIIM, 2023) de la Secretaría de Economía de México, y el Servicio de Comercialización Agrícola (*Agricultural Marketing Service*; 2023) del Departamento de Agricultura de Estados Unidos. Adicionalmente se midió la profundidad del sustrato cada dos meses para evaluar el encogimiento debido a la degradación de la materia orgánica.

Las actividades de mantenimiento incluyeron la cuantificación de la cantidad de agua de riego e insumos, así como el tiempo empleado en actividades de mantenimiento. Los insumos incluyeron: fertilizantes,

productos para el manejo y control de plagas, y otros, por ejemplo, acolchado adicional. El riego se realizó de forma manual (para permitir un mejor seguimiento de las necesidades hídricas de las plantas) con un recipiente de volumen conocido y un régimen de una o dos veces por semana para los HUGR y cada 10 a 30 días para los NGR y los HGR, dependiendo del clima y la estación. El esfuerzo laboral se calculó como el tiempo dedicado a las actividades de mantenimiento, medido con un cronómetro cada vez que se realizaban las siguientes actividades: riego, deshierbe, manejo y control de plagas, fertilización, siembra, trasplante y cosecha. Los tiempos se registraron en una bitácora, incluyendo fechas, actividades, duración de las actividades y cualquier observación relevante.

Los costos de instalación incluyen el cálculo del costo de los materiales necesarios para construir los GRs por m² utilizando los precios comerciales del año 2022, sin incluir el impermeabilizante ni la madera que se utilizó para los bordes (o jardineras) de los GRs. Los costos de mantenimiento consisten en el cálculo del precio equivalente del agua y cualquier suministro utilizado para el mantenimiento de los GRs (este costo no incluye herramientas utilizadas, por ej., rociador, pala, manguera, cubetas, etc.). Los precios del agua se calcularon tomando el costo promedio del agua por m³ multiplicado por el consumo anual de agua (m³) por m² de los GRs. Para los insumos, que incluyen fertilizantes, productos para el manejo y control de plagas y otros (por ej., acolchado adicional), se calculó el precio unitario (MX \$/L de producto) multiplicado por la cantidad de producto utilizado por m² por año (no el costo total del producto comprado). Además de las variables mencionadas anteriormente, se tomaron notas en la bitácora relacionadas con otros servicios ecosistémicos de los GRs, como son la biodiversidad de invertebrados y aves observadas, la floración de las plantas y las especies invasivas identificadas que se removieron.

3.2 Resultados

Los resultados de este capítulo se dividen en tres secciones, los indicadores de desempeño biológico de las plantas, las actividades de mantenimiento más relevantes, y un análisis económico por tipo de techo verde (GR): huertos urbanos (HUGRs), jardín de nativas (NGR) y humedal de nativas (HGR). En seguida se presenta un informe detallado de cada sección.

3.2.1 Indicadores de desempeño biológico

Para valorar el desempeño biológico de las plantas en los GRs, se monitoreó la supervivencia, la cobertura

vegetal, la altura, la biomasa de las plantas, y para los HUGRs, el rendimiento. A continuación, se presentan los resultados de cada indicador por tipo de GR. En primer lugar, la Tabla 12 muestra el porcentaje de germinación y supervivencia de las hortalizas por especie y número de cultivo de los HUGRs. Se incluye el método de siembra empleado para cada especie, ya que este factor demostró tener una influencia directa en las tasas de germinación y supervivencia registradas. Se observaron variaciones en la supervivencia dependiendo del método de siembra utilizado, lo que resalta la importancia de ajustar las técnicas de siembra a las necesidades específicas de cada planta, así como de llevar a cabo pruebas para identificar cuáles de estos métodos funcionan bajo las condiciones ambientales particulares de los GRs.

En cuanto a la germinación, se aprecia que algunas especies como la arúgula y el cilantro presentaron porcentajes altos, por una parte, la arúgula se sembró en charolas de huevo para el segundo cultivo (después trasplantando las plántulas en los GRs) y auto-germinó para el tercer cultivo. En el caso del cilantro la siembra fue directa en los GRs, mostrando que es el método ideal debido a su alto porcentaje de germinación. Las plantas con los porcentajes más bajos fueron aromáticas como eneldo, orégano, chía y albahaca, las primeras tres se sembraron directamente mientras que la cuarta se sembró en charolas de huevo. En cuanto al eneldo, orégano y chía, es posible que probando un método de siembra y/o época del año diferente, las plantas logren establecerse en el GR; mientras que, la albahaca presentó porcentajes de supervivencia alta a pesar de la baja germinación.

Continuando con la supervivencia, en la tabla se observa que, para el primer cultivo, todas las plantas de lechuga sobrevivieron hasta el día de la cosecha, mientras que las cebollas presentaron los porcentajes más bajos. En el segundo cultivo las plantas de rábano, perejil, albahaca y caléndula sobrevivieron, mientras que todos los crisantemos perecieron la primera semana en el GR y fueron reemplazados por caléndulas para aprovechar el espacio; en particular, uno de los crisantemos sobrevivió diez días (HUGR-1), pero después se marchitó. Curiosamente, el número total de plantas al día de cosecha fue el mismo en ambos módulos (46 en cada uno). Para el tercer cultivo, el porcentaje de supervivencia en el HUGR-2 fue más alto (88.4%) que en el HUGR-1 (84.7%), siendo el rábano y el cilantro las dos especies que presentaron un porcentaje más alto.

En el HUGR-2, algunas de las arúgulas germinaron solas por auto siembra, además de que germinaron siete arúgulas más en el espacio del cilantro, éstas removieron por aclareo manual el 28 de noviembre del 2022 para dejar el espacio a las plantas de cilantro. El aclareo manual es una técnica en agricultura que involucra remover manualmente las plántulas, flores o frutos para asegurar una alta calidad y cantidad de plantas en un cultivo, al reducir el desperdicio de espacio y nutrientes (Sidhu *et al.*, 2022). Finalmente, en

el cuarto cultivo el porcentaje de supervivencia en el HUGR-1 fue más alto que en el HUGR-2. Esta diferencia pudo deberse a la presencia de una malla sombra en el HUGR-1 que se colocó provisionalmente para evaluar el efecto del sombreado en las plantas, esta malla se esperaba que redujera la evapotranspiración y el estrés por calor.

Tabla 12. Porcentaje de germinación y supervivencia hasta el día de la cosecha de las hortalizas por especie y cultivo de los huertos urbanos en techos verdes (HUGR-1 y HUGR-2). T = trasplante; T/S = trasplante primero y después siembra directa; S = semilla o siembra directa.

Nombre común	Germinación (%)	Método de siembra	Supervivencia (%)							
			Cultivo 1		Cultivo 2		Cultivo 3		Cultivo 4	
			HUGR-1	HUGR-2	HUGR-1	HUGR-2	HUGR-1	HUGR-2	HUGR-1	HUGR-2
Espinaca	22.2	T	75.0	87.5						
Lechuga	60.8	T/S	100	100					94.0	68.0
Cebolla cambray	46.0	T/S	60.0	80.0	100	94.7	74.3	74.3		
Rábano	77.9	T/S			100	100	75.0	87.5		
Perejil	28.9	T			100	100				
Arúgula	97.8	T/S			77.8	88.9	100	100		
Albahaca	8.1	T			100	100				
Crisantemo	18.3	T			0.0	0.0				
Caléndula	43.3	T			100	100				
Cilantro	90.6	S					89.6	91.7		
Chía	12.0	S							0.0	0.0
Eneldo	0.0	S							0.0	0.0
Orégano	0.0	S							0.0	0.0
Promedio	38.93	N/A	78.3	89.2	82.5	83.3	84.7	88.4	94.0	68.0

Tabla 13. Porcentajes de supervivencia por especie de tres tipos de techos verdes. Los superíndices indican el número de cultivo de las plantas de huerto urbano.

Techo verde	Especie	Nombre común	Supervivencia (%)
Huerto urbano	<i>Allium fistulosum</i> ^{1,2,3}	Cebolla cambray	80.5
	<i>Raphanus sativus</i> ^{2,3}	Rábano	90.6
	<i>Eruca sativa</i> ^{2,3}	Arúgula	91.6
	<i>Lactuca sativa</i> ^{1,4}	Lechuga	100.0
	<i>Spinacia oleracea</i> ¹	Espinaca	81.2
	<i>Petroselinum hortense</i> ²	Perejil	100.0
	<i>Coriandrum sativum</i> ³	Cilantro	90.6
	<i>Ocimum basilicum</i> ²	Albahaca	100.0
	<i>Calendula officinalis</i> ²	Caléndula	100.0
	<i>Chrysanthemum spp.</i> ²	Crisantemo	0.0
	<i>Salvia hispanica</i> ⁴	Chía	0.0
	<i>Anethum graveolens</i> ⁴	Eneldo	0.0
<i>Originan vulgare</i> ⁴	Orégano	0.0	
Jardín de nativas	<i>Artemisia californica</i>	Romerillo	100.0
	<i>Isocoma menziesii</i>	Arbusto dorado	100.0
	<i>Dudleya britonii</i>	Siempreviva	100.0
	<i>Dudleya reidmoranii</i> subsp. <i>reidmoranii</i>	Siempreviva	100.0
	<i>Dudleya attenuata</i>	Siempreviva o mezcalito	100.0
	<i>Peritoma arborea</i>	Ejotillo/ Quelite	0.0
Humedal de nativas	<i>Salicornia pacifica</i>	Hierba salmuera	100.0
	<i>Jaumea carnososa</i>	Jaumea	100.0
	<i>Frankenia salina</i>	Hierba reuma	100.0
	<i>Distichlis spicata</i>	Zacate salado	100.0

Por otra parte, los porcentajes de supervivencia por especie de los tres tipos de GR se muestran en la Tabla 13. En esta tabla se observa el promedio del porcentaje de supervivencia por especie de los dos GRs de cada tipo (HUGR-1 y HUGR-2, NGR-1 y NGR-2, HGR-1 y HGR-2). De las cuatro especies que se sembraron en varias ocasiones en los HUGRs: cebolla cambray, rábano, arúgula y lechuga, ésta última fue la que presentó el mayor porcentaje de supervivencia. Otras especies de HUGRs con supervivencia alta son perejil, albahaca y caléndula. Así mismo, en general las plantas nativas de NGR y HGR mostraron porcentajes de supervivencia más altos que las plantas de HUGR. La única planta nativa que no sobrevivió fue el ejotillo o quelite (*P. arborea*), que aun así presentó floración y germinación de semillas en el GR.

Tabla 14. Alturas iniciales, finales e inherentes ($[\Delta H/H] * 100$) de las especies estudiadas del huerto urbano (HUGR). ΔH = Altura final – inicial; H = Altura final.

Cultivo	Especie	Nombre común	Altura inicial (cm)	Altura final (cm)	Altura inherente (% ΔH)
1	<i>Allium fistulosum</i>	Cebolla cambray	4.9	18.5	73.2
1	<i>Lactuca sativa</i>	Lechuga	2.5	10.0	74.9
1	<i>Spinacia oleracea</i>	Espinaca	2.6	12.0	78.1
2	<i>Allium fistulosum</i>	Cebolla cambray	5.4	18.1	70.4
2	<i>Raphanus sativus</i>	Rábano	2.9	17.1	82.8
2	<i>Eruca sativa</i>	Arúgula	2.5	16.7	85.0
2	<i>Petroselinum hortense</i>	Perejil	2.2	14.7	85.0
2	<i>Ocimum basilicum</i>	Albahaca	3.4	20.0	83.1
2	<i>Calendula officinalis</i>	Caléndula	2.6	17.4	84.8
3	<i>Allium fistulosum</i>	Cebolla cambray	0.0	32.1	100.0
3	<i>Raphanus sativus</i>	Rábano	0.0	7.6	100.0
3	<i>Eruca sativa</i>	Arúgula	0.0	12.0	100.0
3	<i>Coriandrum sativum</i>	Cilantro	0.0	16.0	100.0
4	<i>Lactuca sativa</i>	Lechuga	0.0	26.0	100.0
		Promedio	2.5	16.4	85.0

Las alturas iniciales, finales e inherentes de las hortalizas (HUGR) se muestran en la Tabla 14. Como es de esperarse, las plantas que se sembraron directamente (cultivos tres y cuatro) presentaron los valores más

altos de altura inherente, seguidas de las plantas del segundo cultivo, y por último las plantas del primer cultivo. Una observación interesante es que algunas plantas como las cebollas cambray y las lechugas presentaron alturas finales 57.6% y 38.5% mayores en el último cultivo que se sembraron respecto al primero. Sin embargo, hay otras especies como las arúgulas en las que la tendencia fue opuesta, aunque esto pudo deberse a que las arúgulas del segundo cultivo crecieron en verano mientras que las del tercer cultivo en invierno- primavera, con condiciones ambientales distintas.

Asimismo, las alturas iniciales, finales e inherentes de las plantas nativas (NGR y HGR) se muestran en la Tabla 15. Casi todas las especies de plantas aumentaron su altura después de un año en los GR, excepto *D. attenuata*. Las plantas con mayor altura inherente fue *D. spicata* del HGR e *I. menziesii* del NGR. En contraste, *J. carnosa* (HGR), *D. britonii* y *D. reidmoranii* (NGR) presentaron las alturas inherentes más bajas. En el caso de *J. carnosa*, esto puede atribuirse a su hábito de crecimiento por medio de estolones, mientras que las Dudleyas pudieron presentar estrés por sobre riego o por la competencia con las demás plantas.

Tabla 15. Alturas iniciales, finales e inherentes ($[\Delta H/H] * 100$) de las especies estudiadas del jardín de nativas (NGR) y humedal de nativas (HGR). ΔH = Altura final – inicial; H = Altura final.

Techo verde	Especie	Nombre común	Altura inicial (cm)	Altura final (cm)	Altura inherente (% ΔH)
NGR	<i>Artemisia californica</i>	Romerillo	33.8	51.0	33.8
	<i>Peritoma arborea</i>	Ejotillo/Quelite	31.3	41.2	24.1
	<i>Isocoma menziesii</i>	Arbusto dorado	14.0	53.6	73.9
	<i>Dudleya attenuata</i>	Tapertip liveforever	10.5	7.6	-37.9
	<i>Dudleya reidmoranii</i> subsp. <i>reidmoranii</i>	Siempreviva	8.7	10.3	15.8
	<i>Dudleya britonii</i>	Siempreviva	13.5	15.7	14.0
HGR	<i>Frankenia salina</i>	Hierba reuma	9.4	27.5	65.8
	<i>Salicornia pacifica</i>	Hierba salmuera	16.1	44.9	64.0
	<i>Jaumea carnosa</i>	Marsh jaumea	15.5	21.1	26.6
	<i>Distichlis spicata</i>	Zacate salado	11.4	48.2	76.3

Los porcentajes promedio mensuales de cobertura vegetal por tipo de GR se muestran en la Figura 24. Se aprecia que mientras el HGR y el NGR presentaron un incremento gradual de cobertura y luego fluctuaciones menores, el HUGR presentó ciclos marcados de cobertura y no cobertura debido a los periodos de siembra y cosecha. Así mismo, los valores más altos de cobertura (HGR y HUGR) se produjeron en septiembre de 2022 durante el verano. Respecto al HGR, la disminución de la cobertura otoñal e invernal puede estar relacionada con la fenología de las plantas del humedal que presentan latencia durante este periodo, seguido de crecimiento activo en primavera y verano.

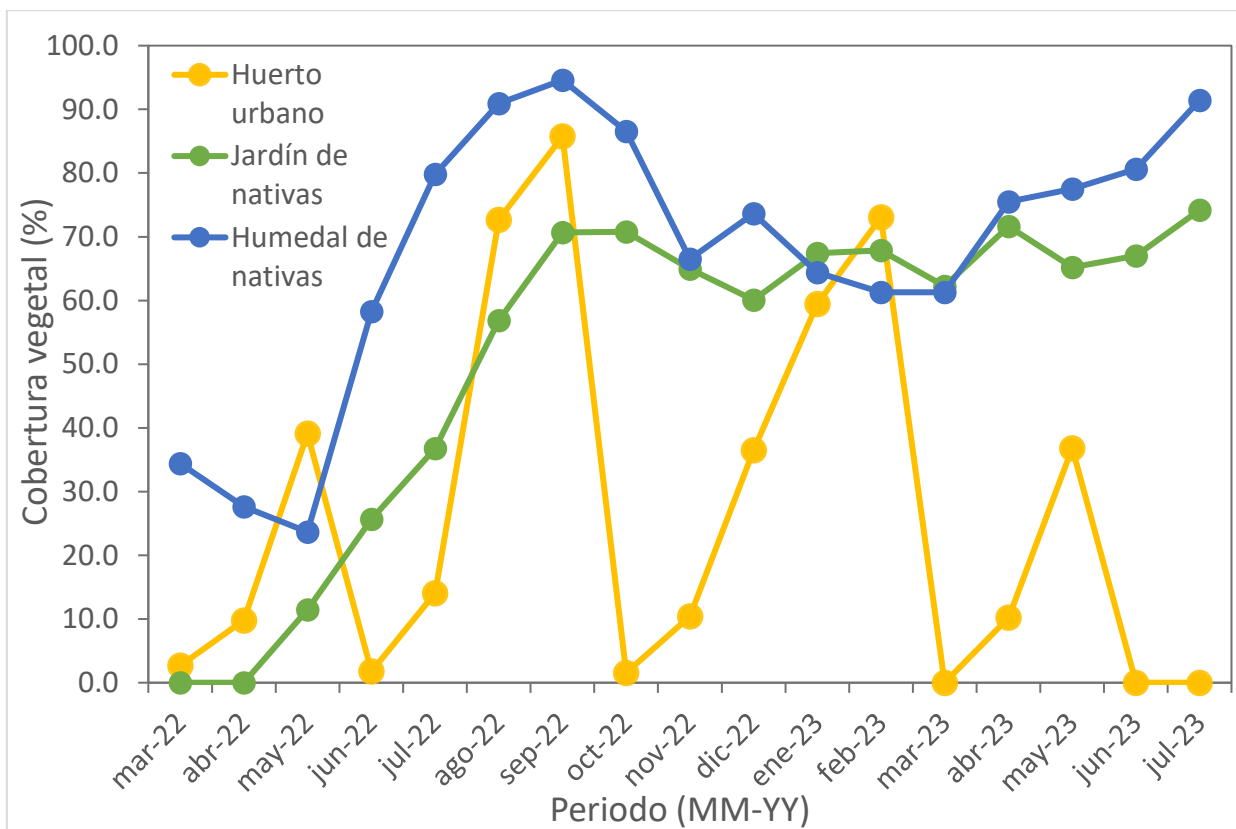


Figura 24. Evolución temporal de la cobertura vegetal de tres tipos de techos verdes a lo largo de 17 meses de experimento.

Por otra parte, las estimaciones de biomasa variaron entre los tipos de GR debido a sus características y las especies de plantas utilizadas. Para el NGR, la biomasa total inicial estimada fue de 188.9 g/m² y la biomasa total final fue de 1,006.3 g/m², con una tasa de crecimiento del 81%. La biomasa total inicial y final medida del HGR fue de 1,203.0 y 2,944.3 g/m², respectivamente, con una tasa de crecimiento del 59%. Mientras que, para el HUGR, la Tabla 16 muestra la distribución de biomasa (peso seco) y el contenido

de materia seca por especie de planta por cultivo, representando la biomasa de todas las plantas individuales por especie que sobrevivieron hasta la cosecha.

Tabla 16. Distribución de la biomasa (g/m²) y contenido de materia seca ([peso seco/peso fresco] *100) por especie de hortaliza del huerto urbano (HUGR).

