



**ČESKÉ VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V PRAZE**

---

Fakulta stavební  
Katedra hydrauliky a hydrologie

**PROUDĚNÍ VODY A TRANSPORT TEPLA  
V ANTROPOGENNÍCH PŮDÁCH**

**WATER FLOW AND HEAT TRANSPORT  
IN ANTHROPOGENIC SOILS**

**DISERTAČNÍ PRÁCE**

**ING. VOJTĚCH SKALA**

Doktorský studijní program: Stavební inženýrství  
Studijní obor: Vodní hospodářství a vodní stavby

Školitel: doc. Ing. Michal Dohnal, Ph.D.

Školitel specialista: Ing. Jana Votrubová, Ph.D.

Praha, 2022





## **PROHLÁŠENÍ**

Doktorand: Ing. Vojtěch Skala

Název práce: Proudění vody a transport tepla v antropogenních půdách

Prohlašuji, že jsem uvedenou disertační práci vypracoval samostatně pod vedením školitele doc. Ing. Michala Dohnala, Ph.D. Použitou literaturu a další materiály uvádím v seznamu použité literatury.

Disertační práce vznikla v souvislosti s řešením projektů:

- GAČR 14-10455P – Vliv strukturálních změn na vlhkostní a teplotní režim antropogenních půdních systémů (Ing. Vladimíra Jelínková, Ph.D.)
- GAČR 17-21011S – Transport vody, nerozpuštěných látek a tepla v člověkem vytvořených půdách městské zelené infrastruktury (doc. Ing. Michal Sněhota, Ph.D.)
- NSP LO1605 – Univerzitní centrum energeticky efektivních budov – Fáze udržitelnosti
- SGS18/171/OHK1/3T/11 – Kvantitativní výzkum hydrologických vazeb v blízkosti půdního povrchu (doc. Ing. Michal Dohnal, Ph.D.)
- GAČR 20-00788S – Obtížně kvantifikovatelné procesy ovlivňující vodní bilanci lesních povodí pramenných oblastí mírného pásma (prof. Ing. Tomáš Vogel, CSc.)
- SGS21/050/OHK1/1T/11 – Modelování interakcí v systému půda-rostlina-atmosféra na několika úrovních prostorového měřítka (Ing. Vojtěch Skala)

V Praze dne

**PODPIS**

## **ABSTRAKT**

Prvky městské zelené infrastruktury jsou typické využíváním antropogenních půd. Specifickým prvkem jsou pak zelené střechy, které díky expozici vůči extrémním klimatickým podmínkám umožňují získat poznatky zobecnitelné pro ostatní prvky zelené infrastruktury. Vhodným prostředkem pro studium zelené infrastruktury je detailní analýza měřených dat a matematické modelování jejich hydrologického a tepelného režimu.

Dlouhodobý venkovní experiment probíhá na střeše budovy Univerzitního centra energeticky efektivních budov, ČVUT v Praze. Sbírána a analyzována jsou hydrometeorologická data z šesti experimentálních segmentů extenzivních zelených střech (s efektivní plochou  $1 \text{ m}^2$  a rozdílnou skladbou souvrství) a blízké meteorologické stanice. Ověřena byla schopnost dvou základních konceptuálních modelů predikovat odtok ze segmentů. Komplexnější jednorozměrný fyzikálně založený model S1D byl využit k simulaci hydrologického a tepelného režimu segmentů. Parametry modelů byly zjištěny inverzním modelováním. Využito bylo jednovrstvé a dvouvrstvé konceptualizace svislého řezu souvrství. Vytvořeny byly návrhové scénáře sledující vliv mocnosti substrátu a typu vegetace na hydrologický režim segmentů. Proveden byl rozbor některých vybraných aspektů fyzikálního modelování – intercepce dešťové vody na vegetaci, preferenční proudění vody a rozdělení evapotranspirace na výpar z půdy a transpiraci rostlin.

Analýza dat prokázala velký význam zelenostřešní vegetace z hlediska zadržování dešťové vody, redukce odtoku a ochrany nižších vrstev před promrzáním. Pro okamžité zajištění těchto benefitů se ukázalo jako vhodné využití předpěstovaných rozchodníkových kobereců. Srovnání konceptuálních modelů bylo provedeno v případě epizodického odtoku ze segmentů. Úspěšnějším v porovnání s kaskádou lineárních rezervoárů byl model nelineárního rezervoáru.

Použitý fyzikální model byl schopen úspěšně simulovat nejen odtok, zachyceny byly také změny vlhkosti substrátu a související zásoby vody způsobené srážkovými epizodami a obdobími sucha. Vysoké míry shody bylo dosaženo mezi měřenou a simulovanou teplotou substrátu. Jako vhodná se ukázala dvouvrstvá konceptualizace, umožňující studování procesů probíhajících odděleně v substrátu a drenážní vrstvě. Návrhové scénáře odhalily výraznou citlivost střech s nižší vrstvou substrátu na druh použité vegetace. Jako účelné se jeví zpřesnění okrajových podmínek modelu uvažováním intercepce srážek a výparu z půdy, nebo zahrnutí preferenčního proudění.

klíčová slova: antropogenní půdy, extenzivní zelená střecha, inverzní modelování, hydrologický a tepelný režim, vodní bilance

## **ABSTRACT**

Elements of urban green infrastructure are characterized by the use of anthropogenic soils. Specific are green roofs, which, due to their exposure to extreme climatic conditions, allow to obtain knowledge generalizable to other green infrastructure elements. A suitable tool for studying green infrastructure is the detailed analysis of measured data and mathematical modeling of their hydrological and thermal regime.

The long-term field experiment is conducted on the roof of the University Centre for Energy Efficient Buildings, CTU in Prague. Hydrometeorological data from six experimental test beds of extensive green roofs (with an effective area of 1 m<sup>2</sup> and different compositions) and a nearby meteorological station are collected and analyzed. The ability of two basic conceptual models to predict runoff from the segments was verified. The more complex one-dimensional physically-based model SID was used to simulate the hydrological and thermal regime of the test beds. The parameters of the models were determined by inverse modeling. A one- and two-layer conceptualization of the vertical section of the layered system was used. Design scenarios were developed to observe the effect of substrate depth and vegetation type on the hydrological regime of the segments. Selected aspects of the physical modeling, i.e., rainwater interception on vegetation, preferential flow and partitioning of evapotranspiration into soil evaporation and plant transpiration, were analyzed.

The analysis showed the great importance of green roof vegetation regarding rainwater retention, runoff reduction, and protection of lower layers from freezing. For the immediate provision of these benefits, pre-grown stonecrop carpets proved to be appropriate. A comparison of conceptual models was made in the case of episodic runoff from test beds. The non-linear reservoir model was more successful compared to the cascade linear reservoir model.

The physical model used was able to successfully simulate runoff and capture changes in substrate moisture and associated water storage caused by rainfall episodes and droughts. A high degree of agreement was achieved between measured and simulated substrate temperature. A two-layer conceptualization proved appropriate, allowing the study of processes occurring separately in the substrate and the drainage layer. The design scenarios showed a high sensitivity of roofs with a thinner substrate layer to the type of vegetation used. Further refinement of the model's boundary conditions by considering the rainfall interception and soil evaporation, or the inclusion of preferential flow, appears to be appropriate.

keywords: anthropogenic soils, extensive green roof, inverse modelling, hydrological and thermal regime, water balance