Cultivo	Especie	Nombre común	Biomasa raíz (g/m ² ; % CMS)	Biomasa tallos/hojas (g/m ² ; % CMS)	Biomasa flores/semillas (g/m ² ; % CMS)	Biomasa total (g/m ²)
1	<i>Allium fistulosum</i>	Cebolla cambray	2.02 (8.2)	11.7 (12.2)	N/A	13.7
1	<i>Lactuca sativa</i>	Lechuga	37.82 (17.8)	185.39 (15.3)	N/A	223.2
1	<i>Spinacia oleracea</i>	Espinaca	5.57 (16.4)	68.56 (21.8)	N/A	74.1
2	<i>Allium fistulosum</i>	Cebolla cambray	8.08 (9.9)	0.83 (66.0)	N/A	8.9
2	<i>Raphanus sativus</i>	Rábano	90.65 (8.5)	27.45 (13.1)	N/A	118.1
2	<i>Eruca sativa</i>	Arúgula	26.98 (18.6)	354.97 (21.4)	N/A	382.0
2	<i>Petroselinum hortense</i>	Perejil	11.61 (20.3)	14.98 (17.4)	N/A	26.6
2	<i>Ocimum basilicum</i>	Albahaca	4.55 (16.6)	8.03 (19.3)	1.34 (30.0)	13.9
2	<i>Calendula officinalis</i>	Caléndula	3.67 (14.1)	3.58 (55.0)	4.71 (11.6)	12.0
3	<i>Allium fistulosum</i>	Cebolla cambray	29.18 (17.4)	27.58 (13.5)	N/A	56.8
3	<i>Raphanus sativus</i>	Rábano	28.66 (6.5)	19.14 (9.0)	N/A	47.8
3	<i>Eruca sativa</i>	Arúgula	22.65 (12.2)	56.81 (15.3)	46.53 (18.0)	126.0
3	<i>Coriandrum sativum</i>	Cilantro	27.80 (13.3)	90.44 (14.5)	N/A	118.2
4	<i>Lactuca sativa</i>	Lechuga	35.55 (10.0)	206.26 (6.2)	N/A	241.8
					Total	1463.1

Tabla 17. Rendimiento (Kg/m²), precios comerciales (MXN/Kg) y valor económico de la cosecha (MXN/Kg/m²) por especie de hortaliza por cultivo del huerto urbano (HUGR). Las negritas resaltan el rendimiento.

Cultivo	Especie	Nombre común	Rendimiento (Kg/m ² de cosecha comestible)	Precio en el mercado (MXN/Kg)	Valor económico de la cosecha (rendimiento x precio)
1	<i>Allium fistulosum</i>	Cebolla cambray	0.0982	46.29	6.12
1	<i>Lactuca sativa</i>	Lechuga	1.1078	171.97	190.51
1	<i>Spinacia oleracea</i>	Espinaca	0.2573	62.32	11.91
2	<i>Allium fistulosum</i>	Cebolla cambray	0.0784	146.43	11.48
2	<i>Raphanus sativus</i>	Rábano	1.2382	2.29	2.83
2	<i>Eruca sativa</i>	Arúgula	1.5135	47.62	39.96
2	<i>Petroselinum hortense</i>	Perejil	0.0780	26.40	3.71
2	<i>Ocimum basilicum</i>	Albahaca	0.0417	244.04	10.18
2	<i>Calendula officinalis</i>	Caléndula	0.0403	1,388.39	55.94
3	<i>Allium fistulosum</i>	Cebolla cambray	0.3378	109.97	37.14
3	<i>Raphanus sativus</i>	Rábano	0.6441	12.13	7.81
3	<i>Eruca sativa</i>	Arúgula	0.3522	116.67	7.75
3	<i>Coriandrum sativum</i>	Cilantro	0.6042	22.00	70.49
4	<i>Lactuca sativa</i>	Lechuga	3.5542	152.48	541.93
		Total	9.9458	N/A	997.76

En la Tabla 16 se observa que, como era de esperarse, las especies cultivadas principalmente por su raíz, como el rábano y la cebolla, presentaron los valores más altos de biomasa de raíz, reflejando su estrategia de crecimiento subterráneo orientada a la acumulación de reservas en estas estructuras. Por otro lado, las especies de hoja, como la lechuga y la arúgula, presentaron mayores valores de biomasa en las partes aéreas, específicamente en el tallo y las hojas. En cuanto a la biomasa total, se observó una clara diferencia entre los distintos cultivos. Las plantas del segundo cultivo presentaron el valor más alto (561.4 g/ m²), en seguida de las plantas del tercer cultivo (348.8 g/ m²), las del primero (311.1 g/ m²) y finalmente las del cuarto (241.8 g/ m²) con los valores más bajos. Sin embargo, cabe mencionar que durante el cuarto cultivo solamente se produjeron lechugas en un tercio del espacio disponible debido a que el resto de las especies sembradas no germinaron. Aún así, la biomasa de las lechugas del cuarto cultivo fue 3.2 veces mayor que las del primer cultivo. Estos resultados evidencian las fluctuaciones en la productividad vegetal a lo largo de los diferentes ciclos de cultivo, proporcionando información valiosa para ajustar las estrategias de cultivo con el fin de maximizar el rendimiento y la eficiencia biológica de las especies.

La Tabla 17 muestra el rendimiento (peso fresco), los precios comerciales y el valor económico de la cosecha por especie de planta por cultivo, representando las partes comestibles de todas las plantas individuales por especie que sobrevivieron hasta la cosecha. Las especies con los rendimientos más altos por cultivo fueron la lechuga (cuarto cultivo), la arúgula y el rábano (segundo cultivo). Así mismo, se observa que la lechuga es el cultivo con los mayores valores económicos debido a los altos rendimientos y los precios relativamente elevados en el mercado. Otras especies con valores de mercado altos son la caléndula y la albahaca, por lo que podrían ser una opción si se desea cultivar hortalizas para su venta, sin embargo, por ejemplo, la albahaca produjo hojas pequeñas y floración aproximadamente a las tres semanas de siembra, lo cual podría reducir su valor comercial del producto fresco, pudiéndose buscar alternativas como la venta de albahaca deshidratada. A pesar de esto, la albahaca fue una de las especies que aportaron un mayor valor para polinizadores, junto con las flores de arúgula.

3.2.2 Actividades de mantenimiento

Las actividades de mantenimiento de los techos verdes (GRs) incluyen la cantidad de agua para irrigación, el tiempo que se requiere para realizar el mantenimiento y los suministros, es decir, los materiales necesarios para fertilización, control y manejo de plagas, entre otros. Comenzando con el consumo anual de agua, éste se muestra por m² por tipo de GR en la Figura 25A. Como se esperaba, el techo Humedal (HGR) tuvo el mayor consumo de agua, especialmente durante la primavera y el verano, donde la

evaporación es mayor, en seguida del HUGR y finalmente el NGR con el menor riego. Los volúmenes de riego de HUGR y NGR mostraron tendencias similares, con valores altos durante el verano y bajos en el invierno. Anualmente (volúmenes totales de riego) el consumo de agua de HUGR y NGR fue 42% y 52% menor que HGR, respectivamente, mientras que NGR requirió 17% menos agua que HUGR. Adicionalmente, el consumo de agua para el riego de plántulas en charolas de huevo de los dos primeros cultivos del HUGR fue de 50.9 L/m².

El tiempo de mantenimiento anual por persona por m² de cada tipo de GR se muestra en la Figura 25B. En general, los tiempos de mantenimiento fueron 6.4 y 4.5 veces mayores en el HUGR que en NGR y HGR, respectivamente. Sin embargo, el tiempo de mantenimiento de HUGR disminuyó con el paso del tiempo y presentó valores más bajos durante el otoño e invierno, debido a que las necesidades de manejo y control de plagas fueron menores. Además, hay que considerar el tiempo de mantenimiento de las plántulas en bandejas de huevos para los dos primeros cultivos del HUGR, que fue de 8.25 h/persona/m². El tiempo de mantenimiento total anual fue de 23.0, 3.6 y 5.1 h/persona/m²/año para HUGR, NGR y HGR, respectivamente.

Por otra parte, se observó que durante los primeros meses de todos los GRs el tiempo de mantenimiento fue mayor debido a la aclimatación de las plantas y las presiones de las plagas, en contraste, a medida que pasó el tiempo, los microecosistemas comenzaron a autorregularse, por ejemplo, conforme avanzó el experimento las poblaciones de pulgones (Aphididae) disminuyeron en gran medida por la presencia de mariquitas (Coccinellidae) en las plantas nativas y microavispa (Braconidae) en las plantas de HUGR. Otras plagas observadas fueron: moscas de las riberas (Ephydriidae) en HGR, mosca de mantillo (Sciaridae) y pequeños huevos y larvas de mariposa blanca de la col (*Pieris rapae*) en las arúgulas del HUGR.

Además del riego, otro aspecto importante del mantenimiento son los suministros o materiales necesarios para mantener los GRs saludables y funcionales. Respecto a esto, la Figura 26 muestra una guía esquemática de las principales actividades de mantenimiento y frecuencias recomendadas por tipo de GR. Como se ha mencionado anteriormente, el HUGR requiere mantenimiento frecuente y constante, mientras que los GRs con plantas nativas, particularmente el NGR, requiere poco mantenimiento. Aunque el mantenimiento de HGR fue muy bajo, la necesidad de renovar el sustrato debido a la rápida descomposición de la materia orgánica incrementó las necesidades de mantenimiento, así como el tiempo y los costos (sección 1.1.1. Análisis económico de los techos verdes).

Al inicio del experimento, todos los GRs tenían una profundidad de sustrato de 12 cm (sin considerar el mantillo en HUGR y NGR), sin embargo, estos valores fueron menores al final del experimento. La profundidad promedio final de HUGR fue de 9.5 cm, a pesar de las pequeñas adiciones de compost vegetal durante los cuatro periodos de siembra como parte de las actividades de mantenimiento. En NGR, el valor promedio final fue de 9.1 cm y en HGR de 8.8 cm. La renovación de sustrato de HGR agregó alrededor de 6 cm, por lo que antes de la renovación, el sustrato tenía menos de 3 cm de profundidad.

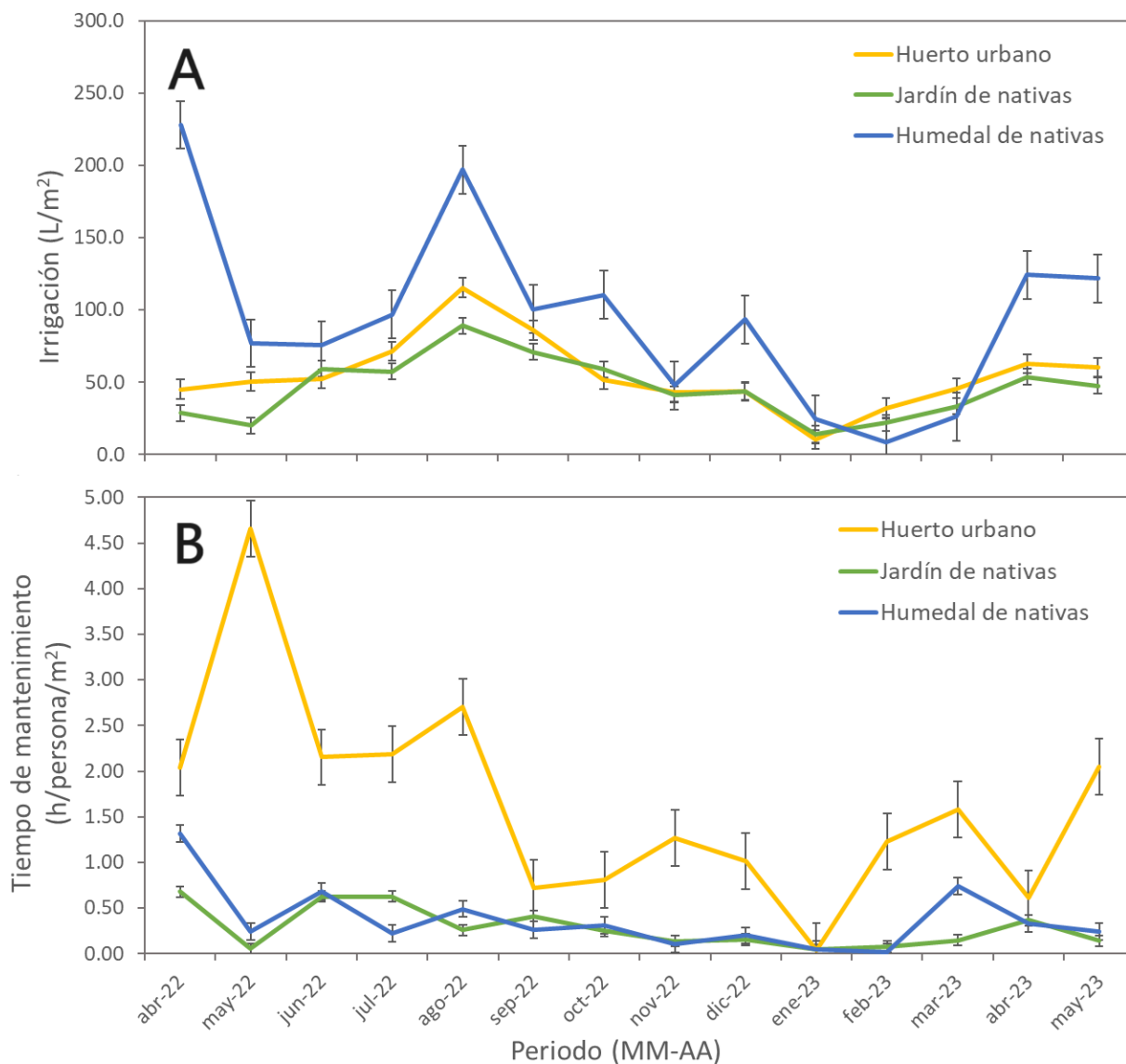


Figura 25. Trayectoria temporal de A. la cantidad de agua de riego o irrigación (L/m^2), y B. el tiempo de mantenimiento ($h/persona/m^2$) de tres tipos de techos verdes a lo largo de 14 meses de experimento.



Figura 26. Guía de actividades de mantenimiento y frecuencia de las actividades de tres tipos de techos verdes extensivos.

3.2.3 Análisis económico de los techos verdes

Los costos de instalación y de mantenimiento son algunas de las principales inquietudes que obstaculizan la promoción e implementación de GRs en todo el mundo, por este motivo, en esta sección se muestra un desglose de los costos de inversión inicial y mantenimiento del primer año por m² de los tres tipos de GR estudiados, estos costos se muestran en la Tabla 18. La capa impermeabilizante de los techos no se incluyó en los costos porque es la misma para todos los GRs y puede variar dependiendo del sistema de construcción (es decir, concreto, madera, lámina, etcétera), la ubicación y las condiciones climáticas (por ej. en un área desértica y un área tropical). En este estudio se consideró una membrana bituminosa blanca de dos capas (cartón antorchable) y la brea fría utilizada como adhesivo por MX\$ 326.8/m² (precio de 2022).

Tabla 18. Desglose de costos de la inversión inicial (instalación) y mantenimiento anual por m² (MXN, 2022) de tres tipos de techos verdes (GR), Huerto urbano (HUGR), Jardín de nativas (NGR) y Techo humedal (HGR). El costo del impermeabilizante en todos los techos fue de MX \$326.8/ m².

GR/ componente del GR	<i>Inversión inicial</i>					<i>Costos de mantenimiento del primer año</i>		Costos totales
	Drenaje	Filtro	Lámina de polietileno	Sustrato y acolchado	Plantas	Riego (MX \$ promedio /m ³ = 103.2)	Suministros de mantenimiento	
HUGR	258.4	63.6	N/A	739.7	300.0	79.5	668.0	2,109.2
NGR	258.4	63.6	N/A	540.2	1,120.0	66.0	123.1	2,171.3
HGR	N/A	N/A	80.0	374.5	1,120.0	137.3	343.7	2,055.4

NGR y HUGR tuvieron los costos de instalación más altos y bajos, respectivamente, siendo las plantas el gasto más notable, ya que para HUGR se utilizaron semillas en lugar de plantas de tamaño pequeño o tapetes pre-cultivados como en el caso de NGR y HGR, respectivamente. El sustrato y el acolchado constituyeron el segundo mayor gasto debido al compost vegetal y la corteza de pino (acolchado). El sustrato HUGR contenía más compost por volumen; mientras que, aunque NGR y HGR tuvieron las mismas proporciones de compost, HGR no tuvo acolchado.

Los costos de mantenimiento se dividieron en dos categorías: los costos de riego y los suministros (fertilizantes, manejo de plagas y otros). Como se esperaba, los gastos de riego fueron los más altos en el

HGR, aproximadamente 52% y 42% más altos que los de NGR y HUGR, respectivamente. En cuanto a los suministros, el HUGR tuvo el mayor gasto, alrededor de 5.4 y 1.9 veces mayor que NGR y HGR, respectivamente. Adicionalmente, los costos de riego y mantenimiento de las plantas sembradas en charolas de huevo para HUGR fueron de MX \$5.3 y MX \$118.3 (precios 2022), respectivamente. Estos costos adicionales aumentan los costos de mantenimiento de HUGR, siendo la opción más económica la siembra directa de semillas. El costo alto de mantenimiento de HGR se debe a la renovación del sustrato (que incluyó la mitad de la cantidad de sustrato de la instalación) requerida casi un año después, debido al gran número de raíces encima del sedimento de tezontle/arena. Por otra parte, al comparar los costos totales las cantidades fueron similares, con una diferencia de MX \$115.9 entre NGR y HUGR y de MX \$62.0 entre NGR y HUGR. Sin embargo, NGR es la opción más económica a largo plazo debido al bajo mantenimiento que requiere, seguida por HGR y HUGR, que requieren un mantenimiento medio y alto, respectivamente.

3.2.4 Otros servicios ecosistémicos

3.2.4.1 Biodiversidad

Incrementar el valor del hábitat para soportar la biodiversidad es uno de los objetivos del diseño de los GRs (Williams *et al.*, 2014). Dado que la biodiversidad asociada a los GRs varía según la composición de las especies de plantas y otras características como la profundidad del sustrato (Van Mechelen *et al.*, 2015c; Aloisio *et al.*, 2019), se registraron las especies visitantes y habitantes en nuestros GRs. Se observaron diferentes especies de aves: colibrí de Anna (*Calypte anna*) en NGR, cenizón común (*Mimus polyglottos*) en HUGR, pinzón mexicano (*Haemorhous mexicanus*) en NGR y HUGR, y estornino pinto (*Sturnus vulgaris*) en todos los GRs. También se observaron varias especies de arañas cangrejo (Thomisidae; todos los GRs), arañas de tela de guardería (Pisauridae; todos los GRs) y arañas saltarinas (Salticidae; todos los GRs), por ejemplo, *Sassacus sp.*, *Phidippus californicus* y *Phidippus sp.*

Además de insectos visitantes: abejas del sudor (*Agapostemum sp.*; todos los GRs) y las abejas melíferas no nativas *Apis mellifera* (todos los GRs); diferentes especies de mariquitas y larvas de mariquitas (Coccinellidae; todos los GRs); mariposas saltarinas (Hesperiidae; todos los GRs) y mariposas vanessa (*Vanessa sp.*; HGR); moscas de la fruta (Tephritidae; HUGR), diferentes especies de sírfidos (*Syrphidae sp.*; todos los GR); tricópteros (Trichoptera; HUGR); escarabajos cantáridos (Cantharidae; UGR); chinches

antocóridas (Anthocoridae; HUGR); crisopas verdes (Chrysopidae; HUGR). También se observaron algunos insectos plaga en pequeñas cantidades, como escarabajos de las hojas (Chrysomelidae; HUGR), escarabajos verdes de junio (*Cotinis sp.*; HUGR, NGR), chinches (*Nysius sp.*; HUGR) y saltahojas de dos manchas (*Sophonia sp.*; HUGR).

3.2.4.2 Floración

La floración favorece a la polinización, un servicio ecosistémico de aprovisionamiento (Robinson & Lundholm, 2012) que añade atractivo estético a los GRs (Van Mechelen *et al.*, 2015), así como beneficios a la salud mental (Ode Sang *et al.*, 2022; Zhang *et al.*, 2023). Durante el período experimental, todas las plantas de NGR y HGR presentaron floración, incluso *P. arborea* que no sobrevivió hasta el final del experimento. En NGR, *I. menziesii* tuvo el período de floración más largo (junio a diciembre) con visitas diarias de polinizadores como abejas y moscas, y proporcionó hábitat para arañas cangrejo; en seguida, de *D. britonii* (enero a julio) que fue visitada por abejas, moscas y colibríes. En HGR, *J. carnosa* tuvo el período de floración más largo (mayo a diciembre) y presentó visitas diarias de polinizadores, principalmente moscas, mariposas y abejas (especialmente abejas agapostemum); además, se detectó germinación de semillas de *S. pacifica* y *J. carnosa*.

En HUGR, las arúgulas y albahacas tuvieron el período de floración más largo y fueron las plantas más visitadas por abejas, moscas y mariposas. Las flores de las plantas de espinaca brotaron poco después del trasplante y el crecimiento de las hojas fue lento y desigual, con hojas gruesas y más oscuras. Las cebollas cambray, la lechuga, el rábano, el perejil y el cilantro no florecieron. A partir de la segunda cosecha (verano), la arúgula, la albahaca y la caléndula florecieron un mes después de ser trasplantadas, y las flores persistieron hasta el momento de la cosecha.

3.2.4.3 Especies invasivas

Durante el período experimental varias especies de plantas invasoras fueron identificadas en HUGR y NGR, ninguna en HGR. En HUGR se encontró *Medicago polymorpha* L. (syn. *M. hispida* Gaertn., carretón o trébol carretilla), *Erodium cicutarium* L. L'Hér. (alfilerillo), *Mesembryanthemum crystallinum* L. (anémona de tierra, flor de la plata), *Malva parviflora* L. (malva de quesitos) y *Sonchus oleraceus* L. (cerraña o cerrañón); también se encontró un individuo de *Erigeron sp.* con pulgones. En NGR se encontró *M. polymorpha* (L.,

carretón o trébol carretilla), *Melilotus indicus* L. All. (meliloto) y *Carpobrotus edulis* L. N.E. Br. (uña de gato). De todas las especies invasoras, la incidencia de *M. polymorpha*, *E. cicutarium* y *M. parviflora* fue mayor con remoción de los individuos en varias ocasiones. Es importante mencionar que todas las especies invasoras se encuentran en los jardines del CICESE, y que, aunque hay parches de matorral costero en algunas áreas del campus, no se encontró ninguna planta nativa colonizando los GRs.

3.3 Discusión

A pesar de que la literatura sobre techos verdes (GR) ha crecido bastante los últimos 20 años, gran parte de la información se ha centrado en el análisis de agua de escorrentía y la mitigación micro climática (Chàfer *et al.*, 2021). Sin embargo, existe poca información sobre las limitaciones económicas y técnicas relacionadas con qué esperar de un objetivo y tipo de GR específico. Esto se debe a la gran versatilidad del diseño de los GRs para lograr objetivos específicos, la disponibilidad de materiales, el conocimiento local, las condiciones climáticas, la naturaleza multidisciplinaria de los GR y el hecho de que cada proyecto de GR es único; no existe un diseño universal. Estas limitaciones, asociadas con la falta de conocimiento académico accesible y a los escasos casos de estudio en la literatura, también dificultan demostrar explícitamente los beneficios de los GRs, a su vez limitando su promoción e implementación masiva (Rosasco & Perini, 2019; Zhang & He, 2021; Hekrle *et al.*, 2023).

Al comparar el impacto biológico y económico de diferentes tipos de GRs en módulos experimentales, un tema que no ha sido reportado previamente en México, y que tiene escaso interés en la literatura global, se demostró que los huertos urbanos (HUGR) brindan mayores beneficios económicos y beneficios ecosistémicos (rendimiento comestible), a un mayor costo en dinero (23% mayor en relación con NGR), tiempo e insumos en comparación con los jardines de nativas (NGR). Por el contrario, tanto la vegetación nativa de humedales (HGR) como la terrestre (NGR) aún brindan beneficios ecosistémicos a un costo muy reducido en dinero, tiempo y suministros.

3.3.1 Mantenimiento de techos verdes

3.3.1.1 Riego y suministros

Sin duda algunas actividades de mantenimiento requieren insumos; para facilitar el análisis se dividieron las actividades en dos categorías: agua de riego y suministros. Por una parte, el riego es obligatorio en los GRs extensivos de regiones semiáridas debido a los veranos secos y al sustrato poco profundo (Van Mechelen *et al.*, 2015a); sin embargo, el agua es un recurso escaso en estas regiones (Kotsiris *et al.*, 2013). Aun así, existen otras alternativas de riego y prácticas sostenibles que pueden solucionar estas limitaciones, como son el uso de aguas grises, la recolección de agua de lluvia, la mejoría de la capacidad de retención de agua del sustrato y el control de los regímenes de riego (Van Mechelen *et al.*, 2015a; Shahmohammad *et al.*, 2022; Abuseif, 2023), por ejemplo, empleando estrategias de déficit hídrico (Paço *et al.*, 2019). Es necesario considerar que mientras que las demandas de agua de los GRs con plantas nativas disminuyen con el tiempo (Van Mechelen *et al.*, 2015a), para los HUGRS es esencial un suministro constante de agua (Walters & Stoelzle, 2018).

Aunque el consumo de agua de los tres tipos de GRs fue razonable, reconocemos que la gestión del agua debe optimizarse para aumentar la sostenibilidad de estos sistemas constructivos (Van Mechelen *et al.*, 2015a; Shahmohammad *et al.*, 2022). A partir de nuestros datos, se puede calcular un consumo anual de agua entre 31,995 L (NGR) y 66,545 L (HGR) para un GR de 50m², lo que representa del 22% al 46% del uso promedio anual de agua per cápita en México (141,620 L; Raynal-Gutiérrez, 2021). Más investigación sobre las necesidades de riego de los GRs nos permitirá comprender mejor los patrones de riego en diferentes regiones; por ejemplo, en nuestro estudio, HGR tuvo el mayor consumo de agua (1,330.9 L/m²/año), con un 52% más de agua requerida que NGR. Por el contrario, Song *et al.* (2013) mencionan que se necesita menos del 20% de riego para los humedales artificiales respecto a los sistemas terrestres en Seúl, Corea del Sur, donde el clima es continental húmedo con inviernos secos.

Por otra parte, en particular los fertilizantes y productos para el manejo de plagas facilitan el establecimiento (Aloisio *et al.*, 2016), mejoran el desempeño y la salud de las plantas (Abuseif, 2023) y ayudan a evitar enfermedades (McIntyre & Snodgrass, 2010), además, en el caso de los HUGRS maximizan el crecimiento y el rendimiento (Eksi *et al.*, 2015; Walters & Stoelzle, 2018; Nektarios *et al.*, 2022). Especialmente para éstos últimos su uso es necesario y juega un papel clave en el éxito de estos sistemas (Walters & Stoelzle, 2018). De manera complementaria, la inoculación de microorganismos puede mejorar la tolerancia y la salud de las plantas a la sequía, la protección contra patógenos y la disponibilidad de nutrientes en los GRs (Fulthorpe *et al.*, 2018). Asimismo, el acolchado puede ahorrar agua hasta en un 20% (al reducir la evaporación), aumentar los rendimientos, reducir las malezas, controlar la erosión, reducir la temperatura del suelo y elevar la relación costo/beneficio (Tolderlund, 2010; Whittinghill *et al.*, 2016; El - Metwally *et al.*, 2021).

Es importante mencionar que el uso de productos sintéticos convencionales relaciona con la contaminación del agua de escorrentía, por lo que su uso debe evitarse (Emilsson *et al.*, 2007; Walters & Stoelzle, 2018); por el contrario, se recomienda el uso de productos orgánicos (Tolderlund, 2010; Walters & Stoelzle, 2018). Especialmente en los HUGRs (que requieren mayores cantidades de suministros), la producción de cultivos libres de químicos favorece las economías circulares y la gestión de la biomasa residual (Appolloni *et al.*, 2021). Teniendo en cuenta lo anterior, todos los productos utilizados en este estudio fueron orgánicos, seguros, económicos y biodegradables, desde el compost vegetal de producción local y biofertilizantes/bioestimulantes elaborados a partir de extractos de algas marinas (UN DESA, 2021; Babcock-Jackson *et al.*, 2023) hasta el aceite de neem, jabón potásico, tierra de diatomeas (Lokanadhan *et al.*, 2012; Campos *et al.*, 2016; Zeni *et al.*, 2021) e inoculantes de *Trichoderma asperellum* (Woo *et al.*, 2023).

En cuanto a la productividad de los cultivos, el rendimiento promedio de los cultivos obtenido de 9,95 kg/m²/año. En comparación, en una revisión bibliográfica Appolloni *et al.* (2021) reportan valores de 15 kg/m²/año en una muestra de 28 granjas agrícolas con techos (incluidos invernaderos en techos) y un promedio de 6 kg/m²/año considerando solo granjas al aire libre (como las que utilizadas en este trabajo), lo que indica que el manejo que se propone en esta tesis produce rendimientos más altos que las granjas al aire libre promedio, y puede mejorarse para alcanzar valores de productividad más altos. Algunos autores han enfatizado que las diferentes estrategias con respecto a los sistemas de cultivo y su manejo (prácticas de mantenimiento) dependen de los objetivos deseados (McIntyre & Snodgrass, 2010; Appolloni *et al.*, 2021). De acuerdo con esto, el presente estudio tiene como objetivo proporcionar una guía de resolución de problemas que permita tomar decisiones informadas sobre el diseño de GRs con sugerencias accesibles/realistas y resaltar los beneficios/limitaciones prácticas de la agricultura urbana a pequeña escala, los jardines terrestres y humedales de plantas nativas por medio de un análisis de estudio de caso.

3.3.1.2 Tiempo de mantenimiento

Aunque los GRs extensivos requieren pocas visitas de mantenimiento al año (Silva *et al.*, 2015) debido a sus características de bajo mantenimiento (Porsche & Köhler, 2003; Oberndorfer *et al.*, 2007), los HUGR exigen visitas diarias o cada pocos días para garantizar la salud de las plantas, detectar plagas y enfermedades oportunamente y garantizar la satisfacción de las necesidades de agua y fertilidad de los cultivos (Walters & Stoelzle, 2018). El riego y el deshierbe también son esenciales durante los dos primeros años del GR para garantizar el establecimiento, el desempeño y la supervivencia de las plantas (Tolderlund,

2010; Arabi *et al.*, 2015; Van Mechelen *et al.*, 2015a). De acuerdo con nuestros datos, las visitas para mantenimiento del HUGR representaron el 40% del total de visitas (que incluye el riego y las actividades de mantenimiento), mientras que para HGR y NGR, el mantenimiento representó el 10% y el 14% de las visitas, respectivamente. Por el contrario, del tiempo total de mantenimiento, el 60% (de 23 h/persona/m²/año), 90% (de 5.1 h/persona/m²/año) y 86% (de 3.6 h/persona/m²/año) del tiempo se dedicó a actividades de riego para HUGR, HGR y NGR, respectivamente. Esto sugiere que la automatización del riego es deseable para reducir el tiempo de mantenimiento, especialmente para los GRs con plantas nativas. Como se mencionó anteriormente, el riego de los GRs puede combinarse con alternativas sostenibles (Van Mechelen *et al.*, 2015a; Abuseif, 2023) para ahorrar agua y tiempo.

Si bien algunas de las actividades totales de mantenimiento de los GRs requieren la atención de un especialista, por ejemplo, la inspección del impermeabilizante y los drenajes, o el reemplazo de materiales (McIntyre & Snodgrass, 2010; Silva *et al.*, 2015), hay otras (dependiendo del diseño del GR y del compromiso del usuario) que los propietarios pueden realizar (Silva *et al.*, 2015; Doyle, 2022) sin mayor esfuerzo que el recomendado por un consultor de GR o la literatura. Estas actividades incluyen el deshierbe, la remoción de plantas muertas, la siembra, la limpieza general, el riego, etc. Generalmente, el mantenimiento se trata de la observación y el ajuste de acuerdo con las observaciones (McIntyre & Snodgrass, 2010). Así mismo, los propietarios tienen un papel especial en la realización de inspecciones visuales y acciones preventivas para garantizar el desempeño de los GRs (Silva *et al.*, 2015). Adicionalmente, es relevante mencionar que, de acuerdo con nuestra revisión de literatura, en ningún lugar existe información sobre los requisitos de tiempo de mantenimiento de los GRs, aunque esto puede dificultar su desempeño e implementación.

3.3.1.3 Manejo de plagas, nutrición y plantas invasivas

A menudo no se realiza un mantenimiento exhaustivo de los GRs debido al costo, la dificultad de acceso al techo o simplemente por el olvido de los propietarios (Vanstockem *et al.*, 2019; Manso *et al.*, 2021). Sin embargo, dado que el mantenimiento de los GRs determina la diferencia entre el éxito y el fracaso (McIntyre & Snodgrass, 2010), garantiza el desempeño a largo plazo (Rowe, 2015; Vanstockem *et al.*, 2019), minimiza costos futuros (Silva *et al.*, 2015) pero es también un impedimento importante para su implementación (Vijayaraghavan, 2016; Walters & Stoelzle, 2018), considero útil discutir los aspectos más desafiantes del mantenimiento de los GRs de acuerdo con nuestra experiencia. Estos aspectos incluyen el manejo de plagas, nutrición y plantas invasivas.

Aunque muchas personas podrían no esperar problemas graves de plagas en un techo, esto rara vez es la realidad (Walters & Stoelzle, 2018), por lo que los métodos para el control y manejo descritos en este estudio pueden ser útiles al enfrentar estos desafíos. Si bien las plantas nativas pueden resistir la presión de las plagas (Nagase & Dunnett, 2010; Vijayaraghavan, 2016), el manejo de plagas en cultivos agrícolas puede ser una tarea desafiante debido a la necesidad periódica de inspeccionar las plantas y el sustrato para la detección temprana de brotes de insectos y enfermedades, la aplicación de cronogramas efectivos de manejo de plagas y encontrar una estrategia exitosa de control de plagas cuando sea necesario. Debido a que las plagas y enfermedades pueden llegar al GR a través de las plantas (especialmente malezas), el suelo, el compost, el calzado o el viento (Walters & Stoelzle, 2018), se necesita un monitoreo continuo para reducir los daños y los gastos innecesarios (como son la replantación, las reparaciones importantes o el reemplazo completo del GR).

A pesar de la duración relativamente corta (alrededor de un año) del monitoreo, se pudieron detectar patrones estacionales y cambios en la presión de las plagas a lo largo del tiempo. La incidencia de plagas fue mayor durante los primeros meses especialmente durante el verano, y se redujo notablemente a medida que pasó el tiempo y las comunidades de microecosistemas maduraron. Un ejemplo interesante de esto fue la presencia de avispas parasitoides (Braconidae) en pulgones del HUGR, que disminuyeron considerablemente las poblaciones de pulgones durante la segunda mitad del experimento. Encontrar naturalmente estos agentes de biocontrol en áreas vegetadas pequeñas resalta los servicios ecológicos que pueden brindar los GRs, incluido el soporte a la biodiversidad en paisajes urbanos, y fomenta la abolición del uso de pesticidas químicos, como señalan Diethelm y Masta (2022).

Por otra parte, el desafío respecto al manejo de nutrientes es el mantenimiento de suficiente fertilidad para evitar el estrés de las plantas y mantener el desempeño de los GRs, pero no tanto para atraer malezas y enfermedades (las plantas estresadas son más susceptibles) o causar el lixiviado de nutrientes y contaminación del agua (McIntyre & Snodgrass, 2010; Aloisio *et al.*, 2016). Esta tarea depende de los requerimientos de las plantas (Silva *et al.*, 2015) y de su absorción de nutrientes (Aloisio *et al.*, 2016). Como se mencionó anteriormente, para las especies nativas, los requisitos y las frecuencias son bajos y pueden reducirse después del establecimiento de las plantas (McIntyre & Snodgrass, 2010; Rowe, 2015), especialmente si se utilizan especies de hábitats naturales análogos (Lundholm, 2006), pero para los cultivos el manejo es obligatorio y periódico (Whittinghil *et al.*, 2016; Walters & Stoelzle, 2018).

Convencionalmente, los nutrientes se añaden a través de fertilizantes sintéticos que causan contaminación por escorrentía (incluso con los fertilizantes de liberación controlada, Emilsson *et al.*, 2007),

y a través de materia orgánica, por ejemplo, compost, turba (*peatmoss*) y fibra de coco (Ampim *et al.*, 2010). Sin embargo, algunos materiales son estériles (para evitar malezas u otros agentes desconocidos), con baja disponibilidad de nutrientes para las raíces de las plantas (Ondoño *et al.*, 2014). Además, las recomendaciones para GRs extensivos suelen indicar la adición de menos del 10% al 20% de contenido de materia orgánica (Oberndorfer *et al.*, 2007; FLL, 2018; Eksi *et al.*, 2015).

El monitoreo de la fertilidad a menudo se ignora debido a la idea de que la vegetación de GRs extensivos requiere poco o ningún fertilizante (White & Snodgrass, 2003; Arabi *et al.*, 2015), que la poca materia orgánica en el sustrato es suficiente para permitir el establecimiento de las plantas, y que no se desea la adición de este material porque la descomposición afecta la estabilidad del suelo, aumenta el peso y la presión de las malezas (Nagase & Dunnett, 2010; Ampim *et al.*, 2020). Sin embargo, el número de estudios que destacan los beneficios del monitoreo de la fertilidad y la materia orgánica está aumentando (Rowe *et al.*, 2006; Nagase & Dunnett, 2010; Young *et al.*, 2014; Eksi *et al.*, 2015; Whittinghil *et al.*, 2016).

La descomposición de la materia orgánica puede evidenciarse por el encojimiento del sustrato (Nagase & Dunnett, 2010; Rowe, 2015). La velocidad de descomposición depende del ambiente, la temperatura y las condiciones del suelo, es decir, el pH, la disponibilidad de oxígeno y la humedad (Larcher, 2003; Nagase & Dunnett, 2010). En nuestros diseños de GR, la profundidad del sustrato fue 2.5, 2.9 y 3.2 cm menor al final del experimento para HUGR, NGR y HGR, respectivamente, incluso considerando el compost agregado en HUGR y la renovación del sustrato en HGR. Por ello, las adiciones periódicas de materia orgánica deben ser monitoreadas e incluidas en los planes de mantenimiento; sin embargo, este tema necesita más investigación. Es interesante notar que, a largo plazo, tanto los GRs antiguos que se construían con suelo local como GRs modernos con sustratos diseñados, tienden a incrementar su contenido de carbono orgánico y neutralizar el pH; su estabilización (después de diez años) se debe a la formación y descomposición de raíces y a la actividad microbiana, entre otros factores (Köhler & Poll, 2010; Rowe, 2015).

El último desafío de esta sección es el manejo de plantas invasivas o malezas. Esta tarea es un aspecto dominante y primordial en relación con el mantenimiento de los GRs, especialmente durante el período de establecimiento de dos años (McIntyre & Snodgrass, 2010), donde se espera que la vegetación seleccionada alcance el 100% de cobertura. Aunque no todas las malezas tienen impactos negativos significativos, la presión de las plantas invasivas no debe tomarse a la ligera porque no solo compiten por nutrientes, agua, luz solar y son portadoras de plagas y enfermedades (McIntyre & Snodgrass, 2010), sino que también pueden tener enormes impactos en la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos

(Aronson *et al.*, 2017; Walter & Stoelzle, 2018; Vanstockem *et al.*, 2019). Por ejemplo, en la Provincia Florística de California, la uña de gato (*Carpobrotus edulis*) fué introducida desde Sudáfrica y se encuentra en la lista de especies invasoras de California (<https://www.cal-ipc.org/plants/profile/carpobrotus-edulis-profile/>) debido a la formación de esteras muy densas que compiten y suprimen a los ecosistemas nativos, lo que lleva a la pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos (Dvorak & Drennan, 2021).