# OBSAH

<b>1. ÚVOD A CÍLE</b>	<b>- 6 -</b>
<b>2. REŠERŠE LITERATURY</b>	<b>- 7 -</b>
<b>2.1. VLIV ZELENÝCH STŘECH NA OKOLÍ</b>	<b>- 7 -</b>
2.1.1. HLAVNÍ DŮVODY BUDOVÁNÍ	
2.1.2. DALŠÍ DŮVODY	
2.1.3. ROZPORUPLNOST VÝHOD ZELENÝCH STŘECH	
<b>2.2. KONCEPTUALIZACE PROUDĚNÍ VODY V SUBSTRÁTECH ZELENÝCH STŘECH</b>	<b>- 9 -</b>
2.2.1. ZJEDNODUŠENÍ STŘEŠNÍHO SOUVRSTVÍ	
2.2.2. DVOJÍ PÓROVITOST A PREFERENČNÍ PROUDĚNÍ	
2.2.3. OPTIMALIZACE A KRITÉRIA SHODY	
2.2.4. VEGETACE, VÝPAR A OKRAJOVÉ PODMÍNKY	
<b>2.3. TRANSPORT TEPLA</b>	<b>- 15 -</b>
<b>2.4. VYUŽITÍ MODELŮ V PRAXI</b>	<b>- 15 -</b>
<b>3. MATERIÁLY A METODY</b>	<b>- 18 -</b>
<b>3.1. POPIS A HISTORIE EXPERIMENTU</b>	<b>- 18 -</b>
<b>3.2. KONSTRUKČNÍ ŘEŠENÍ A VRSTVY SEGMENTŮ ZELENÝCH STŘECH</b>	<b>- 19 -</b>
3.2.1. SKLADBY Z LET 2014–2017	
3.2.2. SKLADBY Z LET 2017–2020	
<b>3.3. MĚŘENÁ DATA</b>	<b>- 21 -</b>
3.3.1. METEOROLOGICKÁ MĚŘENÍ	
3.3.2. DATA ZE SEGMENTŮ	
3.3.3. ODHAD POKRYVNOSTI VEGETACE	
<b>3.4. ZÁKLADNÍ KONCEPTUÁLNÍ MODELY</b>	<b>- 22 -</b>
3.4.1. NELINEÁRNÍ REZERVOÁR	
3.4.2. KASKÁDA LINEÁRNÍCH REZERVOÁRŮ	
<b>3.5. S1D MODEL</b>	<b>- 23 -</b>
3.5.1. POPIS PROUDĚNÍ VODY	
3.5.2. POPIS PŘENOSU TEPLA	
<b>3.6. INTERCEPCE DEŠŤOVÉ VODY</b>	<b>- 25 -</b>
<b>3.7. STANOVENÍ POTENCIÁLNÍ EVAPOTRANSPIRACE</b>	<b>- 27 -</b>
<b>3.8. APLIKACE ZÁKLADNÍCH MODELŮ</b>	<b>- 27 -</b>
3.8.1. OBDOBÍ A PODMÍNKY SIMULACÍ	
3.8.2. OPTIMALIZACE ZÁKLADNÍCH MODELŮ A POČÁTEČNÍ HODNOTY PARAMETRŮ	
<b>3.9. APLIKACE S1D MODELU</b>	<b>- 28 -</b>
3.9.1. SIMULAČNÍ OBDOBÍ A DISKRETIZACE MODELU	
3.9.2. OKRAJOVÉ PODMÍNKY	
3.9.3. VSTUPNÍ PARAMETRY	
3.9.4. OPTIMALIZACE S1D MODELU	
3.9.5. NÁVRHOVÉ SCÉNÁŘE	
<b>3.10. KRITÉRIA SHODY MODELU S MĚŘENÍM</b>	<b>- 31 -</b>
<b>4. VÝSLEDKY A DISKUZE</b>	<b>- 32 -</b>
<b>4.1. HYDROLOGICKÝ A TEPELNÝ REŽIM</b>	<b>- 32 -</b>
4.1.1. ODTOKOVÉ CHARAKTERISTIKY	
4.1.2. VÝVOJ VEGETAČNÍ POKRYVNOSTI	
4.1.3. TEPELNÉ PODMÍNKY A JEJICH ČASOVÉ ZMĚNY	

4.1.4. VLHKOSTNÍ POMĚRY	
4.1.5. ODHAD INTERCEPČNÍ KAPACITY	
<b>4.2. ODTOK SIMULOVANÝ KONCEPTUÁLNÍMI MODELY</b>	<b>- 37 -</b>
4.2.1. HODNOTY EFEKTIVNÍCH PARAMETRŮ	
4.2.2. PŘÍKLADY PŘEDPOVĚDI MODELŮ	
<b>4.3. SIMULACE PROUDĚNÍ VODY A TRANSPORTU TEPLA MODELEM S1D</b>	<b>- 39 -</b>
4.3.1. OPTIMALIZACÍ ZÍSKANÉ HODNOTY PARAMETRŮ	
4.3.2. SIMULOVANÉ SLOŽKY VODNÍ BILANCE	
4.3.3. HYDROLOGICKÁ REAKCE NA SRÁŽKOVÉ EPIZODY	
4.3.4. ZÁSOBA VODY A KOŘENOVÝ ODBĚR	
4.3.5. PROSTUP TEPLA	
4.3.6. VYHODNOCENÍ NÁVRHOVÝCH SCÉNÁŘŮ	
<b>4.4. ROZBOR VYBRANÝCH ASPEKTŮ FYZIKÁLNÍHO MODELOVÁNÍ</b>	<b>- 47 -</b>
4.4.1. INTERCEPCE SRÁŽEK A JEJÍ VLIV NA BILANCI SEGMENTŮ	
4.4.2. VLIV ZAHRNUTÍ PREFERENČNÍHO PROUDĚNÍ	
4.4.3. UVÁŽENÍ BIMODÁLNÍHO CHARAKTERU RETENČNÍCH KŘIVEK PŘÍMĚSÍ	
4.4.4. ROZDĚLENÍ EVAPOTRANSPIRACE	
4.4.5. VLIV VYBRANÝCH ASPEKTŮ NA HYDROLOGICKOU REAKCI	
<b>4.5. NEPŘÍZNVÉ SKUTEČNOSTI OVLIVŇUJÍCÍ VÝZKUM</b>	<b>- 54 -</b>
<b>5. ZÁVĚRY</b>	<b>- 56 -</b>
5.1. ANALÝZA HYDROLOGICKÝCH A KLIMATICKÝCH DAT	- 56 -
5.2. POROVNÁNÍ ZÁKLADNÍCH MODELŮ	- 56 -
5.3. POUŽITÍ S1D MODELU	- 57 -
5.4. VYBRANÉ ASPEKTY FYZIKÁLNÍHO MODELOVÁNÍ	- 57 -
<b>6. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY</b>	<b>- 59 -</b>
<b>7. PŘÍLOHY</b>	<b>- 66 -</b>
7.1. NOMENKLATURA	- 66 -
7.2. OBRÁZKY A TABULKY	- 67 -
7.3. MOŽNOSTI NAVÁZÁNÍ NA VÝZKUM	- 72 -
7.4. PUBLIKOVANÉ PRÁCE	- 72 -

# 1. ÚVOD A CÍLE

*„Technika plochých střech umožňuje budování střešních zahrad. Ty nahrazují zeleň, kterou dům místu odebral.“*

Druhý z pěti bodů moderní architektury – Le Corbusier, 1927

Probíhající změna klimatu a vysoké tempo urbanizace vede vodohospodářské odborníky ke stále podrobnějšímu zkoumání hydrologických procesů nejen v přirozených, ale také v městských povodích, kde je hydrologický cyklus výrazně intenzifikován. Mezi nepříznivé efekty postihující především velké městské aglomerace patří velmi rychlý nárůst množství odtékající srážkové vody následující intenzivní srážkové epizody, efekt tepelného ostrova a zvyšující se koncentrace znečišťujících látek v ovzduší. Možným vhodným opatřením k redukcí nejen těchto nepříznivých efektů je budování modro-zelené infrastruktury.

Důležitými prvky modro-zelené infrastruktury jsou zelené střechy a zelené fasády. Ty při budování ve větším rozsahu přinášejí zlepšení mikroklimatu a snížení obsahu oxidu uhličitého v ovzduší. Oproti ostatním prvkům, jako jsou solitérní stromy, zatravněovací tvárnice nebo uliční záhony, se jedná o rozsáhlejší, a tedy potenciálně významnější prvky. Současně oproti parkům, zahradám, průlehmům a vodním plochám je snazší nalézt pro ně nová místa k realizaci v již urbanizovaných oblastech. V těchto případech může na druhou stranu docházet ke stavebně-technickým komplikacím vzhledem k ohrožení statiky stávající budovy. Překážkou také může být ekonomická náročnost výstavby. Celkově je zelená infrastruktura pro společnost jednou z možných investic do budoucnosti, která přináší mnoho výhod.