Las malezas pueden llegar con el viento, los pájaros, los zapatos, la ropa y las herramientas de las personas que instalan o mantienen el techo; incluso el proceso de deshierbe en sí puede esparcir semillas de malezas (McIntyre & Snodgrass, 2010). Generalmente, las malezas pueden impactar fuertemente los techos con poco mantenimiento y los huecos en el sustrato (McIntyre & Snodgrass, 2010; Vanstockem *et al.*, 2019), dependiendo de la productividad del sustrato, la exposición del techo y la proximidad a los hábitats de origen (Vanstockem *et al.*, 2019). Por lo tanto, es fundamental que alguien que sepa qué buscar realice inspecciones de rutina para prevenir o resolver problemas de malezas.

3.3.2 Costos

La madurez del mercado, el tipo de GR y el mantenimiento, entre otras, son variables importantes que influyen en los costos generales (Tolderlund, 2010). En México, el mercado de GRs es incipiente sin una industria establecida y dedicada a los GRs, mientras que el mercado europeo es el más maduro del mundo (Liberalesso *et al.*, 2020), con una gran variedad de empresas, sistemas comerciales y especialistas. En la literatura, el tipo de GR y los costos de mantenimiento generalmente se asumen para las diferentes categorías (es decir, extensivos, semi-intensivos e intensivos) en el análisis de costos del ciclo de vida (Bianchini & Hewage, 2012; Perini & Rosasco, 2016; Koroxenidis & Theodosiou, 2021; Manso *et al.*, 2021), o la comparación de GRs respecto a techos convencionales (Porsche & K, 2003; Carter & Keeler, 2008).

No obstante, este estudio demuestra que diferentes tipos de GRs extensivos también tienen un impacto en los costos iniciales y de mantenimiento, dependiendo del objetivo de GR; por ejemplo, si consideramos los costos de instalación y seis años de mantenimiento (de acuerdo con nuestras estimaciones), el HUGR es el diseño más caro, con un costo de MX \$5,846.6/m², en comparación con MX \$2,171.3 y MX \$2,055.4/m² para NGR y HGR, respectivamente. Sin embargo, HUGR produjo MX \$997.8/m² de rendimiento comestible anual (hipotéticamente MX \$5,986.6/m² en 6 años), lo que indica que en este periodo, el HUGR puede equilibrar la inversión (o al menos eliminar los costos de mantenimiento) sólo considerando la ganancia del rendimiento comestible. Estos valores pueden variar si se consideran otros

costos (por ej., el pago de mano de obra, fluctuaciones de precios de mercado, refuerzo de la estructura de la edificación) y beneficios, como ahorro de energía, calidad del aire, reducción de escorrentía, longevidad del techo, aislamiento acústico, certificación LEED, etc. Aun así, estos valores ejemplifican algunos de los servicios que se pueden alcanzar por los HUGRs.

Adicionalmente, algunas decisiones de diseño como los diferentes métodos de siembra pueden impactar significativamente los costos de inversión (y los costos de mantenimiento de los HUGRs), siendo la opción más económica la siembra directa. Aunque NGR y HGR tuvieron costos iniciales elevados, éstos pueden reducirse en un 40.1% y un 31.9%, respectivamente, si se utilizan semillas en lugar de plantas de vivero; sin embargo, esta decisión puede afectar la apariencia de los GRs (Arabi *et al.*, 2015). La selección de plantas nativas puede reducir significativamente las necesidades de mantenimiento y los costos asociados (Manso *et al.*, 2021), como se evidencia con el HGR y el NGR. La vegetación nativa está adaptada al clima local y puede resistir la presión de las plagas (Nagase & Dunnett, 2010; Vijayaraghavan, 2016). Además, particularmente en un clima mediterráneo, la práctica común de utilizar *Sedum spp.* conduce a un desempeño deficiente y desalienta la implementación de GRs (Dvorak & Volder, 2010; Van Mechelen *et al.*, 2014); esto enfatiza la relevancia de probar especies nativas para garantizar el éxito de los GRs. Aunque en este estudio se probaron diez especies, existen alrededor de 6,927 especies de plantas nativas y taxones infraespecíficos en la Provincia Florística de California (Burge *et al.*, 2016), de los cuales al menos una fracción pueden ser candidatos para GRs.

Por otro lado, la reposición de materiales debe incluirse en los costos de mantenimiento de los GRs (Manso *et al.*, 2021). En este sentido, el costo de mantenimiento de HGR incluye una renovación anual del sustrato que representa el 78% de los costos totales de mantenimiento, lo que indica que se requiere una optimización del sustrato de WR para reducir costos, este aspecto requiere más investigación a futuro. En cuanto al HUGR, la adición periódica de compost y la necesidad de comprar semillas también se pueden mejorar produciendo abono y semillas *in situ* en lugar de comprarlos. Estos aspectos contribuyen a la optimización del diseño de GRs, que durante mucho tiempo ha sido el objetivo principal de los investigadores para promover y mejorar esta tecnología respetuosa con el medio ambiente (Nagase y Koyama, 2020).

3.3.3 Limitaciones y perspectivas a futuro

Aunque los experimentos a largo plazo y a gran escala (*cf.* Köhler & Poll, 2010; Catalano *et al.*, 2016)

pueden proporcionar información valiosa sobre la dinámica del sustrato/vegetación y la provisión de servicios ecosistémicos, gran parte del conocimiento actual proviene de experimentos a pequeña escala (Dvorak, 2015) o parcelas de prueba pequeñas (McIntyre & Snodgrass, 2010; Abuseif, 2023) seguidas durante períodos cortos (Vanstockem *et al.*, 2019). Estos estudios también son valiosos porque pueden orientar la dirección de la investigación y proveer información útil sobre el desempeño de los GRs (McIntyre & Snodgrass, 2010; Whittinghill *et al.*, 2013; Dvorak, 2015). Este capítulo se centra en el mantenimiento y los costos, dos barreras cruciales para la implementación de GRs (Vijayaraghavan, 2016).

Especialmente en las regiones con clima mediterráneo, estos requisitos de los GRs no se satisfacen con las guías y estándares actuales, incluso con los lineamientos de la Sociedad Alemana de Investigación, Desarrollo y Construcción del Paisaje (FLL, por sus siglas en alemán; Cascone, 2019), que son los líderes mundiales actuales en tecnología de GRs. Particularmente, en México existe una falta de innovación e investigación tecnológica de GRs, políticas gubernamentales y desarrollo industrial. Por otra parte, los costos de instalación y mantenimiento presentados aquí están simplificados y no incluyen todos los costos de un proyecto a gran escala, como son los bordes de grava, franjas de bordes, sistemas de riego, limpieza e inspección de desagües, y las particularidades de techos inclinados, por ejemplo. Estos costos son muy variables de acuerdo con el país, la madurez del mercado de GRs, el tamaño del techo, el diseño, los materiales de construcción y las características particulares del GR. Respecto a esto, Tolderlund (2010) y Manso *et al.* (2021) mencionan algo de información general sobre costos.

Es importante enfatizar la importancia del diseño para mantener GRs saludables y funcionales con una provisión completa de servicios ecosistémicos a largo plazo. Una forma de lograrlo implica la promoción de la biodiversidad, que es el principal impulsor de los servicios (Cardinale *et al.*, 2012; Van Mechelen *et al.*, 2015c; Xie *et al.*, 2018) y funciones de los ecosistemas, como son la estabilidad, resiliencia y productividad (Tilman *et al.*, 2014; Heim *et al.*, 2023; Knapp & MacIvor, 2023). Es fundamental considerar que los GRs no son sistemas estáticos aislados de su entorno (Dunnett *et al.*, 2008; Vanstockem *et al.*, 2019) sino un producto de interacciones bióticas con su entorno abiótico (Aloisio *et al.*, 2016; Vanstockem *et al.*, 2019). Aunque los GRs son ecosistemas artificiales diseñados, existe evidencia de que, al igual que ocurre con los ecosistemas naturales, sus comunidades (sobre y bajo tierra) tienden a estabilizarse (Köhler & Poll, 2010) y mantienen relaciones entre la biodiversidad y las funciones del ecosistema (MacIvor *et al.*, 2011; Lundholm, 2015; Xie *et al.*, 2018).

Debido a esto último, existe la necesidad de evaluar más especies de plantas y combinaciones de especies (Oberndorfer *et al.*, 2007; Van Mechelen *et al.*, 2014) para examinar su desempeño. Las combinaciones de

especies nativas con diferentes rasgos funcionales y diversidad filogenética pueden mejorar el funcionamiento de los ecosistemas y la resistencia al estrés ambiental (Srivastava *et al.*, 2009; Lundholm, 2015; Van Mechelen *et al.*, 2015c; Xie *et al.*, 2018). Además, las investigaciones futuras deben considerar el importante papel de la actividad microbiana en la salud de los GRs como es el aumento de la tolerancia de las plantas a la sequía, la disponibilidad de nutrientes, la protección contra patógenos y la estabilización del sustrato (McGuire *et al.*, 2015; Fulthorpe *et al.*, 2018; Ruiz y Salas, 2019). Profundizar nuestra comprensión de la dinámica de las comunidades en estos ecosistemas novedosos permite evaluar de manera crítica los objetivos y las prácticas de manejo convencionales (Carlisle y Piana, 2015), para darles un giro hacia GRs biodiversos y ecológicamente optimizados que provean servicios ecosistémicos a largo plazo.

En consecuencia, los biólogos y ecólogos deben participar en el diseño y desarrollo de infraestructura verde, ya que, por su formación comprenden las relaciones entre la estructura de las comunidades, las condiciones ambientales y las funciones de los ecosistemas (Lundholm, 2006). Informar a la industria, al gobierno y al público sobre las funciones de los ecosistemas, cuál es la naturaleza local y la fenología de las plantas les brindará nuevas percepciones y una experiencia informada con la infraestructura verde (Sutton, 2014; Nagase & Koyama, 2020); Además, la participación de los usuarios en el mantenimiento de los GRs puede incrementar los beneficios de esta tecnología para la salud mental debido a la interacción con la naturaleza (Sutton, 2014). La práctica de GRs basada en condiciones climáticas locales y combinaciones de especies nativas a partir de hábitats naturales análogos se ha vuelto más frecuente y notoria (por ej., Catalano *et al.*, 2018; Lundholm & Walker, 2018; Van Mechelen *et al.*, 2014; Vanstockem *et al.*, 2019), así como el interés en la seguridad alimentaria, la salud y la nutrición (Ackerman *et al.*, 2014; Lal, 2020; Gulyas & Edmondson, 2021), lo que lleva a la necesidad de realizar más investigación relacionada con la eficiencia del riego, el manejo de nutrientes y plagas (Whittinghill *et al.*, 2013), la tolerancia al estrés (Savi *et al.*, 2016), la sostenibilidad de los materiales (Scolaro & Ghisi, 2022) y la optimización del diseño (Nagase & Koyama, 2020).

3.4 Conclusiones

A lo largo de este capítulo se han examinado algunos de los desafíos más relevantes relacionados con la instalación y el mantenimiento de GR extensivos, destacando las diferencias entre tres tipos de diseños de techos verdes (GRs) extensivos y esperando que esta información sea útil para la elección óptima de los GRs de acuerdo con las expectativas del usuario. Por ejemplo, si el objetivo es reducir las necesidades de

mantenimiento y al mismo tiempo promover la biodiversidad y la prestación de servicios ecosistémicos, la mejor opción es un jardín de plantas nativas (NGR); sin embargo, si el interés se centra en la optimización del espacio del tejado para la producción de alimentos, entonces es mejor el huerto urbano (HUGR). De nuestro análisis se puede concluir que:

1. NGR y HUGR tienen los costos iniciales más altos y bajos, respectivamente; sin embargo, las opciones de diseño (por ej., usar semillas o plantas de vivero) pueden modificarlos.
2. En cuanto a los costos de mantenimiento, el techo humedal (HGR) tiene los gastos de irrigación más altos, pero puede combinarse con alternativas sostenibles como el reciclaje de aguas grises. El HUGR tuvo el mayor gasto en suministros, pero también obtuvo beneficios económicos por los rendimientos.
3. El tiempo de mantenimiento fue sustancialmente mayor en HUGR debido al deshierbe, manejo y control de plagas, monitoreo, fertilización, siembra, trasplante y cosecha.
4. La cobertura de NGR y HGR tiende a incrementar con el tiempo, mientras que la cobertura de HUGR fluctúa según las actividades de cultivo. HGR tuvo la mayor acumulación de biomasa, mientras que NGR tuvo la mayor tasa de crecimiento.
5. La biodiversidad asociada con los GRs y sus interacciones fueron diversas a pesar de la corta duración y la pequeña escala del estudio, lo que resalta la relevancia de los GRs para soportar la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos asociados en áreas urbanas.

Estos resultados pueden aplicarse a múltiples esferas sociales. Para los usuarios y propietarios, la concientización de los desafíos de diseño, costos y mantenimiento es necesaria para realizar inversiones exitosas e informadas. Para los investigadores, resaltar las oportunidades de optimización de los GRs en regiones semiáridas y la identificación de brechas en la investigación. Para el gobierno y la industria (diseñadores, ingenieros, constructores), reconocer la viabilidad de esta tecnología, al discutir y aclarar aspectos prácticos del diseño de casos de estudio que puedan disipar obstáculos que afectan la promoción e implementación de GRs.

Literatura citada

- Abdalazeem, M. E., Hassan, H., Asawa, T., & Mahmoud, H. (2022). Review on integrated photovoltaic-green roof solutions on urban and energy-efficient buildings in hot climate. *Sustainable Cities and Society*, 82, 103919. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2022.103919>
- Abuseif, M. (2023). Exploring influencing factors and innovative solutions for sustainable water management on green roofs: A systematic quantitative review. *Architecture*, 3(2), 294–327. <https://doi.org/10.3390/architecture3020017>
- Ackerman, K., Conard, M., Culligan, P., Plunz, R., Sutto, M. P., & Whittinghill, L. (2014). Sustainable food systems for future cities: The potential of urban agriculture. *The economic and social review*, 45(2, Summer), 189-206. <https://www.esr.ie/article/view/136>
- Adilkhanova, I., Santamouris, M., & Yun, G. Y. (2024). Green roofs save energy in cities and fight regional climate change. *Nature Cities*, 1(3), 238-249. <http://dx.doi.org/10.1038/s44284-024-00035-7>
- Adivet, CSFE, & Enveloppe Métallique du Bâtiment. (2018). Règles professionnelles pour la conception et la réalisation des terrasses et toitures végétalisées (Éd. 3). Hawaii Communication. <https://www.iko.fr/wp-content/uploads/2015/03/18-05-Regles-Professionnelles-TTV-ed3.pdf>
- Administración Pública del Distrito Federal. (2008). *Norma ambiental para el Distrito Federal NADF-013-RNAT-2007, que establece las especificaciones técnicas para la instalación de sistemas de naturación en el Distrito Federal*. <https://www.ordenjuridico.gob.mx/Estatal/DISTRITO%20FEDERAL/Normas/DFNORM23.pdf>
- Agricultural Marketing Service (2023). Market News, Specialty Crops. *United States Department of Agriculture*. Consultado el 03 de enero de 2023. <https://www.marketnews.usda.gov/mnp/fv-home>
- Alexandri, E., & Jones, P. (2008). Temperature decreases in an urban canyon due to green walls and green roofs in diverse climates. *Building and Environment*, 43(4), 480–93. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2006.10.055>
- Aloisio, J. M., Palmer, M. I., Tuininga, A. R., & Lewis, J. D. (2019). Plant colonization of green roofs is affected by composition of established native plant communities. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6, 238. <https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00238>
- Aloisio, J. M., Tuininga, A. R., & Lewis, J. D. (2016). Crop species selection effects on stormwater runoff and edible biomass in an agricultural green roof microcosm. *Ecological Engineering*, 88, 20-27. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.12.022>
- Álvarez-García, G. S., Shah, B., Rubin-Zacarías, F. R., Gilbert, H., Martín-Domínguez, I. R., & Shickman, K. (2014). *Assessing energy savings from “Cool Roofs” on residential and non-residential buildings in Mexico*. [Project report]. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1930.9041>
- Alves, L. A., Vazquez, E. G., Peçanha, L., & Naked, A. H. (2020). Proposal for implementation of green roof project using the wetland technique. *Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems*, 8(2), 268-280. <https://doi.org/10.13044/j.sdewes.d7.0283>

- Andenæs, E., Kvande, T., Muthanna, T. M., & Lohne, J. (2018). Performance of blue-green roofs in cold climates: a scoping review. *Buildings*, 8(4), 55. <https://doi.org/10.3390/buildings8040055>
- Appolloni, E., Orsini, F., Specht, K., Thomaier, S., Sanyé-Mengual, E., Pennisi, G., & Gianquinto, G. (2021). The global rise of Urban Rooftop Agriculture: a review of worldwide cases. *Journal of Cleaner Production*, 126556. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126556>
- Arabi, R., Shahidan, M. F., Kamal, M., Ja'afar, M. F. Z. B., & Rakhshandehroo, M. (2015). Considerations for plant selection in green roofs. *Universiti Putra Malaysia. Alam Cipta*, 8(3), 10-17. <https://core.ac.uk/download/pdf/153821903.pdf>
- Arkar, C., Domjan, S., Majkovič, D., Šumi, J., & Medved, S. (2019). Hydrological and thermal response of green roofs in different climatic conditions. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 323(1), 012063. <http://dx.doi.org/10.1088/1755-1315/323/1/012063>
- Aronson, M. F., Lepczyk, C. A., Evans, K. L., Goddard, M. A., Lerman, S. B., MacIvor, J. S., ... & Vargo, T. (2017). Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(4), 189–196. <https://doi.org/10.1002/fee.1480>
- American Society for Testing and Materials International (2006). *ASTM E490-00a. Standard Solar Constant and Zero Air Mass Solar Spectral Irradiance Tables*. ASTM International. <http://dx.doi.org/10.1520/E0490-00AR06>
- Ávila-Hernández, A., Simá, E., & Ché-Pan, M. (2023). Research and development of green roofs and green walls in Mexico: A review. *Science of The Total Environment*, 856, 158978. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158978>
- Awbi, H. (2003). *Ventilation of Buildings*. (2nd ed.). Taylor & Francis Group.
- Axmanová, I., Tichý, L., Fajmonová, Z., Hájková, P., Hettenbergerová, E., Li, C. F., ... & Zelený, D. (2012). Estimation of herbaceous biomass from species composition and cover. *Applied Vegetation Science*, 15(4), 580-589. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2012.01191.x>
- Azeñas, V., Janner, I., Medrano, H., & Gulías, J. (2018). Performance evaluation of five Mediterranean species to optimize ecosystem services of green roofs under water-limited conditions. *Journal of Environmental Management*, 212, 236-247. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.02.021>
- Babcock-Jackson, L., Konovalova, T., Krogman, J. P., Bird, R., & Díaz, L. L. (2023). Sustainable fertilizers: publication landscape on wastes as nutrient sources, wastewater treatment processes for nutrient recovery, biorefineries, and green ammonia synthesis. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 71(22), 8265-8296. <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.3c00454>
- Balkrishna, A., Chaudhary, M., Sharma, H., Srivastava, D., Kukreti, A., Kumar, A., & Arya, V. (2023). Phytochemistry, pharmacology, and medicinal aspects of *Allium fistulosum* L.: A narrative review. *Journal of Applied Pharmaceutical Science*, 13(10), 107–118. [10.7324/JAPS.2023.142822](https://doi.org/10.7324/JAPS.2023.142822)
- Balvedi, N., & Giglio, T. (2023). Influence of green roof systems on the energy performance of buildings and their surroundings. *Journal of Building Engineering*, 70, 106430. <https://doi.org/10.1016/j.jobbe.2023.106430>