Prvky zelené infrastruktury můžeme chápat jako velmi malá povodí. Na zelené střechy a fasády ale působí rozdílné vlivy než na povodí přirozená. Tato skutečnost přináší množství nových problémů, které je nezbytné pro správnou předpověď jejich hydrologické reakce vyřešit. Nepřetržitý hydrometeorologický monitoring společně s numerickým modelováním hydrologického režimu zelených střech a fasád může přispět k jejich objasnění.

V případě zelených střech se nejčastěji jedná o souvrství, skládající se z drenážní vrstvy, geotextílie, substrátu antropogenního původu se značně rozdílnými vlastnostmi, než je běžné u přirozených půd a vegetace. Výzvou pro hydrologické modely může být konceptualizace takového souvrství, simulování umělých závlah na zelených střechách, korektní uvážení extrémních hydrometeorologických podmínek, které na těchto střechách panují, nebo zahrnutí vegetace s rozdílným mechanismem fixace uhlíku při fotosyntéze, než je běžné. Kalibrované numerické modely, schopné vypořádat se s těmito výzvami, mohou být vhodným nástrojem pro návrh skladby zelených střech, způsobu a režimu závlahy či odhad odtoku zatěžujícího kanalizační sítě.

Cílem disertační práce je studovat přínosy extenzivních zelených střech, jakožto prvků zelené infrastruktury se souvrstvím obsahujícím substrát antropogenního původu. Dále pak vybrané aspekty fungování zelených střech a stav současného poznání v oblasti matematického modelování jejich hydrologického a tepelného režimu. Práce představí analýzu procesů relevantních u zelené infrastruktury. Důraz je kladen na použití matematických modelů na zelené střechy, které se v některých ohledech zásadně liší od přirozených půdních systémů. Práce se zaměřuje na roli vegetace při reakci antropogenního souvrství na klimatické podněty, infiltraci vody, transport tepla půdním profilem, zjednodušení souvrství pro účely modelování, stanovení okrajových podmínek a popis vlastností antropogenních substrátů. Dalším cílem je prezentovat srovnání některých aktuálně využívaných modelových přístupů a popis důsledků plynoucích z volby těchto přístupů. Využito bylo dvou základních hydrologických modelů první volby, sloužících jako reference pro ostatní modely. Dále byl aplikován fyzikálně založený model, komplexně popisující hydrologickou reakci půdních systémů. Tento model byl alternativně využit k vyhodnocení vlivu mnohdy opomíjených aspektů modelování zelenostřešních systémů, kterými jsou bimodální charakter retenčních křivek používaných substrátů, intercepce srážkové vody na vegetaci nebo rozdělení evapotranspirace na výpar z půdy a transpiraci.



## 2. REŠERŠE LITERATURY

Zelená (případně ozeleněná či vegetační) střecha je střecha pokrytá vegetací s funkčními vrstvami zajišťujícími rozvoj a životaschopnost vegetace a ochranu nosné konstrukce. Konkrétní skladba souvrství je dána požadovanými funkcemi, které má zelená střecha plnit.

Zelené střechy se dělí na intenzivní a extenzivní. Intenzivní zelené střechy (též nazývané střešní zahrady) vyžadují pravidelnou údržbu a velmi často umělou závlahu. Mívají mocnost desítky centimetrů, v závislosti na únosnosti střešní konstrukce a potřebách vegetace, kterou bývají trvalky a nižší dřeviny. Mocnost souvrství extenzivních zelených střech se běžně pohybuje mezi 5 a 20 cm, výjimečně až 30 cm. Odpovídající hmotnost celého souvrství je potom mezi 60 a 150 kg/m<sup>2</sup>. Jako vegetační kryt se na nich používají rozličné druhy odolných mechů, rozchodníků, bylin a travin s nízkými nároky na údržbu. Přestože extenzivní zelené střechy vyžadují určitou míru údržby, jsou považovány za téměř bezúdržbové. Výhodou je možnost jejich výstavby se sklonem. V současnosti jsou budovány převážně extenzivní zelené střechy v porovnání se střechami intenzivními (např. Švýcarsko 95 %, Německo 85 %, Velká Británie 80 % dle [EFB, 2015](#)). Důvodem je jejich nižší cena a nároky na únosnost nosné konstrukce.

### 2.1. VLIV ZELENÝCH STŘECH NA OKOLÍ

#### 2.1.1. Hlavní důvody budování

Mezi hlavní funkce městské zelené infrastruktury, tedy i zelených střech, patří redukce odtékající srážkové vody a snižování velikosti špičkových odtoků, čímž odlehčují kanalizační síť ([Villarreal et al., 2004](#); [Mentens et al., 2006](#)). Intenzivními zelenými střechami může být zadrženo 60 % a více ročního srážkového úhrnu, extenzivními zelenými střechami pak 40–60 % dle výšky souvrství, použité vegetace a klimatických podmínek panujících v oblasti ([FLL, 2008](#)). Za velmi efektivní způsob zadržování srážkové vody považují [Cirkel et al. \(2018\)](#) použití střech modro-zelených, obsahujících celoplošnou zásobní vrstvu s kapacitou až 80 mm srážkové vody poskytující kapilární závlahu pro vegetaci. Tato závlaha využívá kapilárních sil ke zpětnému dopravení srážkové vody proteklé substrátem zpět k rostlinám. V takovém případě nelze regulovat čas ani množství závlahy a je tedy potřeba navrhnout vegetaci tak, aby dokázala využít co nejvíce vody a zároveň nevyčerpala dostupnou zásobu příliš rychle během období sucha. Při návrhu je nezbytné zvážit především místní klimatické podmínky. Objem vody v zásobní vrstvě může být případně regulován. Zadržení většího objemu srážkové vody v porovnání s běžnou extenzivní zelenou střechou s rozchodníky přirozeně vede k transpiraci většího množství vody. [Cirkel et al. \(2018\)](#) odhadli, v jejich podmínkách, nárůst transpirovaného množství vody o 33 %.

Díky transpiraci nedochází u zelených střech k výraznému přehřívání jako u konvenčních materiálů, používaných pro střešní krytiny ([Blanusa et al., 2013](#); [Lundholm et al., 2015](#)). Dalším podstatným důvodem budování zelených střech ve větších městských aglomeracích je tak redukce efektu městského tepelného ostrova ([Bowler et al., 2010](#); [Santamouris, 2014](#); [Razzaghmanesh et al., 2016](#)). Střechy s vysoce odrazivou krytinou jsou také uváděny jako možná prevence před zvyšováním efektu tepelného ostrova. Oproti zeleným střechám však v tomto ohledu nejsou tak účinné ([Santamouris, 2014](#)) a navíc postrádají ostatní z uváděných funkcí.

Důležitou výhodou zelených střech je jejich vliv na snížení množství CO<sub>2</sub> v ovzduší ([Getter et al., 2009a](#); [Li et al., 2010](#)). Použitá vegetace přirozeně ukládá CO<sub>2</sub> ve své biomase a zároveň zelené střechy šetří energii spotřebovanou budovou, při jejíž výrobě by jinak bylo produkováno CO<sub>2</sub>. Naopak při výrobě některých vrstev a udržování zelených střech dochází k tvorbě emisí CO<sub>2</sub>. Celkově začne převažovat efekt snižování CO<sub>2</sub> v ovzduší po 5 až 15 letech existence extenzivní zelené střechy, v závislosti na použité vegetaci ([Kuronuma et al., 2018](#)).

### 2.1.2. Další důvody

S redukcí teploty nad zelenými střechami a v jejich okolí souvisí jejich schopnost ochlazovat v létě prostory pod střechou, a naopak je izolovat v zimě. Pro poměrně mocnou extenzivní zelenou střechu s 20 cm substrátu a 11 cm drenážní vrstvou lze například očekávat 60% útlum tepelné energie pronikající do horního patra v letním období v porovnání s běžnou střešní konstrukcí (Lazzarin et al., 2005). Tento efekt je příznivý z důvodu úspory energie spotřebované na vytápění (Castleton et al., 2010; Razzaghmanesh et al., 2016) a zlepšování tepelného komfortu vnitřních prostor budov. Nejlepšího výsledku lze dosáhnout u starších, málo izolovaných budov (Castleton et al., 2010) a nízkopodlažních budov (Refahi a Talkhabi, 2015). Při zaměření na ekonomické hledisko výstavby je otázkou, zda není možné stejných nebo lepších izolačních vlastností střechy dosáhnout za použití běžných technik. Squier a Davidson (2016) stanovili tepelný odpor všech vrstev tenké extenzivní zelené střechy. Vegetace, substrát a drenážní vrstva brání prostupu tepla sumárním odporem asi  $0,25 \text{ m}^2 \text{ K W}^{-1}$ . Oproti tomu extrudovaný polystyren stejné tloušťky vykazoval tepelný odpor  $2,64 \text{ m}^2 \text{ K W}^{-1}$ . Této hodnoty nedosáhli ani Ouldboukhitine et al. (2014) se svým vyšším souvrstvím zahrnujícím 15 cm substrátu osazeného jíllem mnohokvětým ( $0,92 \text{ m}^2 \text{ K W}^{-1}$ ) či barvíkem ( $1,27 \text{ m}^2 \text{ K W}^{-1}$ ). Z tohoto pohledu se schopnost zelených střech redukovat vstup tepla do interiéru může zdát jako méně významná oproti běžným tepelným izolacím.

Zelené střechy mohou navíc zlepšit výkon na nich vystavěných fotovoltaických panelů tím, že je ochlazují (Schindler et al., 2016). Účinnost panelů se totiž snižuje při vysokých teplotách. Vzhledem k tomu, že panely obvykle zastíňují část zelené střechy, je nezbytné použít druhy rostlin přirozeně vyskytující se na stinných místech nebo zvolit průsvitný typ panelu. Panely navíc poskytují rostlinám ochranu před větrem, udržují pod sebou díky zastínění déle vlhký substrát a usměrňují tok dešťové vody, čímž vytvářejí určitou heterogenitu na dané střeše. Heterogenita prostředí pak může být potenciálně prospěšná pro druhovou rozmanitost vegetace (Getter et al., 2009b) a menších organismů (Nash et al., 2016). Z ekonomického hlediska může být zelená střecha dále zajímavá z důvodu zvýšení prodejní ceny nemovitosti. Zelené souvrství navíc zvyšuje životnost konstrukce tím, že jí ochraňuje před UV zářením, zmiňovanými teplotními změnami, kyselým deštěm a promrzáním (Perini a Rosasco, 2016). V některých případech může dokonce zabránit požáru. Celkový vztah zelených střech k požární bezpečnosti zatím ovšem není znám, vzhledem k tomu, že suchá vegetace může naopak požár zapříčinit a více zatížená konstrukce střechy dříve zkolabovat (Gerzhova et al., 2019).

Nezastupitelnou je ekologická funkce zelených střech (Getter a Rowe, 2006). Vysazená vegetace pomáhá zachytávat prachové částice a škodliviny v ovzduší (Yang et al. 2008) a zvlhčuje okolní vzduch. Znečištění odtékající vody pak může být v některých případech redukováno, nebo naopak způsobováno půdním prostředím zelené střechy (Berndtsson et al. 2006; Vijayaraghavan et al., 2012). V tomto případě je znečištění silně závislé na skladbě zelené střechy a sledované znečišťující látce. Zelené střechy také vytváří prostředí vhodné pro život menších živočichů, jako jsou ptáci (Fernandez-Canero a Gonzalez-Redondo, 2010), netopýři (Parkins a Clark, 2015) a mnoho druhů hmyzu (Tonietto et al., 2011; Braaker et al., 2014). Tím zvyšují biodiverzitu zastavěných oblastí.

Současným trendem je využití šedé vody na závlahu zelené střechy nebo fasády (např. Fowdar et al., 2017; Chowdhury a Abaya, 2018). Pro tento účel je vhodné do zelenostřešního souvrství přidat materiál filtrující nečistoty. Příkladem jsou pomalu filtrující materiály jako kokosová vlákna nebo minerální vaty a rychle filtrující materiály jako vermikulit, perlit, písek či keramzit. Vhodná je kombinace materiálů, aby nedocházelo k zanesení jemnějších struktur (Pradhan et al., 2019). V tomto směru je nezbytný další výzkum, z důvodu nejasného vlivu šedé vody na vegetaci. Šedá voda pravděpodobně snižuje celkovou vitalitu vegetace a s tím spojenou schopnost transpirace. Navíc dle Ouldboukhitineho et al. (2014) dochází vlivem použití šedé vody ke snížení tepelného odporu vegetace.

V neposlední řadě mají zelené střechy, podobně jako ostatní vegetační plochy, příznivý vliv na psychiku obyvatel. Tento efekt byl potvrzen v mnoho studiích (například de Vries et al., 2013). Důvodem je přirozená estetika ozeleněných ploch, redukce hluku (Van Renterghem a Botteldooren 2009 a 2011) a možnost jejich využití k socializaci, relaxaci a zemědělské produkci. Oblíbené je totiž v posledních letech pěstování užitných plodin a chování menších užitkových zvířat na zelených střechách (Eigenbrod a Gruda, 2015). Nezbytnou je v tomto případě pravidelná závlaha a ověření schopnosti jednotlivých plodin přežít v takto mělké půdě (Whittinghill et al., 2013). Vhodnými pro extenzivní zelené střechy jsou například hlávkový salát, kapusta nebo

ředkev setá (Walters a Midden, 2018). Získané produkty mohou být následně spotřebovány přímo na místě vzniku. Odpadá tak nutnost nákladné přepravy produktu.

### 2.1.3. Rozporuplnost výhod zelených střech

Zatímco jsou hlavní výhody zelených střech těžko popiratelné, vedlejší výhody nemusí být vždy přítomny, přestože jsou slibovány. V souvislosti se zelenými střechami se mohou naopak vyskytnout nepříznivé jevy. Důvodem může být odlišné fungování stejného souvrství zelené střechy za různých klimatických podmínek nebo neodborný zásah do návrhu nebo provedení souvrství. V neposlední řadě pak nadhodnocování benefitů zelených střech v informacích poskytovaných ze strany výrobců, prodejců či realizátorů zelené infrastruktury.

Výzkumné týmy se například shodují, že zelené střechy neuvolňují oproti konvenčním nepropustným povrchům výrazné množství těžkých kovů, ovšem naopak zvyšují koncentraci živin – zejména fosforu a dusíku v odtékající vodě (Van Seters et al., 2009; Berndtsson, 2010). Pokud jsme si vědomi tohoto nepříznivého efektu zelených střech, existují možnosti, jak se s ním vypořádat. Možností je použití filtračních příměsí do substrátu, například biocharu – tj. organické hmoty zpracované pyrolýzou do formy uhlí (Beck et al., 2011; Cao et al., 2014).

Biochar nejen adsorbuje nečistoty a živiny vyskytující se ve vodě (Kuoppamäki a Lehvävirta, 2016), ale také zvyšuje retenční kapacitu substrátu, udržuje substrát déle vlhký a vytváří vhodné podmínky pro život mikroorganismů (Cao et al., 2014). Všechny tyto benefity podporují růst vegetace, potenciálně zvyšují její biodiverzitu a snižují množství závlahy. Vlastnosti biocharu se ovšem mohou lišit v závislosti na organické hmotě, ze které byl vyroben. Cao et al. (2014) doporučují 30% objemový podíl biocharu v substrátu určeném pro zelené střechy v kombinaci s příměsí organické hmoty pro dosažení příznivých podmínek pro rozvoj vegetace. Užití vysokého podílu biocharu může vést k zadržování nepříznivého množství vody a výtopě zelené střechy.