- Barbier, E. B., Baumgärtner, S., Chopra, K., Costello, C., Duraiappah, A., Hassan, R., ... & Perrings, C. (2009). The valuation of ecosystem services. Biodiversity, ecosystem functioning, and human wellbeing: An ecological and economic perspective. In S. Naeem (Ed.), *Biodiversity, Ecosystem Functioning, and Human Wellbeing: An Ecological and Economic Perspective* (pp. 248-262). Oxford University Press.a
- Bell, L., & Wagstaff, C. (2019). Rocket science: A review of phytochemical & health-related research in *Eruca* & *Diplotaxis* species. *Food Chemistry*: *X*, *1*, 100002. <https://doi.org/10.1016/j.fochx.2018.100002>
- Berardi, U., GhaffarianHoseini, A., & GhaffarianHoseini, A. (2014). State-of-the-art analysis of the environmental benefits of green roofs. *Applied energy*, *115*, 411-428. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.10.047>
- Bevilacqua, P., Coma, J., Pérez, G., Chocarro, C., Juárez, A., Solé, C., ... & Cabeza, L. F. (2015). Plant cover and floristic composition effect on thermal behaviour of extensive green roofs. *Building and Environment*, *92*, 305-316.
- Bevilacqua, P., Mazzeo, D., & Arcuri, N. (2018). Thermal inertia assessment of an experimental extensive green roof in summer conditions. *Building and Environment*, *131*, 264-276. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2017.11.033>
- Bevilacqua, P., Mazzeo, D., Bruno, R., & Arcuri, N. (2016). Experimental investigation of the thermal performances of an extensive green roof in the Mediterranean area. *Energy and buildings*, *122*, 63-79. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2016.03.062>
- Bilal, A., Jahan, N., Ahmed, A., Bilal, S. N., Habib, S., & Hajra, S. (2012). Phytochemical and pharmacological studies on *Ocimum basilicum* Linn-A review. *International Journal of Current Research and Review*, *4*(23), 73-83. https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/80517820/1538_pdf-libre.pdf?1644401415=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DPhytochemical+and+Pharmacological+Studie.pdf&Expires=1741716850&Signature=E4OxKwZwhn1stbQGody1GHQIqPMZCUFJin2r4jdGXPZL-lkoTTF~ji5ck956xXhdwgnc9mriKu-aRRX4GNWearOYNjkOrEZs7Qqot91QkzKkedsQgX6K1e-eenz3NP~odR699qMUVg5blll0-HQLew5AZ9ivsooCINJGW9aDeF2-IBGGgNsXQh6tLxLqUFEOoNSczPvs9ObMCq9Q-ZUZrU7ezPJ3-y-xdbKOMtB5s5p3CAvssQLNFqQAKIWfdUIbSPq0XgNOCxjfvWkEXVIVoUnG~LBGB5mADx~La3tJ628puRHiaZQ7V7v7Nzhua6KVhHfEgFvTE5VcBwoSjHdc1g_&Key-Pair-Id=APKAJLOHF5GGSLRBV4ZA
- Blank, L., Vasl, A., Levy, S., Grant, G., Kadas, G., Dafni, A., & Blaustein, L. (2013). Directions in green roof research: A bibliometric study. *Building and Environment*, *66*, 23-28. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2013.04.017>
- Bousselot, J., Slabe, T., Klett, J., & Koski, R. (2017). Photovoltaic array influences the growth of green roof plants. *Journal of Living Architecture*, *4*(3), 9-18. <http://dx.doi.org/10.46534/jliv.2017.04.03.009>
- Brown, A. M., & Bledsoe, C. (1996). Spatial and temporal dynamics of mycorrhizas in *Jaumea carnosa*, a tidal saltmarsh halophyte. *Journal of Ecology*, *703*–715. <https://doi.org/10.2307/2261333>
- Büchi, L., Wendling, M., Mouly, P., & Charles, R. (2018). Comparison of visual assessment and digital image analysis for canopy cover estimation. *Agronomy Journal*, *110*(4), 1289-1295. <https://doi.org/10.2134/agronj2017.11.0679>

- Butler, C., Butler, E., & Orians, C. M. (2012). Native plant enthusiasm reaches new heights: Perceptions, evidence, and the future of green roofs. *Urban forestry & urban greening*, 11(1), 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2011.11.002>
- Campos, E. V., De Oliveira, J. L., Pascoli, M., De Lima, R., & Fraceto, L. F. (2016). Neem oil and crop protection: from now to the future. *Frontiers in plant science*, 7, 1494. <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.01494>
- Cao, C. T., Farrell, C., Kristiansen, P. E., & Rayner, J. P. (2014). Biochar makes green roof substrates lighter and improves water supply to plants. *Ecological Engineering*, 71, 368-374. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.06.017>
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S., & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 186, 59-67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>
- Carlisle, S. & Piana, M. (2015). Green Roof Plant Assemblage and Dynamics. In R. K. Sutton (Ed.), *Green Roof Ecosystems* (pp. 285–310). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-14983-7>
- Carter, T., & Jackson, C. R. (2007). Vegetated roofs for stormwater management at multiple spatial scales. *Landscape and urban planning*, 80(1-2), 84-94. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2006.06.005>
- Carter, T., & Keeler, A. (2008). Life-cycle cost–benefit analysis of extensive vegetated roof systems. *Journal of environmental management*, 87(3), 350–363. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.01.024>
- Cascone, S. (2019). Green roof design: State of the art on technology and materials. *Sustainability*, 11(11), 3020. <https://doi.org/10.3390/su11113020>
- Cascone, S., Catania, F., Gagliano, A., & Sciuto, G. (2018). A comprehensive study on green roof performance for retrofitting existing buildings. *Building and Environment*, 136, 227-239. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.03.052>
- Castleton, H. F., Stovin, V., Beck, S. B., & Davison, J. B. (2010). Green roofs; building energy savings and the potential for retrofit. *Energy and buildings*, 42(10), 1582-1591. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2010.05.004>
- Catalano, C., Laudicina, V. A., Badalucco, L., & Guarino, R. (2018). Some European green roof norms and guidelines through the lens of biodiversity: Do ecoregions and plant traits also matter? *Ecological Engineering*, 115, 15-26. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.01.006>
- Catalano, C., Marcenò, C., Laudicina, V. A., & Guarino, R. (2016). Thirty years unmanaged green roofs: Ecological research and design implications. *Landscape and Urban Planning*, 149, 11-19. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.01.003>
- Çengel, Y. A. (2002). *Heat transfer: A practical approach* (2nd ed.). McGraw-Hill.
- Çengel, Y. A., & Ghajar, A. J. (2011). *Transferencia de calor y masa* (4a ed.). McGraw-Hill.

- Chàfer, M., Cabeza, L. F., Pisello, A. L., Tan, C. L., & Wong, N. H. (2021). Trends and gaps in global research of greenery systems through a bibliometric analysis. *Sustainable Cities and Society*, *65*, 102608. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102608>
- Chagolla-Aranda, M. A., Simá, E., Xamán, J., Álvarez, G., Hernández-Pérez, I., & Téllez-Velázquez, E. (2017). Effect of irrigation on the experimental thermal performance of a green roof in a semi-warm climate in Mexico. *Energy and Buildings*, *154*, 232-243. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2017.08.082>
- Chapman-Lopez, T. J., Heileson, J. L., Torres, R., Richardson, K. A., Gallucci, A. R., Koutakis, P., ... & Forsse, J. S. (2023). Rocketing to New Frontiers: The Effects of Arugula Consumption on Cardiovascular Health—A Call for Action. *International Journal of Disease Reversal and Prevention*, *5*(2), 8. <http://dx.doi.org/10.22230/ijdrp.2023v5n2a375>
- Chen, P. Y. (2022). Effects of meteorological variables and substrate moisture on evapotranspiration and thermal performance of a green roof in a subtropical climate. *Ecological Engineering*, *180*, 106663. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106663>
- Chenani, S. B., Lehvävirta, S., & Häkkinen, T. (2015). Life cycle assessment of layers of green roofs. *Journal of Cleaner Production*, *90*, 153-162. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.070>
- Chitrakar, B., Zhang, M., & Bhandari, B. (2019). Edible flowers with the common name “marigold”: Their therapeutic values and processing. *Trends in Food Science & Technology*, *89*, 76-87. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2019.05.008>
- Cirrinzione, L., La Gennusa, M., Peri, G., Rizzo, G., Scaccianoce, G., Sorrentino, G., & Aprile, S. (2020). Green roofs as effective tools for improving the indoor comfort levels of buildings—an application to a case study in Sicily. *Applied Sciences*, *10*(3), 893. <https://doi.org/10.3390/app10030893>
- Clark, C., Adriaens, P., & Talbot, F. B. (2008). Green roof valuation: a probabilistic economic analysis of environmental benefits. *Environmental science & technology*, *42*(6), 2155-2161. <https://doi.org/10.1021/es0706652>
- Coakley, D., Raftery, P., & Keane, M. (2014). A review of methods to match building energy simulation models to measured data. *Renewable and sustainable energy reviews*, *37*, 123-141. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.05.007>
- Colla, S.R., Willis, E., & Packer, L., (2009). Can green roofs provide habitat for urban bees (Hymenoptera: Apidae)? *Cities and the Environment*, *2*, 1-12. <https://digitalcommons.lmu.edu/cate/vol2/iss1/4>
- Comisión Federal de Electricidad (CFE). (s.f.). Tarifas de suministro básico para casa habitación. Consultado el 06 de enero de 2024. <https://app.cfe.mx/Aplicaciones/CCFE/Tarifas/TarifasCRECasa/Casa.aspx>
- Congreso de la Unión. (2018a). *Ley General de Cambio Climático*. Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión. http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LGCC_130718.pdf
- Congreso de la Unión. (2018a). *Norma oficial mexicana NOM-020-ENER-2011 de eficiencia energética en edificaciones. Envoltante de edificios para uso habitacional*. Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión. http://dof.gob.mx/nota_detalle_popup.php?codigo=5203931

- Cook-Patton, S. C. (2015). Plant Biodiversity on Green Roofs. In R. K. Sutton (Ed.). *Green Roof Ecosystems* (pp. 193-210). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-14983-7>
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., ... & Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253-260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Costanzo, V., Evola, G., & Marletta, L. (2016). Energy savings in buildings or UHI mitigation? Comparison between green roofs and cool roofs. *Energy and buildings*, 114, 247-255. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2015.04.053>
- Cruz Crespo, E., Sandoval Villa, M., Volke Haller, V., Ordaz Chaparro, V., Tirado Torres, J. L., & Sánchez Escudero, J. (2010). Generación de mezclas de sustratos mediante un programa de optimización utilizando variables físicas y químicas. *Terra Latinoamericana*, 28(3), 219-229. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792010000300004&lng=es&tlng=es.
- Cueto, R. O. G., Martínez, A. T., & Ostos, E. J. (2010). Heat waves and heat days in an arid city in the northwest of Mexico: current trends and in climate change scenarios. *International journal of biometeorology*, 54(4), 335-345. <https://doi.org/10.1007/s00484-009-0283-7>
- Dakin, K., Benjamin, L.L., & Pantiel, M., (2013). *The Professional Design Guide to Green Roofs*. Timber Press.
- David J. Keil (2012a), *Jaumea carnos*. In Jepson Flora Project (Eds.) *Jepson eFlora*. https://ucjeps.berkeley.edu/eflora/eflora_display.php?tid=3667
- David J. Keil. (2012b). *Isocoma menziesii* var. *menziesii*. In Jepson Flora Project (Eds.) *Jepson eFlora*, https://ucjeps.berkeley.edu/eflora/eflora_display.php?tid=7751
- Delgado-Ramirez, C. S., Sepulveda, E., Rangel-Montoya, E. A., Valenzuela-Solano, C., & Hernandez-Martinez, R. (2023). Heritage grapevines as sources of biological control agents for Botryosphaeria dieback pathogens. *Phytopathologia Mediterranea*, 62(2), 115-134. <https://doi.org/10.36253/phyto-14154>
- Dieleman, H. (2017). Urban agriculture in Mexico City; balancing between ecological, economic, social and symbolic value. *Journal of Cleaner Production*, 163, S156-S163. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.01.082>
- Diethelm, A. C., & Masta, S. E. (2022). Urban green roofs can support a diversity of parasitoid wasps. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10, 983401. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.983401>
- Dimoudi, A., & Nikolopoulou, M. (2003). Vegetation in the urban environment: microclimatic analysis and benefits. *Energy and buildings*, 35(1), 69-76. [https://doi.org/10.1016/S0378-7788\(02\)00081-6](https://doi.org/10.1016/S0378-7788(02)00081-6)
- Dincer, I. & Siddiqui, O. (2018). Transfer Aspects of Energy. In I. Dincer (Ed.). *Comprehensive Energy Systems*. Elsevier (pp. 422-477). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809597-3.00109-7>
- Dorst, H., Van der Jagt, A., Raven, R., & Runhaar, H. (2019). Urban greening through nature-based solutions—Key characteristics of an emerging concept. *Sustainable Cities and Society*, 49, 101620. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101620>
- Doyle, L. (2022). *Green Roof Construction. A complete step-by-step guide*. New Society Publishers.

- Dunnett, N. (2006). Green roofs for biodiversity: reconciling aesthetics with ecology. *Proceedings of the 4th Annual Greening Rooftops for Sustainable Communities*, Boston, MA. USA. 11-12. <https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=d585ef981aed87d722bfcca8a24b38db7d49edda>
- Dunnett, N., Nagase, A., & Hallam, A. (2008). The dynamics of planted and colonising species on a green roof over six growing seasons 2001–2006: influence of substrate depth. *Urban Ecosystems*, *11*, 373-384. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0042-7>
- Durhman, A. K., Rowe, D. B., & Rugh, C. L. (2007). Effect of substrate depth on initial growth, coverage, and survival of 25 succulent green roof plant taxa. *HortScience*, *42*(3), 588–595. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.42.3.588>
- Dusza, Y., Kraepiel, Y., Abbadie, L., Barot, S., Carmignac, D., Dajoz, I., ... & Raynaud, X. (2020). Plant-pollinator interactions on green roofs are mediated by substrate characteristics and plant community composition. *Acta oecologica*, *105*, 103559. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103559>
- Dvorak, B. & Drennan, P. (2021). Green Roofs in California Coastal Ecoregions. In B. Dvorak (Ed.). *Ecoregional Green Roofs: Theory and Application in the Western USA and Canada* (315- 387). Springer Nature. https://doi.org/10.1007/978-3-030-58395-8_7
- Dvorak, B. (2015). Eco-regional Green Roof Case Studies. In: Sutton, R. K. (ed.). *Green Roof Ecosystems*. pp. 391–422. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-14983-7>
- Dvorak, B. D., & Volder, A. (2013). Plant establishment on unirrigated green roof modules in a subtropical climate. *AoB Plants*, *5*, pls049. <https://doi.org/10.1093/aobpla/pls049>
- Dvorak, B., & Volder, A. (2010). Green roof vegetation for North American ecoregions: a literature review. *Landscape and urban planning*, *96*(4), 197-213. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.04.009>
- Eksi, M., Rowe, D. B., Fernández-Cañero, R., & Cregg, B. M. (2015). Effect of substrate compost percentage on green roof vegetable production. *Urban Forestry & Urban Greening*, *14*(2), 315-322. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.03.006>
- El-Metwally, I., Geries, L., & Saady, H. (2022). Interactive effect of soil mulching and irrigation regime on yield, irrigation water use efficiency and weeds of trickle-irrigated onion. *Archives of Agronomy and Soil Science*, *68*(8), 1103-1116. <https://doi.org/10.1080/03650340.2020.1869723>
- Emilsson, T., Berndtsson, J. C., Mattsson, J. E., & Rolf, K. (2007). Effect of using conventional and controlled release fertiliser on nutrient runoff from various vegetated roof systems. *Ecological engineering*, *29*(3), 260-271. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.01.001>
- Environmental Protection Agency (EPA). (2011). *Partnership for Sustainable Communities: Urban Farm Business Plan Handbook*. USA. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-10/documents/1.urban_farm_business_plan_handbook_091511_508.pdf
- Eun-Joo, K., & Su-Jin, J. (2006). Antifungal activity of fistulosides, steroidal saponins, from *Allium fistulosum* L. *Journal of Life Science*, *16*(2), 310-314. <https://doi.org/10.5352/JLS.2006.16.2.310>

- Farrell, C., Ang, X. Q., & Rayner, J. P. (2013). Water-retention additives increase plant available water in green roof substrates. *Ecological Engineering*, 52, 112-118. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.098>
- Fioretti, R., Palla, A., Lanza, L. G., & Principi, P. (2010). Green roof energy and water related performance in the Mediterranean climate. *Building and environment*, 45(8), 1890-1904. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2010.03.001>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations- Food for the Cities Initiative (FAO-FCIT). (2018). *Food for the cities*. www.fao.org/fcit/fcit-home/es/
- Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau (FLL). (2002). *Guidelines for the planning, execution and upkeep of green-roof sites*. Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e.V.
- Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau (FLL). (2018). *Guidelines for the planning, Construction and Maintenance of Green Roofs*. (6th ed.). Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e.V.
- Francis, L. F. M., & Jensen, M. B. (2017). Benefits of green roofs: A systematic review of the evidence for three ecosystem services. *Urban forestry & urban greening*, 28, 167-176. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.10.015>
- Francis, R. A., & Lorimer, J. (2011). Urban reconciliation ecology: the potential of living roofs and walls. *Journal of environmental management*, 92(6), 1429-1437. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.01.012>
- Friedrich, C. (2009). Selecting the proper components for a green roof growing media. In M. Clar (Ed.), *Low Impact Development: New and Continuing Applications* (pp. 240-251). ASCE Press. [https://doi.org/10.1061/41007\(331\)22](https://doi.org/10.1061/41007(331)22)
- Fulthorpe, R., MacIvor, J. S., Jia, P., & Yasui, S. L. E. (2018). The green roof microbiome: Improving plant survival for ecosystem service delivery. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6, 5. <https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00005>
- Gagliano, A., Detommaso, M., Nocera, F., & Evola, G. (2015). A multi-criteria methodology for comparing the energy and environmental behavior of cool, green and traditional roofs. *Building and Environment*, 90, 71-81. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2015.02.043>
- García, E. (Ed.). (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen* (5a ed.). Instituto de Geografía- Universidad Nacional Autónoma de México. <http://www.publicaciones.igg.unam.mx/index.php/ig/catalog/view/83/82/251-1>
- García, O. C., Alcántar, G., Cabrera, R. I., Gavi, F., & Volke, V. (2001). Evaluación de sustratos para la producción de *Epipremnum aureum* y *Spathiphyllum wallisii* cultivadas en maceta. *Terra latinoamericana*, 19(3), 249-258. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57319306>
- Garrison, N., Horowitz, C., Lunghino, C. A., Devine, J., & Beckman, D. S. (2012). *Looking up: how green roofs and cool roofs can reduce energy use, address climate change, and protect water resources in Southern California* [Report R:12-06-B], Natural Resources Defence Council. https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=2091615