Pokračuje také debata ohledně transpirace některých druhů rozchodníků, běžně užívaných na extenzivních zelených střechách, a jejich efektivity při ochlazování okolí. Dle poznatků Solcerové et al. (2017) často neprobíhá transpirace rozchodníků ve dne, protože využívají k fixaci CO<sub>2</sub> temné fáze fotosyntézy. Oproti tomu Cirkel et al. (2018) zaznamenali transpiraci rozchodníků převážně ve dne.

Extenzivní zelené střechy jsou často označovány za bezúdržbové, přesto je není možné ponechat po založení zcela bez údržby. Nezbytné je pravidelné odstraňování náletů, příležitostné doplnění substrátu, občasné hnojení, případně závlaha během velmi dlouhých bezdeštných období. Pokud dojde k uhynutí vegetace, střecha ztrácí většinu svých benefitů. Naopak mohou být pozorovány některé nepříznivé jevy, jako rozptýlení drobných půdních částic z holého povrchu vlivem větru. Dochází také ke značnému snížení estetiky zelené střechy. Obnova souvrství následně dodatečně finančně zatíží investora. Může tak dojít k výraznému snížení ekonomické výhodnosti zelené střechy, oproti střeše konvenční.

Pro plné využití výhod a redukci nepříznivých vlivů zelené infrastruktury je nezbytné pochopení s nimi souvisejících procesů, kterými jsou proudění vody a transport tepla či rozpuštění látek. Běžnou metodou pro studium těchto procesů je přímé měření hydrologických, pedologických, ekologických a stavebně-technických veličin (vlhkost, kapilární tlak, teplota, koncentrace rozpuštěných a nerozpuštěných látek, tepelný odpor atd.) a jejich následná analýza. Další rozšířenou metodou je modelování těchto procesů a následná analýza výsledků (Li et al., 2019a). Modelovány mohou být hydrologický režim, postup znečišťujících látek, interakce vegetace s okolním prostředím a tepelný režim zelených střech.

## 2.2. KONCEPTUALIZACE PROUDĚNÍ VODY V SUBSTRÁTECH ZELENÝCH STŘECH

Existuje velké množství modelových přístupů pro popis proudění vody skrz zelené střechy. Od jednoduchého odhadu odtoku na základě velikosti srážky nebo pomocí vodní bilance (Bengtsson et al., 2005; Sherrard a Jacobs, 2012), přes konceptuální modely (například Kasmin et al., 2010; Palla et al., 2012; Vesuviano a Stovin, 2013; Skala et al., 2019 a další), po v hydrologii používané fyzikálně založené modely jako jsou HYDRUS nebo S1D (například Hilten et al., 2008; Palla et al., 2011; Yang et al., 2015; Feitosa a Wilkinson, 2016, Skala et al., 2020 a další), SWMM (Krebs et al., 2016) nebo PROM (Sun et al., 2013), viz Tab. 1.

Pro konceptuální modely lze nalézt uplatnění především při návrhu zelených střech, kdy jsou k dispozici pouze omezené informace o hydraulických vlastnostech jednotlivých vrstev

(Palla et al., 2012). Například jeden z nejjednodušších hydrologických modelů – racionální metoda, je využíván řadou státních norem při dimenzování drenážní vrstvy vegetačního souvrství. Tento přístup využívají státní normy: Směrnice pro navrhování, provádění a údržbu zelených střech FLL 2008 (Bonn, Německo) vycházející z evropské normy EN 12 056-3: 2001 (v češtině ČSN EN 12 056-3: 2001 Vnitřní kanalizace – Gravitační systémy – Část 3: Odvádění dešťových vod ze střech). Po vzoru německé směrnice byla vytvořena česká směrnice Vegetační souvrství zelených střech – standardy pro navrhování, provádění a údržbu (Svaz zakládání a údržby zeleně, 2019).

Zásadní výhodou fyzikálně založených modelů je jejich schopnost kontinuálně počítat vlhkost substrátu, kořenový odběr vody a evapotranspiraci po delší časová období (Skerget et al., 2018). S těmito údaji je možné stanovit retenční kapacitu střešního souvrství před jednotlivými srážkovými epizodami. Tato možnost dělá z kontinuálního modelování v celé řadě případů atraktivnější přístup, než je modelování izolovaných epizod (Kasmin et al., 2010; Skala et al., 2019), ovšem za cenu větších nároků na výpočetní výkon, potřeby stanovení většího množství parametrů a měřených veličin (například kompletní mikrometeorologické měření pro výpočet evapotranspirace). Kontinuální modelování hydrologického režimu zelených střech také umožňuje snadnější porozumění interakci vegetace, substrátu a dalších vrstev zelených střech. Při epizodickém modelování je třeba mít vlhkost substrátu před začátkem epizody změřenou, zvolit jí konstantní, nebo jí počítat během bezdeštných období pomocí vhodných silně zjednodušených metod, například indexu předchozí srážky (angl. *antecedent dry weather period*) (Kasmin et al., 2010).

Podstatná je také volba dimenze fyzikálních modelů. Dvourozměrný přístup se zdá být nevhodnějším vzhledem k tomu, že zohledňuje detenční projevy spojené s horizontálním prouděním (útlum kulminace odtoku a oddálení začátku a kulminace odtoku), které extenzivní zelené střechy vykazují (Stovin et al., 2015). Podle Hakimdavara et al. (2014) je útlum špičkového odtoku výrazný u rozlehlých střech, což ověřili na zelených střeších s plochami 310 m<sup>2</sup>, 99 m<sup>2</sup> a 0,09 m<sup>2</sup>. V určitých situacích by mohly také najít uplatnění trojrozměrné modely. Trojrozměrnou verzi modelu HYDRUS použili například Brunetti et al. (2016). Celkový odtok z jejich šachovnicového rozložení ozeleněných a holých ploch s různou tloušťkou substrátu ovšem vyřešili prostou superpozicí odtoku z jednotlivých polí. Složitá aplikace trojrozměrného modelu tak poněkud ztrácí význam. Naopak jednorozměrné modelování může být vhodné, pokud není k dispozici dostatečně výkonná výpočetní technika, není potřeba studovat detenční schopnost zelené střechy nebo je tato schopnost zanedbatelná (například u menších ploch, jakými jsou často experimentální segmenty zelených střech).

Obecně jsou pro modelování proudění vody v substrátech zelených střech používány obdobné principy, zjednodušení a vstupy jako pro modelování podpovrchového proudění v přirozených půdních systémech. Největším rozdílem je výskyt drenážní vrstvy ve vertikální skladbě zelených střech, která vyžaduje často zvláštní přístup. Zvýšenou pozornost také vyžaduje volba okrajových podmínek modelu (interakce vegetace s atmosférou a celým modelovaným systémem a tvorba odtoku na spodním okraji, související právě s drenážní vrstvou).

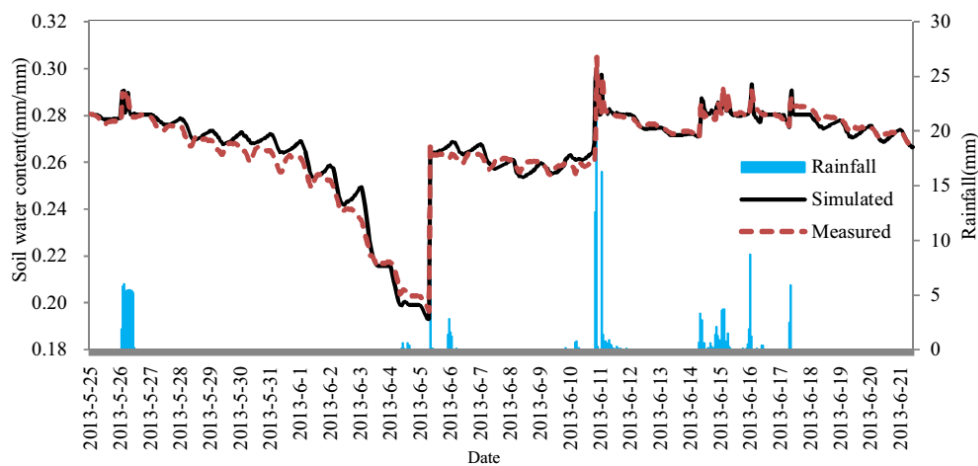
### 2.2.1. Zjednodušení střešního souvrství

Jednou z otázek před zahájením modelování proudění vody v souvrství zelené střechy je zjednodušení jejich vrstev pro model. Řada autorů nahrazuje souvrství pouze jednou efektivní vrstvou a používá pro ni sadu efektivních parametrů, jiní dokonce některé vrstvy úplně opomíjí a používají parametry substrátu (Tab. 1). Tímto přístupem nelze postihnout všechny aspekty ovlivňující hydrologický režim zelených střech. Další možností konceptualizace je rozdělení zelené střechy na jednotlivé konstrukční vrstvy, zpravidla substrát a drenážní vrstvu. Tento přístup zvolili například Palla et al. (2011 a 2012), Qin et al. (2016) a Skala et al. (2020). Ve všech případech ovšem došlo k vynechání jedné či více dalších vrstev zelené střechy.

Drenážní vrstva je běžnou součástí extenzivních zelených střech. Voleno je pro tento účel lehké porézní kamenivo (lapilli – Palla et al., 2012; expandovaný jíl – Longobardi et al., 2019), plastové fólie s tvarovaným retenčním prostorem (Jelínková et al., 2015; Hamouz a Muthanna, 2019), alternativně pak profilovaný polystyren (Vesuviano a Stovin, 2013; Brunetti et al., 2016) nebo korkové desky modifikované pro tento účel (Tadeu et al., 2019). Drenážní vrstva je tedy velmi lehká a zároveň schopná zadržet určité množství infiltrované vody. Současně se tímto zelené střechy liší od většiny přirozených půdních profilů, což vyžaduje modifikaci modelů používaných pro přirozené půdy. Speciální přístup je nezbytný z důvodu možného vzniku kapilární bariéry na rozhraní drenážní vrstvy a substrátu (filtrační geotextilie), nejasné interakce

s vegetací a možnému urychlování odvodnění substrátu. Bohužel, většina autorů studií nepokročila při užívání modelů z pouhé uživatelské úrovně a drenážní vrstva je tak velmi často opomíjená v modelových strukturách (Tab. 1).

Na dvou samostatných plastových nopových fóliích, polystyrénovém modulu a kombinaci nopové fólie a ochranné rohože ověřili základní konceptuální model odtoku [Vesuviano a Stovin \(2013\)](#). K ověření použili syntetické srážky. Neřešili však, pro zelené střechy klíčovou, interakci mezi drenáží, půdou a vegetací. O zahrnutí drenážní vrstvy přímo do modelu hydrologického režimu experimentální zelené střechy se pokusili [Palla et al. \(2012\)](#). Pod substrátem modelovali 20 cm vrstvu lehké vulkanické horniny (lapilli) pomocí programu HYDRUS-1D. Drenážní vrstvu lze tedy ve fyzikálních modelech reprezentovat velmi propustnou půdou (konkrétně například hrubým štěrskem) s kořeny, a to nejen v případě kameniva či porézních materiálů. Plastovou nopovou fólii úspěšně zahrnuli do modelu S1D podobným způsobem také [Skala et al. \(2020\)](#).



Obr. 1: Porovnání měřené a modelované vlhkosti uvnitř substrátu zelené střechy v optimalizačním období. Převzato z [Qin et al. \(2016\)](#).

Další možnost zahrnutí drenážní vrstvy do modelové struktury nabízí [Qin et al. \(2016\)](#). Pod vrstvu substrátu, modelovanou HYDRUS-1D vložili zásobní vrstvu s definovanou retenční kapacitou, reprezentující vrstvu hrubého štěrku ve zkoumaném experimentálním segmentu. Pokud je retenční kapacita této vrstvy vyčerpána, voda odtéká pryč ze střechy. Výpar ze zásobní vrstvy zpět do substrátu je po srážkové události počítán pomocí modifikované Daltonovy rovnice a následně je vypařená voda po zkondenzování použita v modelu ve formě vstupu na spodním okraji. Rychlost výparu je dána teplotou a nasycením substrátu (výpar je zastaven při plném nasycení substrátu). Na výpar nemá vliv aktuální množství vody v zásobní vrstvě a je tedy otázkou, zda v tomto případě nemůže docházet k umělému vytváření vodní zásoby a jejím přesunu do substrátu, ve chvílích, kdy byla zásobní vrstva ve skutečnosti prázdná. K tomuto zahrnutí drenážní vrstvy zřejmě autoři přistoupili z důvodu periodické změny měřené vlhkosti v substrátu (Obr. 1). Podobné změny mohou být ovšem způsobeny teplotní závislostí vlhkosního čidla. [Brunetti et al. \(2016\)](#) zpětný výpar z drenážní vrstvy také popisují jako možný mechanismus dosycování substrátu. Považují ho nicméně za natolik malý, že ho není nutné modelovat. Drenážní vrstvu v modelové struktuře tak vůbec neuvažují.

### 2.2.2. Dvojitá pórovitost a preferenční proudění

Vhledem k vertikální skladbě extenzivních zelených střech má použitý substrát přirozeně největší vliv na proudění vody v jejich souvrstvích. Typicky jsou substráty antropogenní lehké směsi zeminy, rašeliny a kameniva s mocností 2,5 až 25 cm, dle použité vegetace. Vhodná mocnost substrátu je maximálně 5 cm pro rozchodníky, 5–10 cm pro mechy a 10–25 cm pro trávy a byliny ([Gabrych et al., 2016](#)). Větší mocnost substrátu, než je pro daný vegetační typ vhodná, může vést k vymístění původního druhu nálety. Kamenivo je voleno především lehké s vysokou pórovitostí (sedimentární – spongilit; vyvřelé – pemza, vermikulit, perlit; či umělé – keramzit), samotné póry jsou ovšem velmi úzké. To způsobuje nízkou hydraulickou vodivost a s tím související obtékání kameniva. Jeho zvlhčení probíhá až po určité době sycení okolí. Vzniká tak půdní prostředí s dvojitou pórovitostí ([Barenblatt et al., 1960](#)) (případně bimodální), která ovlivňuje retenční vlastnosti substrátu jako celku ([Durner, 1994](#)). U substrátu určeného pro extenzivní zelené střechy toto potvrzují [Brunetti et al. \(2016\)](#). Bimodální proložení křivky hydraulické vodivosti u nich vedlo

k lepším modelovaným výsledkům odtoku během suchých i vlhkých období. Podle Liu a Fassman-Beck (2017) by se měla bimodalita substrátu projevit hlavně pokud je počáteční vlhkost nižší než kritická vlhkost reprezentovaná inflexním bodem na retenční křivce (Obr. 2). Bimodální proložení retenční křivky bylo v jejich případě vhodné pro čtyři z pěti zkoumaných antropogenních substrátů pro zelené střechy a bioretenční objekty. Bimodální charakter příměsí substrátů pro zelené střechy (expandovaný jíl, porlith a tuff) sledovali také Flores-Ramírezová et al. (2018). Palla et al. (2009) naopak uvádí, že rozdíl v chování malých pórů a makro pórů není u jejich substrátu (směs drcených sopečných hornin, rašeliny a kompostu) jasný z důvodu jeho velké hydraulické vodivosti a autoři tak volí běžnější van Genuchtenovo-Mualemovo proložení (Mualem, 1976; van Genuchten, 1980). Vhodnou alternativou k přístupu s dvojitou pórovitostí může být přístup s dvojitou propustností (Vogel et al., 2000).

Při špatné konsolidaci substrátové směsi, vlivem vysokých teplot a následného popraskání povrchu nebo kvůli rozsáhlému kořenovému systému některých rostlin (například druh modré lilie *Stypantra glauca* – Zhang et al., 2018) se mohou navíc vytvářet preferenční cesty, pro něž je potřeba zvolit adekvátní modelovací přístup (Gerke a van Genuchten, 1993; Jarvis, 1994; Ray et al., 1997).