- Getter, K. L., Rowe, D. B., Andresen, J. A., & Wichman, I. S. (2011). Seasonal heat flux properties of an extensive green roof in a Midwestern US climate. *Energy and Buildings*, 43(12), 3548-3557. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2011.09.018>
- Gomes, M. G., M. Silva, C., Valadas, A. S., & Silva, M. (2019). Impact of vegetation, substrate, and irrigation on the energy performance of green roofs in a mediterranean climate. *Water*, 11(10), 2016. <https://doi.org/10.3390/w11102016>
- González-Abraham, C. E., Garcillán, P. P., & Ezcurra, E. (2010). Ecorregiones de la península de Baja California: una síntesis. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, (87), 69-82. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0366-21282010000200006&script=sci_arttext
- Grancieri, M., Martino, H. S. D., & Gonzalez de Mejia, E. (2019). Chia seed (*Salvia hispanica* L.) as a source of proteins and bioactive peptides with health benefits: A review. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, 18(2), 480-499. <https://doi.org/10.1111/1541-4337.12423>
- Green Roof Organisation (GRO). (2021). *The GRO Green Roof Code. Green Roof Code of Best Practice incorporating Blue Roofs and BioSolar Applications*. <https://www.greenrooforganisation.org/wp-content/uploads/2021/03/GRO-Code-2021-Anniversary-Edition.pdf>
- Gulfranz, M., Sadiq, A., Tariq, H., Imran, M., Qureshi, R., & Zeenat, A. (2011). Phytochemical analysis and antibacterial activity of *Eruca sativa* seed. *Pak. J. Bot*, 43(2), 1351-1359. [http://pakbs.org/pjbot/PDFs/43\(2\)/PJB43\(2\)1351.pdf](http://pakbs.org/pjbot/PDFs/43(2)/PJB43(2)1351.pdf)
- Gulyas, B. Z., & Edmondson, J. L. (2021). Increasing city resilience through urban agriculture: Challenges and solutions in the Global North. *Sustainability*, 13(3), 1465. <https://doi.org/10.3390/su13031465>
- Guzman-Morales, J., Gershunov, A., Theiss, J., Li, H., & Cayan, D. (2016). Santa Ana Winds of Southern California: Their climatology, extremes, and behavior spanning six and a half decades. *Geophysical Research Letters*, 43(6), 2827-2834. <https://doi.org/10.1002/2016GL067887>
- Hadizadeh, H., Samiei, L., & Shakeri, A. (2022). *Chrysanthemum*, an ornamental genus with considerable medicinal value: A comprehensive review. *South African Journal of Botany*, 144, 23-43. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2021.09.007>
- Hashemi, S. S. G., Mahmud, H. B., & Ashraf, M. A. (2015). Performance of green roofs with respect to water quality and reduction of energy consumption in tropics: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 52, 669-679. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.163>
- Hauser, A. Scott. (2006). *Artemisia californica*. In Fire Effects Information System. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory. <https://www.fs.usda.gov/database/feis/plants/shrub/artcal/all.html>
- He, Y., Yu, H., Ozaki, A., & Dong, N. (2020). Thermal and energy performance of green roof and cool roof: A comparison study in Shanghai area. *Journal of Cleaner Production*, 267, 122205. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122205>
- Heim, A., Bradbury, C., Xie, G., & Lundholm, J. (2023). Green Roof Plant Traits: Influence of Functional Diversity on Ecosystem Services and Coexistence. *Nature-Based Solutions*, 4, 100091. <https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2023.100091>

- Hekrlé, M., Liberalesso, T., Macháč, J., & Silva, C. M. (2023). The economic value of green roofs: A case study using different cost–benefit analysis approaches. *Journal of Cleaner Production*, 413, 137531. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137531>
- Henninger, R. H., & Witte, M. J. (2010). *EnergyPlus testing with building thermal envelope and fabric load tests from ANSI/ASHRAE Standard 140-2007*. American National Standards Institute/ American Society of Heating, Refrigerating, and Air Conditioning Engineers (ANSI/ASHRAE) Washington DC.
- Hernandez, M., & Patino-Echeverri, D. (2022). Electricity consumption, subsidies, and policy inequalities in Mexico: Data from 100,000 households. *Energy for Sustainable Development*, 71, 186-199. <https://doi.org/10.1016/j.esd.2022.09.014>
- Hernández-García, M., Garza-Lagler, M. C., Cavazos, T., & Espejel, I. (2024). Impacts of Climate Change in Baja California Winegrape Yield. *Climate*, 12(2), 14. <https://doi.org/10.3390/cli12020014>
- Hester L. Bell. (2012). *Distichlis spicata*. In Jepson Flora Project (Eds.) *Jepson eFlora*. https://ucjeps.berkeley.edu/eflora/eflora_display.php?tid=23161
- Incropera, F. P. & De Witt, D. P. (1999). *Fundamentos de transferencia de calor* (4a ed.). Prentice Hall.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2007). *Climate change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. Cambridge. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/ar4_wg2_full_report.pdf
- International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN). (2020). Global Standard for Nature-based Solutions. *A user-friendly framework for the verification, design and scaling up of NbS*. Gland, Switzerland: IUCN. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.08.en>
- International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN). (2023). *Issues brief: Nature and cities*. <https://www.iucn.org/sites/default/files/2023-10/iucn-issues-brief-cities-and-nature-final-2.pdf>
- İokhim, P., & Ekşi, M. (2024). Thermal regulation capacity of a green roof in the Mediterranean climate of Istanbul. *Building Services Engineering Research & Technology*, 45(2), 185-201. <https://doi.org/10.1177/01436244231226414>
- Ishimatsu, K., & Ito, K. (2013). Brown/biodiverse roofs: a conservation action for threatened brownfields to support urban biodiversity. *Landscape and ecological engineering*, 9, 299-304. <https://doi.org/10.1007/s11355-011-0186-8>
- Jacobs, J., Beenaerts, N., & Artois, T. (2023). Green roofs and pollinators, useful green spots for some wild bee species (Hymenoptera: Anthophila), but not so much for hoverflies (Diptera: Syrphidae). *Scientific Reports*, 13(1), 1449. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-28698-7>
- Jaffal, I., Ouldboukhitine, S. E., & Belarbi, R. (2012). A comprehensive study of the impact of green roofs on building energy performance. *Renewable energy*, 43, 157-164. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2011.12.004>

- Jamei, E., Chau, H. W., Seyedmahmoudian, M., Mekhilef, S., & Hafez, F. S. (2023). Green roof and energy–role of climate and design elements in hot and temperate climates. *Heliyon*, 9(5). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e15917>
- Jia, S., Weng, Q., Yoo, C. *et al.* Building energy savings by green roofs and cool roofs in current and future climates. *npj Urban Sustain* 4, 23 (2024). <https://doi.org/10.1038/s42949-024-00159-8>
- Judkoff, R., & Neymark, J. (1995). *International Energy Agency building energy simulation test (BESTEST) and diagnostic method* [Report No. NREL/TP-472-6231]. National Renewable Energy Lab., Golden, CO (US). <https://www.nrel.gov/docs/fy08osti/43827.pdf>
- Kabisch, N., Frantzeskaki, N., Pauleit, S., Naumann, S., Davis, M., Artmann, M., ... & Bonn, A. (2016). Nature-based solutions to climate change mitigation and adaptation in urban areas: perspectives on indicators, knowledge gaps, barriers, and opportunities for action. *Ecology and society*, 21(2). <http://dx.doi.org/10.5751/ES-08373-210239>
- Karteris, M., Theodoridou, I., Mallinis, G., Tsiros, E., & Karteris, A. (2016). Towards a green sustainable strategy for Mediterranean cities: assessing the benefits of large-scale green roofs implementation in Thessaloniki, Northern Greece, using environmental modelling, GIS and very high spatial resolution remote sensing data. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 58, 510–25. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.11.098>
- Kayat, F., Mohammed, A., Ibrahim, A.M. (2021). Spring Onion (*Allium fistulosum* L.) Breeding Strategies. In Al-Khayri, J.M., Jain, S.M., Johnson, D.V. (Eds.) *Advances in Plant Breeding Strategies: Vegetable Crops*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-66969-0_4
- Kenai M., Libessart, L., Lassue, S. & Defer D. (2017). Impact of plants occultation on energy balance: Experimental study, *Energy and Buildings*. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2017.12.024>
- Kersken, M., Rojas, G., & Strachan, P. (2024). Uncertainty of the predictions of different programs and modelling teams based on a detailed empirical validation dataset. *Journal of Building Performance Simulation*, 1-17. <https://doi.org/10.1080/19401493.2024.2343883>
- Kiel, C. & Little, R. J. (2012). *Frankenia salina*, In Jepson Flora Project (Eds.) *Jepson eFlora*. https://ucjeps.berkeley.edu/eflora/eflora_display.php?tid=26050.
- Knapp, S., & MacIvor, J. S. (2023). Nature-based solutions and biodiversity: synergies, trade-offs, and ways forward. In T. McPhearson, N. Kabisch & N. Frantzeskaki (Eds.), *Nature-Based Solutions for Cities* (pp. 83-103). Edward Elgar Publishing. <https://doi.org/10.4337/9781800376762.00014>
- Knapp, S., Schmauck, S., & Zehnsdorf, A. (2019). Biodiversity impact of green roofs and constructed wetlands as progressive eco-technologies in urban areas. *Sustainability*, 11(20), 5846. <https://doi.org/10.3390/su11205846>
- Köhler, M. (2006). Long-term vegetation research on two extensive green roofs in Berlin. *Urban Habitats*, 4(1), 3-26. https://urbanhabitats.org/v04n01/berlin_pdf.pdf
- Köhler, M., & Poll, P. H. (2010). Long-term performance of selected old Berlin greenroofs in comparison to younger extensive greenroofs in Berlin. *Ecological Engineering*, 36(5), 722-729. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.12.019>

- Komives, K.; Johnson, T. M.; Halpern, J. D.; Aburto, L. J. & Scott, J. R. 2009. *Residential electricity subsidies in Mexico: exploring options for reform and for enhancing the impact on the poor* [World Bank working paper no. 160]. World Bank Group. Washington, D.C. <http://documents.worldbank.org/curated/en/813021468045081649/Residential-electricity-subsidies-in-Mexico-exploring-options-for-reform-and-for-enhancing-the-impact-on-the-poor>
- Koroxenidis, E., & Theodosiou, T. (2021). Comparative environmental and economic evaluation of green roofs under Mediterranean climate conditions—Extensive green roofs a potentially preferable solution. *Journal of Cleaner Production*, 311, 127563. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127563>
- Kotsiris, G., Nektarios, P. A., Ntoulas, N., & Kargas, G. (2013). An adaptive approach to intensive green roofs in the Mediterranean climatic region. *Urban forestry & urban greening*, 12(3), 380-392. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.05.001>
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., & Rubel, F. (2006). World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15 (3), 259-263. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>
- Kumar, R. A., Vasantha, S., Gomathi, R., Hemaprabha, G., Alarmelu, S., Srinivasa, V., ... & Meena, M. R. (2023). Rapid and non-destructive methodology for measuring canopy coverage at an early stage and its correlation with physiological and morphological traits and yield in sugarcane. *Agriculture*, 13(8), 1481. <https://doi.org/10.3390/agriculture13081481>
- Lal, R. (2020). Home gardening and urban agriculture for advancing food and nutritional security in response to the COVID-19 pandemic. *Food security*, 12(4), 871–876. <https://doi.org/10.1007/s12571-020-01058-3>
- Lambrinos, J. G. (2015). Water through green roofs. In Sutton, R. (Ed.) *Green roof ecosystems* (pp. 81-105). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-14983-7_4
- Lasya, C. S. (2022). Spinach and its health benefits: A review. *The Pharma Innovation Journal*, 11(8), 1232-1239. <https://www.thepharmajournal.com/archives/2022/vol11issue8S/PartP/S-11-8-47-875.pdf>
- Lewis, P. A., DeLoach, C. J., Herr, J. C., Dudley, T. L., & Carruthers, R. I. (2003). Assessment of risk to native *Frankenia* shrubs from an Asian leaf beetle, *Diorhabda elongata deserticola* (Coleoptera: Chrysomelidae), introduced for biological control of saltcedars (*Tamarix spp.*) in the western United States. *Biological Control*, 27(2), 148–166. [https://doi.org/10.1016/S1049-9644\(03\)00004-5](https://doi.org/10.1016/S1049-9644(03)00004-5)
- Li, W. C., & Yeung, K. K. A. (2014). A comprehensive study of green roof performance from environmental perspective. *International Journal of Sustainable Built Environment*, 3(1), 127-134. <https://doi.org/10.1016/j.ijbsbe.2014.05.001>
- Liberal, Â., Fernandes, Â., Polyzos, N., Petropoulos, S. A., Dias, M. I., Pinela, J., ... & Barros, L. (2020). Bioactive properties and phenolic compound profiles of turnip-rooted, plain-leafed and curly-leafed parsley cultivars. *Molecules*, 25(23), 5606. <https://doi.org/10.3390/molecules25235606>
- Liberalesso, T., Cruz, C. O., Silva, C. M., & Manso, M. (2020). Green infrastructure and public policies: An international review of green roofs and green walls incentives. *Land use policy*, 96, 104693. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104693>

- Lokanadhan, S., Muthukrishnan, P., & Jeyaraman, S. (2012). Neem products and their agricultural applications. *Journal of Biopesticides*, 5, 72. <http://dx.doi.org/10.57182/jbiopestic.5.0.72-76>
- Lonard, R. I., Judd, F. W., & Stalter, R. (2013). The biological flora of coastal dunes and wetlands: *Distichlis spicata* (C. Linnaeus) E. Greene. *Journal of Coastal Research*, 29(1), 105-117. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-12-00018.1>
- López Silva, D. V. (2020). Comparación de plantas con diferente metabolismo en el desempeño térmico de techos verdes extensivos. [Tesis de Maestría en Ciencias, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California]. Repositorio Institucional. <http://cicese.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1007/3281>
- López-Silva, D. V., Méndez-Alonzo, R., Saucedo-Carvajal, D., Sigala-Meza, E., & Zavala-Guillén, I. (2022). Experimental comparison of two extensive green roof designs in Northwest Mexico. *Building and Environment*, 226, 109722. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2022.109722>
- Lundholm, J. T. (2006). Green roofs and facades: a habitat template approach. *Urban habitats*, 4(1), 87-101. <https://www.researchgate.net/publication/242701921>
- Lundholm, J. T. (2015). Green roof plant species diversity improves ecosystem multifunctionality. *Journal of Applied Ecology*, 52(3), 726-734. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12425>
- Lundholm, J. T., & Marlin, A. (2006). Habitat origins and microhabitat preferences of urban plant species. *Urban Ecosystems*, 9, 139-159. <https://doi.org/10.1007/s11252-006-8587-4>
- Lundholm, J., MacIvor, J. S., MacDougall, Z., & Ranalli, M. (2010). Plant species and functional group combinations affect green roof ecosystem functions. *PLoS one*, 5(3), e9677. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0009677>
- Lundholm, J., Tran, S., & Gebert, L. (2015). Plant functional traits predict green roof ecosystem services. *Environmental science & technology*, 49(4), 2366-2374. <https://doi.org/10.1021/es505426z>
- Macías, R. R., González, E. G. A., Covarrubias, G. I., Natera, F. Z., López, P. M. G., López, M. A. R., & Pérez, E. S. (2010). Caracterización física y química de sustratos agrícolas a partir de bagazo de agave tequilero. *Interciencia*, 35(7), 515-520. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=33914381008>
- MacIvor, J. S., & Lundholm, J. (2011). Performance evaluation of native plants suited to extensive green roof conditions in a maritime climate. *Ecological engineering*, 37(3), 407-417. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.10.004>
- MacIvor, J. S., Ranalli, M. A., & Lundholm, J. T. (2011). Performance of dryland and wetland plant species on extensive green roofs. *Annals of botany*, 107(4), 671-679. <https://doi.org/10.1093/aob/mcr007>
- Mahdiyari, A., Tabatabaee, S., Abdullah, A., & Marto, A. (2018). Identifying and assessing the critical criteria affecting decision-making for green roof type selection. *Sustainable cities and society*, 39, 772-783. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.03.007>
- Manchali, S., Murthy, K. N. C., & Patil, B. S. (2012). Crucial facts about health benefits of popular cruciferous vegetables. *Journal of functional foods*, 4(1), 94-106. <https://doi.org/10.1016/j.jff.2011.08.004>

- Manso, M., Teotónio, I., Silva, C. M., & Cruz, C. O. (2021). Green roof and green wall benefits and costs: A review of the quantitative evidence. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 135, 110111. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110111>
- Martinez-Austria, P. F., Bandala, E. R., & Patiño-Gómez, C. (2016). Temperature and heat wave trends in northwest Mexico. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 91, 20-26. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2015.07.005>
- Marwat, S. K., Khan, M. S., Ghulam, S., Anwar, N., Mustafa, G., & Usman, K. (2011). Phytochemical constituents and pharmacological activities of sweet Basil-*Ocimum basilicum* L. (Lamiaceae). *Asian Journal of Chemistry*, 23(9), 3773. <https://www.researchgate.net/publication/260096830>
- Masoumi, H. E., & Roque, D. (2015). Evaluation of urban sprawl speed and intensity based on international urbanization. Example from a Mexican city. *Journal of Settlements and Spatial Planning*, 6(1), 27-35. https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/38080573/04JSSP012015-published-libre.pdf?1435926577=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DEvaluation+of+Urban+Sprawl+Speed+and+Int.pdf&Expires=1741718227&Signature=btUMifaPLAdSBd2Os4VqUPJ1wIPbr0LZf8vpQ9KdWScWpwe0LX2fVU9aFdJX7mASenX4VIDNI0MCEEICiwkMMB5zk6pJlbiSHuvdwGczl9s-hkCQWX9WD7v0806ceJk-3ae06F6z2z3JW0a2EnjEXqs6O2GIV-ABYPiVUtUDPjWfLzNd6tbNurG-Q6zXe24ooo6VciCJHuQZ8zxQCa3r4ZaLqIc8VrGabu8Me1i~AQ5J-721iYiHTcnNVna6lxdv-P3BOHnt9K7hogCTTKz9FAxaPldQZnw6KDAPtJfFNmYaGLiXy5h6d1C6Amvo-zbNfQglicFF3Iq1598jwg_&Key-Pair-Id=APKAJLOHF5GGSLRBV4ZA
- McCabe, S. W. (2012). *Dudleya attenuata* subsp. *orcuttii*. In Jepson Flora Project (Eds.) *Jepson eFlora*. https://ucjeps.berkeley.edu/eflora/eflora_display.php?tid=50228
- McCabe, S. W., Doderer, M. W., & Simpson, M. G. (2016). *Dudleya hendrixii* A New, Rare Species From Colonel Mesa, Baja California. *Madroño*, 63(4), 359-365. <https://doi.org/10.3120/0024-9637-63.4.359>
- McGuire, K. L., Payne, S. P., Orazi, G., & Palmer, M. I. (2015). Bacteria and Fungi in Green Roof Ecosystems. In: Sutton, R. K. (ed.). *Green Roof Ecosystems* (pp. 175–192). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-14983-7>
- McIntyre, L., & Snodgrass, E. C. (2010). *The green roof manual: a professional guide to design, installation, and maintenance*. Timber Press.
- Menefee, D. S., & Hettiarachchi, G. M. (2018). Contaminants in urban soils: Bioavailability and transfer. In Lal, R., & Stewart, B.A. (Eds.), *Urban soils* (pp. 175-198). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781315154251>
- Mentens, J., Raes, D., & Hermy, M. (2006). Green roofs as a tool for solving the rainwater runoff problem in the urbanized 21st century?. *Landscape and urban planning*, 77(3), 217-226. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.02.010>
- Minke, G. (2004). *Techos verdes. Planificación, ejecución, consejos prácticos*. Editorial EcoHabitar.
- Mohd Ali, N., Yeap, S. K., Ho, W. Y., Beh, B. K., Tan, S. W., & Tan, S. G. (2012). The promising future of chia, *Salvia hispanica* L. *BioMed Research International*, 2012. <https://doi.org/10.1155/2012/171956>

- Montalvo AM, Beyers JL. (2010). Plant profile for *Isocoma menziesii*. Native plant recommendations for southern California ecoregions. *Riverside-Corona Resource Conservation District and U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Riverside, CA.* [https://www.fs.usda.gov/psw/publications/beyers/psw_2010_beyers014\(montalvo\)isocomamenziesii.pdf](https://www.fs.usda.gov/psw/publications/beyers/psw_2010_beyers014(montalvo)isocomamenziesii.pdf)
- Montalvo AM, Koehler CE, Riordan EM, Beyers J. (2017). Plant profile for *Artemisia californica*. Native Plant Recommendations for Southern California Ecoregions. *Riverside-Corona Resource Conservation District and U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Riverside, CA.* [https://www.fs.usda.gov/psw/publications/beyers/psw_2010_beyers\(montalvo\)_NativePlantRecomm.Artemisia.californica.Less.pdf](https://www.fs.usda.gov/psw/publications/beyers/psw_2010_beyers(montalvo)_NativePlantRecomm.Artemisia.californica.Less.pdf)
- Moonen, P., Defraeye, T., Dorer, V., Blocken, B., & Carmeliet, J. 2012. Urban Physics: Effect of the microclimate on comfort, health and energy demand. *Frontiers of Architectural Research*, 1(3), 197-228. <https://doi.org/10.1016/j.foar.2012.05.002>
- Morakinyo, T.E., Dahanayake, K.K.C., Ng, E., & Chow, C.L. (2017). Temperature and cooling demand reduction by green-roof types in different climates and urban densities: a cosimulation parametric study. *Energy and Buildings*, 145, 226–37. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2017.03.066>
- Morancho, A. B. (2003). A hedonic valuation of urban green areas. *Landscape and urban planning*, 66(1), 35-41. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00093-8](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00093-8)
- Mulroy, T. W. (1979). Spectral properties of heavily glaucous and non-glaucous leaves of a succulent rosette-plant. *Oecologia*, 38, 349-357. <https://doi.org/10.1007/BF00345193>
- Mulroy, T. W., Williams, C. M., & Hasenstab-Lehman, K. (2023). Three New *Dudleya* Taxa (Crassulaceae) From Coastal Northwestern Baja California, México. *Madroño*, 70(1), 23-66. <https://doi.org/10.3120/0024-9637-70.1.23>
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853–858. <http://dx.doi.org/10.1038/35002501>
- Nagase, A., & Dunnett, N. (2010). Drought tolerance in different vegetation types for extensive green roofs: Effects of watering and diversity. *Landscape and urban planning*, 97(4), 318-327. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.07.005>
- Nagase, A., & Koyama, S. (2020). Attractiveness and preference of extensive green roofs depend on vegetation types and past experience with plants in Japan. *Urban Forestry & Urban Greening*, 51, 126658. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126658>
- Nagase, A., Dunnett, N., & Choi, M. S. (2013). Investigation of weed phenology in an establishing semi-extensive green roof. *Ecological engineering*, 58, 156-164. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.06.007>
- Nava Rodríguez, V., León González, F. D., Palacios Mayorga, S., Montiel Salero, D., & Celada Tornel, E. (2010). Mezclas de fibra de coco, composta y mantillo de bosque en la producción de *Phlox drummondii* en el sistema chinampero. *Sociedades rurales, producción y medio ambiente*, 10(19), 63-81.

<https://biblat.unam.mx/hevila/Sociedadesruralesproduccionymedioambiente/2010/vol10/no19/3.pdf>

- Niachou, A., Papakonstantinou, K., Santamouris, M., Tsangrassoulis, A., & Mihalakakou, G. (2001). Analysis of the green roof thermal properties and investigation of its energy performance. *Energy and buildings*, 33(7), 719-729. [https://doi.org/10.1016/S0378-7788\(01\)00062-7](https://doi.org/10.1016/S0378-7788(01)00062-7)
- Nicol, J. F., & Humphreys, M. A. 2002. Adaptive thermal comfort and sustainable thermal standards for buildings. *Energy and buildings*, 34(6), 563-572. [https://doi.org/10.1016/S0378-7788\(02\)00006-3](https://doi.org/10.1016/S0378-7788(02)00006-3)
- Oberndorfer, E., Lundholm, J., Bass, B., Coffman, R. R., Doshi, H., Dunnett, N., ... & Rowe, B. (2007). Green roofs as urban ecosystems: ecological structures, functions, and services. *BioScience*, 57(10), 823-833. <https://doi.org/10.1641/B571005>
- Ode Sang, Å., Thorpert, P., & Fransson, A. M. (2022). Planning, designing, and managing green roofs and green walls for public health—an ecosystem services approach. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10, 804500. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.804500>
- Ondoño, S., Bastida, F., & Moreno, J. L. (2014). Microbiological and biochemical properties of artificial substrates: A preliminary study of its application as Technosols or as a basis in Green Roof Systems. *Ecological Engineering*, 70, 189-199. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.05.003>
- Ordóñez López, E. E., & Pérez Sánchez, M. M. (2015). Comparación del desempeño térmico de techos verdes y techos blancos mediante técnicas IR. *Acta universitaria*, 25(5), 11-19. <https://doi.org/10.15174/au.2015.782>
- Osman K.T. (2018). Peat Soils. In Osman K.T. (Ed.), *Management of Soil Problems*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-75527-4_7
- Ouellette, N. A., Walters, S. A., & Midden, K. S. (2013). Fertility management for tomato production on an extensive green. *Journal of Living Architecture*, 1(1), 2. <https://dx.doi.org/10.46534/jliv.2013.01.01.001>
- Ouldboukhitine, S. E., Belarbi, R., & Sailor, D. J. (2014). Experimental and numerical investigation of urban street canyons to evaluate the impact of green roof inside and outside buildings. *Applied Energy*, 114, 273-282. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.09.073>
- Paço, T. A., Cruz de Carvalho, R., Arsénio, P., & Martins, D. (2019). Green roof design techniques to improve water use under Mediterranean conditions. *Urban science*, 3(1), 14. <https://doi.org/10.3390/urbansci3010014>
- Palla, A., Gnecco, I., & Lanza, L. G. (2010). Hydrologic restoration in the urban environment using green roofs. *Water*, 2(2), 140-154. <https://doi.org/10.3390/w2020140>
- Papafotiou, M., Pergialioti, N., Tassoula, L., Massas, I., & Kargas, G. (2013). Growth of native aromatic xerophytes in an extensive Mediterranean green roof as affected by substrate type and depth and irrigation frequency. *HortScience*, 48(10), 1327-1333. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.48.10.1327>
- Patrignani, A., & Ochsner, T. E. (2015). Canopeo: A powerful new tool for measuring fractional green canopy cover. *Agronomy journal*, 107(6), 2312-2320. <https://doi.org/10.2134/agronj15.0150>

- Pearson, L. J., Pearson, L., & Pearson, C. J. (2010). Sustainable urban agriculture: stocktake and opportunities. *International journal of agricultural sustainability*, 8(1-2), 7-19.
- Peel, M. C., Finlayson, B. L., & McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and earth system sciences*, 11(5), 1633–1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- Peng, L. L., & Jim, C. Y. (2015). Seasonal and diurnal thermal performance of a subtropical extensive green roof: The impacts of background weather parameters. *Sustainability*, 7(8), 11098-11113. <https://doi.org/10.3390/su70811098>
- Pennings, S. C., & Callaway, R. M. (1996). Impact of a parasitic plant on the structure and dynamics of salt marsh vegetation. *Ecology*, 77(5), 1410–1419. <https://doi.org/10.2307/2265538>
- Pennings, S. C., & Simpson, J. C. (2008). Like herbivores, parasitic plants are limited by host nitrogen content. *Plant Ecology*, 196, 245–250. <https://doi.org/10.1007/s11258-007-9348-z>
- Peri, G., Traverso, M., Finkbeiner, M., & Rizzo, G. (2012). The cost of green roofs disposal in a life cycle perspective: Covering the gap. *Energy*, 48(1), 406-414. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2012.02.045>
- Perini, K., & Rosasco, P. (2016). Is greening the building envelope economically sustainable? An analysis to evaluate the advantages of economy of scope of vertical greening systems and green roofs. *Urban Forestry & Urban Greening*, 20, 328-337. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.08.002>
- Perrings, C., Baumgärtner, S., Brock, W. A., Chopra, K., Conte, M., Costello, C., ... & Xepapadeas, A. (2009). The economics of biodiversity and ecosystem services. Biodiversity, ecosystem functioning, and human wellbeing: an ecological and economic perspective. In Naeem, S., Bunker, D. E., Hector, A., Loreau, M., & Perrings, C. (Eds.), *Biodiversity, ecosystem functioning, and human wellbeing: an ecological and economic perspective* (pp. 230-247). Oxford University Press, Oxford. https://www.researchgate.net/profile/Unai-Pascual/publication/229439726_The_economics_of_biodiversity_and_ecosystem_services/links/00b7d51f62ed3079000000000/The-economics-of-biodiversity-and-ecosystem-services.pdf
- Peter W. Ball. (2012). *Salicornia pacifica*, in Jepson Flora Project (Eds.) *Jepson eFlora*. https://ucjeps.berkeley.edu/eflora/eflora_display.php?tid=42666
- Pezzani, R., Vitalini, S., & Iriti, M. (2017). Bioactivities of *Origanum vulgare* L.: An update. *Phytochemistry reviews*, 16, 1253-1268. <https://doi.org/10.1007/s11101-017-9535-z>
- Pianella, A., Aye, L., Chen, Z., & Williams, N. S. (2024, June). Revealing the role of green roof substrate: limitations of simulated substrate temperatures for summer and winter day and night thermal performance in Melbourne, Australia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1363 (1), 012091. IOP Publishing. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1363/1/012091>
- Pickett, S., Cadenasso, M. L., & Meiners, S. J. (2009). Ever since Clements: from succession to vegetation dynamics and understanding to intervention. *Applied Vegetation Science*, 9-21. <https://www.jstor.org/stable/27735041>
- Porcaro, M., de Adana, M. R., Comino, F., Peña, A., Martín-Consuegra, E., & Vanwalleghem, T. (2019). Long term experimental analysis of thermal performance of extensive green roofs with different

- substrates in Mediterranean climate. *Energy and Buildings*, 197, 18-33. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2019.05.041>
- Porsche, U., & Kohler, M. (2003). Life cycle costs of green roofs—a comparison of Germany, USA and Brazil. *RIO 3—World climate & energy event* (461-67). Rio de Janeiro, Brazil. https://www.academia.edu/download/84198126/RIO3_461_U_Porsche.pdf
- Prachayasittikul, V., Prachayasittikul, S., Ruchirawat, S., & Prachayasittikul, V. (2018). Coriander (*Coriandrum sativum*): A promising functional food toward the well-being. *Food Research International*, 105, 305–323. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2017.11.019>
- Preston, R. E. & Vanderpool, S. S.. (2023). *Cleomella arborea*. In Jepson Flora Project (Eds.), *Jepson eFlora*. https://ucjeps.berkeley.edu/eflora/eflora_display.php?tid=101653
- Purushothaman, B., Srinivasan, R. P., Suganthi, P., Ranganathan, B., Gimbin, J., & Shanmugam, K. (2018). A comprehensive review on *Ocimum basilicum*. *Journal of Natural Remedies*, 71-85. <https://doi.org/10.18311/jnr/2018/21324>
- Raji, B., Tenpierik, M. J., & van den Dobbelsteen, A. 2015. The impact of greening systems on building energy performance: A literature review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 45, 610-623. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.011>
- Ramaiyan, B., Kour, J., Nayik, G. A., Anand, N., & Alam, M. S. (2020). Spinach (*Spinacia oleracea* L.). Antioxidants in vegetables and nuts-Properties and health benefits. In Nayik, G.A., Gull, A. (Eds.), *Antioxidants in Vegetables and Nuts - Properties and Health Benefits* (159-173). Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-15-7470-2_8
- Raynal-Gutiérrez, M. E. (2021). Water Use and Consumption: Industrial and Domestic. In Raynal-Villaseñor, J. A. (Ed.). *Water Resources of Mexico* (103-116). Springer Nature. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-40686-8>
- Razzaghmanesh, M., Beecham, S., & Kazemi, F. (2014). The growth and survival of plants in urban green roofs in a dry climate. *Science of the Total Environment*, 476, 288–97. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.014>
- Riemann, H., & Ezcurra, E. 2005. Plant endemism and natural protected areas in the peninsula of Baja California, Mexico. *Biological Conservation*, 122(1), 141-150. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.07.008>
- Robbiati, F. O., Cáceres, N., Hick, E. C., Suarez, M., Soto, S., Barea, G., ... & Imhof, L. (2022). Vegetative and thermal performance of an extensive vegetated roof located in the urban heat island of a semiarid region. *Building and Environment*, 212, 108791. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2022.108791>
- Robinson, S. L., & Lundholm, J. T. (2012). Ecosystem services provided by urban spontaneous vegetation. *Urban Ecosystems*, 15, 545-557. <https://doi.org/10.1007/s11252-012-0225-8>
- Rosasco, P., & Perini, K. (2019). Selection of (green) roof systems: A sustainability-based multi-criteria analysis. *Buildings*, 9(5), 134. <https://doi.org/10.3390/buildings9050134>
- Rosen, S. (1974). Hedonic prices and implicit markets: product differentiation in pure competition. *Journal of political economy*, 82(1), 34-55. <https://doi.org/10.1086/260169>

- Rowe, B. (2015). Long-term Rooftop Plant Communities. In Sutton, R. K. (Ed.), *Green Roof Ecosystems* (pp. 311–332). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-14983-7>
- Rowe, D.B., (2011). Green roofs as a means of pollution abatement. *Environmental Pollution*, 159, 2100-2110. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.10.029>
- Ruiz, J. L., & Salas, M. D. C. (2019). Evaluation of organic substrates and microorganisms as bio-fertilisation tool in container crop production. *Agronomy*, 9(11), 705. <https://doi.org/10.3390/agronomy9110705>
- Rundel, P. W., Arroyo, M. T., Cowling, R. M., Keeley, J. E., Lamont, B. B., & Vargas, P. (2016). Mediterranean biomes: evolution of their vegetation, floras, and climate. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 47(1), 383-407. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-121415-032330>
- Saadatian, O., Sopian, K., Salleh, E., Lim, C.H., Riffat, S., Saadatian, E., Toudeshki, A., & Sulaiman, M.Y., (2013). A review of energy aspects of green roofs. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 23, 155-168. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.02.022>
- Sailor, D. J. (2008). A green roof model for building energy simulation programs. *Energy and buildings*, 40(8), 1466-1478. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2008.02.001>
- Sailor, D. J., Elley, T. B., & Gibson, M. (2012). Exploring the building energy impacts of green roof design decisions—a modeling study of buildings in four distinct climates. *Journal of Building Physics*, 35(4), 372-391. <https://doi.org/10.1177/1744259111420076>
- Saleh, A. M., Selim, S., Al Jaouni, S., & AbdElgawad, H. (2018). CO₂ enrichment can enhance the nutritional and health benefits of parsley (*Petroselinum crispum* L.) and dill (*Anethum graveolens* L.). *Food chemistry*, 269, 519-526. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2018.07.046>
- Samangooei, M., Sassi, P., & Lack, A. (2016). *Soil-less systems vs. soil-based systems for cultivating edible plants on buildings in relation to the contribution towards sustainable cities*, 4(2), 24-39. <https://radar.brookes.ac.uk/radar/file/b69a1c82-e5f0-4169-8498-223d5de14e73/1/91-Article%20Text-314-1-10-20190102.pdf>
- Santamouris, M., (2014). Cooling the cities: A review of reflective and green roof mitigation technologies to fight heat island and improve comfort in urban environments. *Solar Energy*, 103, 682-703. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2012.07.003>
- Santana, T. C., Guiselini, C., Montenegro, A. A. D. A., Pandorfi, H., da Silva, R. A. B., da Silva e Silva, R., ... & Jardim, A. M. D. R. F. (2023). Green roofs are effective in cooling and mitigating urban heat islands to improve human thermal comfort. *Modeling Earth Systems and Environment*, 9(4), 3985-3998. <https://doi.org/10.1007/s40808-023-01743-0>
- Santos, M. L.; Silva, C. M.; Ferreira, F.; Matos, J. S. (2023). Hydrological Analysis of Green Roofs Performance under a Mediterranean Climate: A Case Study in Lisbon, Portugal. *Sustainability*, 15, 1064. <https://doi.org/10.3390/su15021064>
- Sarwar, S., Ayyub, M. A., Rezgui, M., Nisar, S., & Jilani, M. I. (2019). Parsley: A review of habitat, phytochemistry, ethnopharmacology and biological activities. *Int. J. Chem. Biochem. Sci*, 9, 49-55. <https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/87763441/6-IJCBS-16-09-06-libre.pdf?1655708576=&response-content->

[disposition=inline%3B+filename%3DParsley_A_review_of_habitat_phytochemist.pdf&Expires=1741718634&Signature=Cdj-1709dS2iwFUMKAPj6s6ibE9Ta4xaE549qEyAld7S5j5e0sAGYmMe5JdUS5sTCGevtCaDrapivcfWbzN4gB~mE6finsEUk~LJb8SxwJ98lwpZdK~mG1tqfxaZ3RdqXPLIyrRpbuLBom--euYIlyK1gYIYL3TQLDeJRZQhku2ukb9W8asZjc7-tNh98OmDSdIN9rX3acC2Dxb3LeKjNiFfYdJk7q0u5bsmmN29hPQobHKPf24PBNS70QJybZMK-KFqdWosrxjy2~nO7S3AP45CdJGCjeudZOMdokwI5hndyK0CgPIP~NSI2jcKsxKzvB0CPnWBQAtji0iZn dO~w &Key-Pair-Id=APKAJLOHF5GGSLRBV4ZA](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.100)

- Savi, T., Dal Borgo, A., Love, V. L., Andri, S., Tretiach, M., & Nardini, A. (2016). Drought versus heat: What's the major constraint on Mediterranean green roof plants?. *Science of the total environment*, 566, 753-760. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.100>
- Schweitzer, O., & Erell, E. (2014). Evaluation of the energy performance and irrigation requirements of extensive green roofs in a water-scarce Mediterranean climate. *Energy and Buildings*, 68, 25-32. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2013.09.012>
- Scolaro, T. P., & Ghisi, E. (2022). Life cycle assessment of green roofs: A literature review of layers materials and purposes. *Science of The Total Environment*, 829, 154650. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154650>
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA). (2015). *Agenda Técnica Agrícola de Baja California*. (2a ed.). México, D. F.
- Seddon, N., Smith, A., Smith, P., Key, I., Chausson, A., Girardin, C., ... & Turner, B. (2021). Getting the message right on nature-based solutions to climate change. *Global change biology*, 27(8), 1518-1546. <https://doi.org/10.1111/gcb.15513>
- Seyedabadi, M. R., Eicker, U., & Karimi, S. (2021). Plant selection for green roofs and their impact on carbon sequestration and the building carbon footprint. *Environmental Challenges*, 4, 100119. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100119>
- Shafique, M., Kim, R., & Rafiq, M. (2018). Green roof benefits, opportunities and challenges—A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 90, 757-773. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.04.006>
- Shahmohammad, M., Hosseinzadeh, M., Dvorak, B., Bordbar, F., Shahmohammadmirab, H., & Aghamohammadi, N. (2022). Sustainable green roofs: a comprehensive review of influential factors. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(52), 78228-78254. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-23405-x>
- Sharifi, A., & Yamagata, Y. (2015). Roof ponds as passive heating and cooling systems: A systematic review. *Applied energy*, 160, 336-357. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.09.061>
- Sharifi-Rad, M., Berkay Yilmaz, Y., Antika, G., Salehi, B., Tumer, T. B., Kulandaisamy Venil, C., ... & Sharifi-Rad, J. (2021). Phytochemical constituents, biological activities, and health-promoting effects of the genus *Origanum*. *Phytotherapy Research*, 35(1), 95-121. <https://doi.org/10.1002/ptr.6785>
- Sharma, N., Kumar, M., Kumari, N., Puri, S., Rais, N., Natta, S., ... & Lorenzo, J. M. (2023). Phytochemicals, therapeutic benefits and applications of chrysanthemum flower: A review. *Heliyon*, 9(10). <https://www.cell.com/action/showPdf?pii=S2405-8440%2823%2907440-6>

- Shi, M., Gu, J., Wu, H., Rauf, A., Emran, T. B., Khan, Z., ... & Suleria, H. A. (2022). Phytochemicals, nutrition, metabolism, bioavailability, and health benefits in lettuce—A comprehensive review. *Antioxidants*, 11(6), 1158. <https://doi.org/10.3390/antiox11061158>
- Shuster, W. D., & Dadio, S. (2018). An applied hydroopedological perspective on the rendering of ecosystem services from urban soils. In Lal, R & Stewart, B. A. (Eds.), *Urban Soils* (pp. 261-274). CRC press. <https://doi.org/10.1201/9781315154251>
- Sidhu, R. S., Bound, S. A., & Hunt, I. (2022). Crop load and thinning methods impact yield, nutrient content, fruit quality, and physiological disorders in 'Scilate' apples. *Agronomy*, 12(9), 1989. <https://doi.org/10.3390/agronomy12091989>
- Silva, C. M., Flores-Colen, I., & Coelho, A. (2015). Green roofs in Mediterranean areas—Survey and maintenance planning. *Building and Environment*, 94, 131-143. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2015.07.029>.
- Silva, C. M., Gomes, M. G., & Silva, M. (2016). Green roofs energy performance in Mediterranean climate. *Energy and buildings*, 116, 318-325. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2016.01.012>
- Simkin, R. D., Seto, K. C., McDonald, R. I., & Jetz, W. (2022). Biodiversity impacts and conservation implications of urban land expansion projected to 2050. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(12), e2117297119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2117297119>
- Simmons, M. T. (2015). The Benefits and Problems of Green Roofs in Hot Climates. In Sutton, R. G. (Ed.), *Green Roof Ecosystem*. (pp. 81-100). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-14983-7>
- Singh, V., Upadhyay, R. S., Sarma, B. K., & Singh, H. B. (2016). *Trichoderma asperellum* spore dose depended modulation of plant growth in vegetable crops. *Microbiological research*, 193, 74–86. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2016.09.002>
- Singletary, K. W. (2018). Basil: A brief summary of potential health benefits. *Nutrition today*, 53(2), 92–97. <https://doi.org/10.1097/NT.0000000000000267>
- Singletary, K. W. (2023). Dill: Potential health benefits. *Nutrition Today*, 58(3), 128–136. <https://doi.org/10.1097/NT.0000000000000604>
- Sistema Nacional de Información e Integración de Mercados (SNIIM). (2023). Mercados Nacionales. Frutas y Hortalizas. *Secretaría de Economía*. <http://www.secofi-sniim.gob.mx/nuevo/Home.aspx?opcion=Consultas/MercadosNacionales/PreciosDeMercado/Agriculturas/ConsultaFrutasYHortalizas.aspx?SubOpcion=4>.
- Skoufogianni, E., Solomou, A. D., & Danalatos, N. G. (2019). Ecology, cultivation and utilization of the aromatic Greek oregano (*Origanum vulgare* L.): A review. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, 47(3), 545-552. <https://doi.org/10.15835/nbha47311296>
- Smither-Kopperl, M. (2012). Plant Guide for bladderpod (*Peritoma arborea*). *USDA-Natural Resources Conservation Service, and Lockeford Plant Materials Center, Lockeford, CA*. <https://www.nrcs.usda.gov/plantmaterials/capmcp11060.pdf>
- Snodgrass, E.C. & McIntyre, L. (2010). *The Green Roof Manual: A Professional Guide to Design, Installation, and Maintenance*. Timber Press.