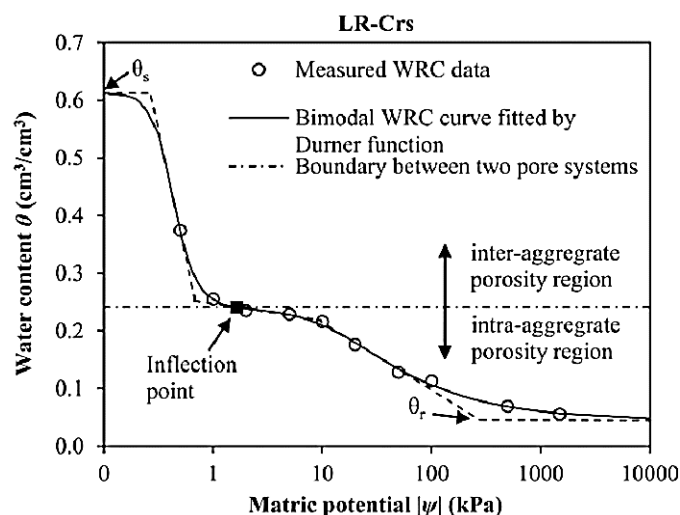
Zahrnutí obou výše zmiňovaných aspektů (dvojitou pórovitostí či propustností) nabízí zpřesnění popisu podpovrchového proudění vody, za cenu jejich složitější parametrizace.

### 2.2.3. Optimalizace a kritéria shody

V případě fyzikálně založených modelů řešících Richardsovu rovnici (HYDRUS, 1D, SWMS) je často používána obdobná sada parametrů (Tab. 1). Jsou to reziduální a nasycená vlhkost, nasycená hydraulická vodivost a tvarové parametry  $\alpha$  a  $n$  van Genuchtenova vyjádření retenční křivky (van Genuchten, 1980). Optimalizovat je v tomto případě možné všechny dostupné parametry, ovšem tak, aby nedošlo k jejich vzájemnému ovlivnění. Například Palla et al. (2012) optimalizovali  $\theta_r$ ,  $\theta_s$  a  $K_s$ , čímž poskytli příliš velkou flexibilitu retenční křivce při optimalizaci, inverzní úloha tak nebyla dobře postavená. Konceptuální modely mají ze své podstaty často odlišné parametry. Pro nelineární rezervoár to mohou být například  $k$  a  $n$  (Tab. 1). Rozdílný význam parametrů konceptuálních modelů je činí téměř nepřenositelnými mezi jednotlivými studii. Potřeba je nalézt vhodnou metodu optimalizace zpravidla laboratorním měřením nezjistitelných empirických parametrů (Doherty a Johnston, 2003), na které je výstup modelu dostatečně citlivý.

Z Tab. 1 je patrné, že v případě odhadu odtoku z extenzivních zelených střech velké množství studií neuvádí použitou metodu pro optimalizaci použitých parametrů nebo optimalizaci provádějí, ale nezmiňují. Pokud je metoda uvedena, jedná se často o optimalizaci naměřených rovnovážných bodů retenční křivky na nasyceném vzorku (Hakimdavar et al., 2014; Brunetti et al., 2016), nikoliv optimalizace modelu zelené střechy jako celku s využitím měření na reálném systému podstupujícím dynamické vodní stavy. Například Hakimdavar et al. (2014) zjednodušili čtyřvrstvou zelenou střechu na 5cm vrstvu, které přisoudili parametry substrátu. Parametry substrátu ale žádným způsobem neupravovali. Optimalizace je nicméně v tomto případě nezbytná, protože zbývající vrstvy zelené střechy také ovlivňují hydrologický režim a měly by se projevit v hodnotách parametrů substrátu. Parametry modelů může také ovlivňovat dimenze modelu. Pokud je vliv detence zelené střechy na odtok znatelný, budou tímto ovlivněny parametry především při volbě jednorozměrného modelu (Skala et al., 2020).

Pokud je provedena řádná optimalizace parametrů s využitím měření na reálném systému podstupujícím dynamické vodní stavy, jedná se zpravidla, v případě studií zelených střech,



Obr. 2: Měřené body retenční křivky s bimodálním proložení pro půdu LR-Crs (hrubozrnná pemza smíchaná s kompostem v objemovém poměru 80:20). Převzato z Liu a Fassman-Beck

o metodu pokus-omyl (Qin et al., 2016), jednodušší gradientní metody (Vesuviano a Stovin, 2013; Skala et al., 2019) či složitější gradientní metody jako je Levenbergův-Marquardtův algoritmus pro nelineární optimalizaci (Marquardt, 1963). V hydrologii jsou v poslední době oblíbenými genetické algoritmy jako například SCEM algoritmus (angl. *Shuffled Complex Evolution Metropolis algorithm*, Vrugt et al., 2003) aj. pokročilejší metody.

Cíl optimalizace je u zelených střech v podstatě stejný jako u ostatních hydrologických modelů – zlepšit shodu mezi odezvou modelu a naměřenými projevy půdního systému. Minimalizována bývá suma kvadrátů odchylek kumulativního odtoku či aktuální vlhkosti, podle toho, jaká měření jsou k dispozici. Naopak maximalizován může být například NSE (angl. *Nash-Sutcliffe model efficiency*) (Nash and Sutcliffe, 1970), používaný řadou autorů, zaměřujících se na zelené střechy (Palla et al., 2011 a 2012; Hakimdavar et al., 2014; Brunetti et al., 2016; Skala et al., 2019 a 2020). Výběr kritéria shody, na základě kterého je model optimalizován, je třeba odůvodnit. Zatímco v klasické hydrologii jsou důležité hlavně celkové sumy odtoku, u zelených střech může být důležité zachování přesného časování (zpoždění špičkového odtoku a těžiště hydrogramu, tedy retenční parametry (Stovin et al., 2015)). Jednou z funkcí zelených střech je totiž zpomalení odtoku bleskových srážek a odlehčení kanalizačního systému. Pro samotné vyhodnocení shody modelu s měřením je potom vhodné již zmíněné NSE, zohledňující časování hydrogramu. Dalšími kritérii shody mohou být například RMSE (zobecněná směrodatná odchylka z angl. *root mean square error*), KGE (angl. *Kling-Gupta Efficiency*) (Gupta et al., 2009), koeficient determinace a relativní nebo absolutní odchylka. Tyto kritéria ovšem poskytují pouze omezené informace, zda je modelovaný výsledek „dobrý“ či „špatný“ (Schwemmler et al. 2021). Možností je využití pokročilejší diagnostiky DE (angl. *diagnostic efficiency*) (Schwemmler et al. 2021), která nejenom číselně vyjadřuje úspěšnost modelu, ale také vyjadřuje původ případné neshody modelu s měřením pomocí grafu s polárními souřadnicemi.

#### 2.2.4. Vegetace, výpar a okrajové podmínky

Atmosférické vlivy na půdní vodu a tepelný režim extenzivních zelených střech jsou výrazné hlavně kvůli jejich malé mocnosti. Běžně dochází k rychlým změnám vlhkosti substrátu, od nasycení po úplné vysušení (Savi et al., 2013). Z tohoto důvodu jsou preferovány na extenzivních zelených střechách rostliny se schopností přežít v takto mělké půdě (Rowe et al., 2012), vysokou odolností vůči suchu a zároveň schopností omezeně transpirovat po delší suchá období (Monterusso et al., 2005; Wolf a Lundholm, 2008). Omezená transpirace však může vést k omezení benefitů zelené střechy, například ochlazování okolního prostředí. Řešením tohoto problému může být umělá zvlaha, pro jejíž optimalizaci je ovšem nezbytný co nejpřesnější odhad intenzity evapotranspirace.