- Song, U., Kim, E., Bang, J. H., Son, D. J., Waldman, B., & Lee, E. J. (2013). Wetlands are an effective green roof system. *Building and Environment*, 66, 141-147. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2013.04.024>
- Sookhan, N., Margolis, L., & MacIvor, J. S. (2018). Inter-annual thermoregulation of extensive green roofs in warm and cool seasons: Plant selection matters. *Ecological engineering*, 123, 10-18. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.08.016>
- Srivastava, D. S., Cadotte, M. W., MacDonald, A. A. M., Marushia, R. G., & Mirotnick, N. (2012). Phylogenetic diversity and the functioning of ecosystems. *Ecology letters*, 15(7), 637-648. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01795.x>
- Standley, P., Wilson, P., & Rydberg, P. (1916). *North American Flora: Chenopodiales. Chenopodiaceae*, (21) 1. New York Botanical Garden.
- Steffen, S., Ball, P., Mucina, L., & Kadereit, G. (2015). Phylogeny, biogeography and ecological diversification of *Sarcocornia* (Salicornioideae, Amaranthaceae). *Annals of botany*, 115(3), 353-368. <https://doi.org/10.1093/aob/mcu260>
- Stephens Camacho, B. E., Saucedo Carvajal, D., Sánchez Saavedra, M. P., & Ovalle Marroquin, M. (2018, Enero). Development of a typical meteorological year for Ensenada, Baja California, Mexico, for application in the study of microalgae growth. *1st Latin American Sustainable Development of Energy Water and Environment Systems*. Rio de Janeiro, Brasil.
- Sutton, R. (2014). Aesthetics for Green Roofs and Green Walls. *Journal of Living Architecture*, Issue 2. https://digitalcommons.unl.edu/arch_land_facultyschol/19/
- Takebayashi, H., & Moriyama, M. (2007). Surface heat budget on green roof and high reflection roof for mitigation of urban heat island. *Building and environment*, 42(8), 2971-2979. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2006.06.017>
- Talley, T. S., & Levin, L. A. (1999). Macrofaunal succession and community structure in Salicornia marshes of southern California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 49(5), 713-731. <https://doi.org/10.1006/ecss.1999.0553>
- Tan, C. L., Tan, P. Y., Wong, N. H., Takasuna, H., Kudo, T., Takemasa, Y., Lim, C. V. J & Chua, H. X. V. (2017). Impact of soil and water retention characteristics on green roof thermal performance. *Energy and Buildings*, 152, 830-842. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2017.01.011>
- Tan, J., Zheng, Y., Tang, X., Guo, C., Li, L., Song, G., Xinrong, Z., Yuan, D., Kalkstein, A. J., Li, F. & Chen, H. (2010). The urban heat island and its impact on heat waves and human health in Shanghai. *International journal of biometeorology*, 54(1), 75-84. <https://doi.org/10.1007/s00484-009-0256-x>
- Tena, A., Liga, A., Pérez, A., & González, F. (2017). Propuesta de mejora de mezclas para producir piezas de mampostería de concreto empleando materiales comúnmente disponibles en el Valle de México. *Revista ALCONPAT*, 7(1). <https://doi.org/10.21041/ra.v7i1.170>
- Theodosiou, T. (2009). Green roofs in buildings: Thermal and environmental behaviour. *Advances in Building Energy Research*, 3(1), 271-288. <https://doi.org/10.3763/aber.2009.0311>

- Thuring, C., & Grant, G. (2016). The biodiversity of temperate extensive green roofs—a review of research and practice. *Israel Journal of Ecology & Evolution*, 62(1-2), 44-57. <https://doi.org/10.1080/15659801.2015.1091190>
- Tichý, L. (2016). Field test of canopy cover estimation by hemispherical photographs taken with a smartphone. *Journal of vegetation science*, 27(2), 427–435. <https://doi.org/10.1111/jvs.12350>.
- Tilman, D., Isbell, F., & Cowles, J. M. (2014). Biodiversity and ecosystem functioning. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 45, 471–493. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091917>
- Tolderlund, L. (2010). *Design guidelines and maintenance manual for green roofs in the semi-arid and arid west*. Denver: Green Roofs for Healthy Cities. <https://www.denvergreenroof.org/Downloads/Green%20Roofs%20Semi%20Arid%20and%20Arid%20West%202010.pdf>
- Tran, S., Lundholm, J. T., Staniec, M., Robinson, C. E., Smart, C. C., Voogt, J. A., & O'Carroll, D. M. (2019). Plant survival and growth on extensive green roofs: A distributed experiment in three climate regions. *Ecological Engineering*, 127, 494-503. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.09.027>
- Ullah, M. A., Hassan, A., & Hamza, A. (2023). Calendula (*Calendula officinalis*) Marigold as Medicinal Plant. *Orthopaedics Case Reports*, 2(1). <https://doi.org/10.31579/2835-8465/009>
- United Nations Department of Economic and Social Affairs (UN DESA). (2021). *Nutrialgae - Novel sustainable algae-based fertilizers*. United Nations Department of Economic and Social Affairs. <https://sdgs.un.org/partnerships/nutrialgae-novel-sustainable-algae-based-fertilizers>.
- United Nations. (2023). The Sustainable Development Goals Report 2023: Special edition. <https://unstats.un.org/sdgs/report/2023/The-Sustainable-Development-Goals-Report-2023.pdf>
- Van Mechelen, C., Dutoit, T., & Hermy, M. (2014). Mediterranean open habitat vegetation offers great potential for extensive green roof design. *Landscape and Urban Planning*, 121, 81-91. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.09.010>
- Van Mechelen, C., Dutoit, T., & Hermy, M. (2015a). Adapting green roof irrigation practices for a sustainable future: A review. *Sustainable Cities and Society*, 19, 74-90. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2015.07.007>
- Van Mechelen, C., Dutoit, T., & Hermy, M. (2015c). Vegetation development on different extensive green roof types in a Mediterranean and temperate maritime climate. *Ecological engineering*, 82, 571-582. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.05.011>
- Van Mechelen, C., Van Meerbeek, K., Dutoit, T., & Hermy, M. (2015b). Functional diversity as a framework for novel ecosystem design: The example of extensive green roofs. *Landscape and Urban Planning*, 136, 165-173. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.11.022>
- Van Renterghem, T. (2018). *Green roofs for acoustic insulation and noise reduction*. In G. Pérez & K. Perini (Eds.), *Nature based strategies for urban and building sustainability* (pp. 167-179). Butterworth-Heinemann. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812150-4.00016-1>

- Vanderplank, S. E., Rebman, J. P., & Ezcurra, E. (2018). Where to conserve? Plant biodiversity and endemism in mediterranean Mexico. *Biodiversity and conservation*, 27(1), 109-122. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1424-7>
- Vanstockem, J., Somers, B., & Hermy, M. (2019). Weeds and gaps on extensive green roofs: Ecological insights and recommendations for design and maintenance. *Urban Forestry & Urban Greening*, 46, 126484. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126484>
- Vijayaraghavan, K. (2016). Green roofs: A critical review on the role of components, benefits, limitations and trends. *Renewable and sustainable energy reviews*, 57, 740–752. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.119>
- Walters, S. A., & Stoelzle Midden, K. (2018). Sustainability of urban agriculture: Vegetable production on green roofs. *Agriculture*, 8(11), 168. <https://doi.org/10.3390/agriculture8110168>
- Wang, W., Yang, H., & Xiang, C. (2023). Green roofs and facades with integrated photovoltaic system for zero energy eco-friendly building—A review. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 60, 103426. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2023.103426>
- Whittinghill, L. J., & Rowe, D. B. (2012). The role of green roof technology in urban agriculture. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 27(4), 314–322. <https://doi.org/10.1017/S174217051100038X>
- Whittinghill, L. J., Rowe, D. B., & Cregg, B. M. (2013). Evaluation of vegetable production on extensive green roofs. *Agroecology and sustainable food systems*, 37(4), 465–484. <https://doi.org/10.1080/21683565.2012.756847>
- Whittinghill, L. J., Rowe, D. B., Ngouajio, M., & Cregg, B. M. (2016). Evaluation of nutrient management and mulching strategies for vegetable production on an extensive green roof. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 40(4), 297–318. <https://doi.org/10.1080/21683565.2015.1129011>
- Wiggins, I. L. (1980). *Flora of Baja California*. Stanford University Press, Stanford, California.
- Williams, N. S., Lundholm, J., & Scott MacIvor, J. (2014). Do green roofs help urban biodiversity conservation?. *Journal of applied ecology*, 51(6), 1643–1649. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12333>
- Williams, N. S., Rayner, J. P., & Raynor, K. J. (2010). Green roofs for a wide brown land: Opportunities and barriers for rooftop greening in Australia. *Urban forestry & urban greening*, 9(3), 245-251. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2010.01.005>
- Williamson, T. J., Coldicutt, S., & Riordan, P. (2015). Comfort, Preferences, or Design Data?. In M. Humphreys, F. Nicol, S. Roaf, O. Sykes (Eds.), *Standards for Thermal Comfort* (pp. 50-58). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9780203860465>
- Woo, I., & Takekawa, J. Y. (2012). Will inundation and salinity levels associated with projected sea level rise reduce the survival, growth, and reproductive capacity of *Sarcocornia pacifica* (pickleweed)?. *Aquatic botany*, 102, 8-14. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2012.03.014>
- Woo, S. L., Hermosa, R., Lorito, M., & Monte, E. (2023). Trichoderma: A multipurpose, plant-beneficial microorganism for eco-sustainable agriculture. *Nature Reviews Microbiology*, 21(5), 312-326. <https://doi.org/10.1038/s41579-022-00819-5>

- Xamán, J., Cisneros-Carreño, J., Hernández-Pérez, I., Hernández-López, I., Aguilar-Castro, K. M., & Macias-Melo, E. V. 2017. Thermal performance of a hollow block with/without insulating and reflective materials for roofing in Mexico. *Applied Thermal Engineering*, 123, 243-255. <https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2017.04.163>
- Xie, G., Lundholm, J. T., & MacIvor, J. S. (2018). Phylogenetic diversity and plant trait composition predict multiple ecosystem functions in green roofs. *Science of the Total Environment*, 628, 1017-1026. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.093>
- Yaghoobian, N., & Srebric, J. (2015). Influence of plant coverage on the total green roof energy balance and building energy consumption. *Energy and Buildings*, 103, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2015.05.052>
- Yan, B. (2011). The research of ecological and economic benefits for green roof. *Applied Mechanics and Materials*, 71, 2763–6. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.71-78.2763>
- Yang, T., Samarakoon, U., Altland, J., & Ling, P. (2021). Photosynthesis, biomass production, nutritional quality, and flavor-related phytochemical properties of hydroponic-grown arugula (*Eruca sativa* Mill.) 'standard' under different electrical conductivities of nutrient solution. *Agronomy*, 11(7), 1340. <https://doi.org/10.3390/agronomy11071340>
- Yang, X., Gil, M. I., Yang, Q., & Tomás-Barberán, F. A. (2022). Bioactive compounds in lettuce: Highlighting the benefits to human health and impacts of preharvest and postharvest practices. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, 21(1), 4-45. <https://doi.org/10.1111/1541-4337.12877>
- Yeom, D. & LaRoche, P. (2017). Investigation on the cooling performance of a green roof with a radiant cooling system. *Energy and Buildings*, 149, 26–37. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2017.05.035>
- Young, T., Cameron, D. D., Sorrill, J., Edwards, T., & Phoenix, G. K. (2014). Importance of different components of green roof substrate on plant growth and physiological performance. *Urban Forestry & Urban Greening*, 13(3), 507–516. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2014.04.007>
- Young-Matthews A. (2010). Plant guide for California sagebrush (*Artemisia californica*). *USDA Natural Resources Conservation Service, Plant Materials Center*, Lockeford, CA. https://plants.usda.gov/DocumentLibrary/plantguide/pdf/pg_arca11.pdf.
- Zeni, V., Baliota, G. V., Benelli, G., Canale, A., & Athanassiou, C. G. (2021). Diatomaceous earth for arthropod pest control: Back to the future. *Molecules*, 26(24), 7487. <https://doi.org/10.3390/molecules26247487>
- Zepeda-Gil, C., & Natarajan, S. (2020). A review of “green building” regulations, laws, and standards in Latin America. *Buildings*, 10(10), 188. <https://doi.org/10.3390/buildings10100188>
- Zhang, G., & He, B. J. (2021). Towards green roof implementation: Drivers, motivations, barriers and recommendations. *Urban forestry & urban greening*, 58, 126992. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.126992>.
- Zhang, L., Dempsey, N., & Cameron, R. (2023). Flowers–Sunshine for the soul! How does floral colour influence preference, feelings of relaxation and positive up-lift?. *Urban forestry & urban greening*, 79, 127795. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127795>

- Zhang, N., & Jing, P. (2022). Anthocyanins in Brassicaceae: Composition, stability, bioavailability, and potential health benefits. *Critical reviews in food science and nutrition*, 62(8), 2205–2220. <https://doi.org/10.1080/10408398.2020.1852170>
- Zheng, Y., & Weng, Q. (2020). Modeling the effect of green roof systems and photovoltaic panels for building energy savings to mitigate climate change. *Remote Sensing*, 12(15), 2402. <https://doi.org/10.3390/rs12152402>
- Zinzi, M., & Agnoli, S. (2012). Cool and green roofs. An energy and comfort comparison between passive cooling and mitigation urban heat island techniques for residential buildings in the Mediterranean region. *Energy and buildings*, 55, 66-76. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2011.09.024>

Anexos

Tabla 19. Cargas de calefacción (kWh) y cargas por unidad de área (kWh/m²), de cada mes y totales por tipo de techo. Techo de concreto (RR), Techo reflectivo (CR), Techo estanque (WR), y Techo verde con *Sedum acre* (SR). En color rojo se resaltan los valores más altos, y en color azul los más bajos.

Mes	WR		SR		CR		RR	
	kWh	kWh/m ²	kWh	kWh/m ²	kWh	kWh/m ²	kWh	kWh/m ²
Ene	221.371	2.657	147.067	1.765	388.643	4.665	340.475	4.087
Feb	113.831	1.366	62.364	0.749	254.468	3.055	210.130	2.522
Mar	53.427	0.641	26.874	0.323	174.286	2.092	131.077	1.573
Abr	25.940	0.311	1.375	0.017	120.228	1.443	70.762	0.849
May	6.066	0.073	0.233	0.003	83.027	0.997	35.186	0.422
Jun	3.572	0.043	0.164	0.002	56.277	0.676	22.463	0.270
Jul	6.248	0.075	0.082	0.001	40.937	0.491	16.565	0.199
Ago	0.530	0.006	0.000	0.000	14.758	0.177	5.839	0.070
Sept	0.000	0.000	0.000	0.000	7.099	0.085	3.417	0.041
Oct	2.916	0.035	0.000	0.000	35.465	0.426	23.082	0.277
Nov	78.127	0.938	18.766	0.225	153.526	1.843	123.768	1.486
Dic	168.814	2.026	81.338	0.976	338.761	4.066	282.808	3.395
TOTAL	680.843	8.173	338.263	4.060	1667.473	20.016	1265.571	15.192

Tabla 20. Cargas de enfriamiento (kWh) y cargas por unidad de área (kWh/m²), mensuales y totales por tipo de techo. Techo de concreto (RR), techo reflectivo (CR), techo estanque (WR), y techo verde con *Sedum acre* (SR). En color rojo se resaltan los valores más altos, y en color azul los más bajos.

Mes	WR		SR		CR		RR	
	kWh	kWh/m ²	kWh	kWh/m ²	kWh	kWh/m ²	kWh	kWh/m ²
Ene	-63.036	-0.757	-127.735	-1.533	-60.643	-0.728	-132.725	-1.593
Feb	-41.003	-0.492	-101.757	-1.221	-26.051	-0.313	-98.421	-1.181
Mar	-27.302	-0.328	-101.222	-1.215	-12.846	-0.154	-111.959	-1.344
Abr	-31.527	-0.378	-111.420	-1.337	-30.281	-0.363	-177.310	-2.128
May	-17.747	-0.213	-56.271	-0.675	-18.509	-0.222	-115.988	-1.392
Jun	-2.561	-0.031	-39.856	-0.478	-1.011	-0.012	-111.299	-1.336

Jul	-47.070	-0.565	-148.434	-1.782	-31.643	-0.380	-198.433	-2.382
Ago	-69.515	-0.834	-202.494	-2.431	-55.405	-0.665	-262.855	-3.155
Sept	-85.217	-1.023	-232.203	-2.787	-73.463	-0.882	-269.692	-3.237
Oct	-80.704	-0.969	-213.129	-2.558	-68.589	-0.823	-215.949	-2.592
Nov	-41.091	-0.493	-162.029	-1.945	-50.614	-0.608	-132.351	-1.589
Dic	-17.749	-0.213	-60.029	-0.721	-16.160	-0.194	-52.781	-0.634
TOTAL	-524.523	-6.296	-1556.578	-18.685	-445.216	-5.344	-1879.760	-22.564