Použitelnou vegetací jsou pro zelené střechy některé druhy rozchodníků, starčeků, bylin, mechů či sušomilných travin. Vždy je nezbytné volit druh vegetace a ostatní vrstvy zelené střechy podle jejího zamýšleného účelu. Například rozchodníkový pokryv nemusí být příliš efektivní v porovnání s vyšší vegetací při ochlazování střechy s uvážením dostatečné zvlahy (Cirkel et al., 2018). Naopak vyšší vegetace pravděpodobně rychleji zahyne při nedostatečné zvlaze. Jako vhodná se zdá být volba vegetace s určitou druhovou rozmanitostí (Cook-Patton a Bauerle, 2012). Kombinace sušomilných a běžných rostlin nemusí nutně vést ke zhoršení jejich schopnosti přežít (MacIvor et al., 2011). Některé druhy rozchodníků mohou například zvýšit odolnost okolních rostlin vůči suchu (Butler a Oriens 2011), pravděpodobně díky své schopnosti dlouhodobě uchovávat vodu.

Rozchodníky (lat. *Sedum*) jsou sukulentní rostliny z čeledi tlusticovitých (lat. *Crassulaceae*), hojně používané na extenzivních zelených střechách pro své schopnosti uchovat dostatečnou zásobu vody během dlouhých suchých období a tím se vyhnout uvadnutí (van Woert et al., 2005b). Využívají při fotosyntéze již zmiňovaného CAM cyklu, který jim umožňuje fixovat uhlík v noci a tím redukovat ztrátu vody (Starry et al., 2014). Některé z druhů dokážou navíc měnit svoji strategii z CAM cyklu na běžnější typ fotosyntézy a naopak, podle aktuální dostupnosti vláhy. Pokud je substrát vlhký, transpirují intenzivněji, než by vypařoval holý substrát. Vodu naopak začnou přechodem na CAM cyklus šetřit, pokud vlhkost klesne. Rozchodníky dokážou přežívat už od hloubky substrátu 2,5 cm (van Woert et al., 2005a; Rowe et al., 2012). Dalším důvodem redukce spotřeby vody rozchodníky je jejich anatomie. Podle měření Cristescu et al. (2011) mají některé sukulentní rostliny z rodu rozchodníků a starčeků (*Sedum morganianum*, *Sedum pachyphyllum*) větší mesofilní buňky (tedy buňky zadržující vodu) a jiné (*Sedum pachyphyllum*, *Senecio kleiniformis*, *Senecio rowleyanus*) větší tloušťku kutikuly (vnější ochranné vrstvy listu) a menší množství stomat (průduchů sloužících k „dýchání“).

Díky těmto vlastnostem je implementace rozchodníků a obecně vegetace do modelů pravděpodobně největší výzvou. Většina publikovaných prací bohužel úplně opomíjí zahrnutí vegetace do modelové struktury (Tab. 1). Interakci vegetace s ostatními částmi zelené střechy je možné řešit opět několika způsoby. Vhodnou metodou pro implementaci rostlin a jejich kořenů do struktury modelu nabízí Vogel et al. (2016). Výhodou je fyzikální podstata modelu kořenového odběru vody omezovaného odpory vůči proudící vodě. Oproti tomu je běžně využívaná empiricky stanovená Feddesova funkce (Feddes et al., 1978). Velmi podobnou metodu nabízí Skerger et al. (2018) v kombinaci s výpočtem vlhkosti půdy. Výstupem těchto metod je aktuální evapotranspirace ( $ET_A$ ) limitovaná nezávisle určenou potenciální evapotranspirací ( $ET_P$ ). Podobně jako u  $ET_A$ , nedochází v oblasti zelených střech zatím k experimentování s širokou škálou metod pro výpočet  $ET_P$ , přestože je stanovení intenzity evapotranspirace zásadní pro časově kontinuální modely. Používanou je hlavně rovnice Penmana-Monteitha (Penman, 1948; Monteith, 1965) standardizovaná organizací FAO (Allen et al., 1998). Historii a principy této metody podrobně shrnují ve své práci Howell a Evett (2004).

FAO také nabízí model pro odhad  $ET_A$ , využívající standardizovanou (referenční) evapotranspiraci ( $ET_0$  nebo  $ET_R$ ) a empirický vegetační koeficient  $K_c$ . Pro zelené střechy tuto metodu použili a modifikovali Jahanfar et al. (2018), podle kterých je rovnice FAO nepřesná při suchých stavech zelených střech z důvodu absence intercepce, vodní zásoby rostlin a vodoodpudivosti substrátu do členu vyjadřujícího dostupnost vody v systému substrát-vegetace ( $\frac{\theta_i}{\theta_{fc}}$ ). Originální rovnici upravili do tohoto tvaru:

$$ET_{A;FAO-GR} = \begin{cases} 0 & \text{pokud } \theta_i \leq \theta_{wp} \\ \frac{\theta_i}{\theta_{fc}} \cdot K_{c1} \cdot ET_{R;FAO1} + K_{c2} \cdot ET_{R;FAO2} & \text{pokud } \theta_i > \theta_{wp} \end{cases} \quad (1)$$

kde  $ET_{A;FAO-GR}$  je výsledná modifikovaná aktuální evapotranspirace,  $\theta_i$  půdní objemová vlhkost,  $\theta_{wp}$  vlhkost při bodu vadnutí,  $\theta_{fc}$  polní vodní kapacita,  $K_{c1}$  a  $K_{c2}$  koeficienty vegetace pro radiační a advekční člen rovnice,  $ET_{R;FAO1}$  radiační člen a  $ET_{R;FAO2}$  advekční člen. Jahanfar et al. (2018) následně zjistili parametry rovnice  $K_{c1}$  a  $K_{c2}$  postupnou optimalizací vůči měření váhy segmentu zelené střechy. Nejprve  $K_{c2}$  pro noční období za předpokladu, že je člen  $ET_{R;FAO1}$  během noci zanedbatelný a následně  $K_{c1}$  pro denní období.

Pro co nejpřesnější odhad evapotranspirace je dále nezbytné uvažovat rozdílnou schopnost půdy evaporovat a vegetace transpirovat. Tato odlišnost povrchů může hrát významnou roli u zelených střech především v jejich počáteční fázi existence, kdy po osázení sazenicemi nebo řízků vegetace bývá jejich pokryvnost velmi nízká. Pokryvnost se navíc společně s kvalitou vegetace mění v průběhu existence střech. Aktuální metody měření a modely umožňující stanovení samostatného výparu z holé půdy nebo vegetace shrnuje ve své práci Kool et al. (2014).

Kombinace výparu a srážek bývá běžně používána jako horní okrajová podmínka v modelech pro výpočet proudění vody půdním systémem zelené střechy. Přidána může být navíc závlaha (Brunetti et al., 2016; Qin et al., 2016), například kapková ve formě bodového zdroje nebo postřiková podobná přirozené srážce. V některých případech může být důležité zahrnutí intercepce srážek. Intercepce nesporně ovlivňuje srážko-odtokové procesy u extenzivních zelených střech (Carter a Jackson, 2007). Výsledky modelů ale pravděpodobně ovlivňuje nepatrně nebo není její velikost uživatelům modelů dostatečně známa a je z těchto důvodů v modelech zatím opomíjená. U intenzivních zelených střech by měl být naopak vliv intercepce významný. Rozhodujícím může být druh použité vegetace, což ověřili Blanusa a Hadley (2019) pro různé druhy keřů nebo Nagase a Dunnett (2012) pro traviny, byliny a rozchodníky používané na zelených střechách.

Volná drenáž bývá naopak obvykle používanou spodní okrajovou podmínkou (Tab. 1). Tato podmínka umožňuje vodě vytékat průběžně v závislosti na hydraulické vodivosti, proto je využívána v případech, kdy je spodní vrstvou porézní materiál – substrát, jemné kamenivo nebo korkové desky. Oproti tomu výronová plocha (Tab. 1) umožňuje vodě vytékat pouze při plném nasycení spodního okraje. Tato podmínka se zdá být vhodná pro drenážní vrstvy, které začnou propouštět vodu až po naplnění jejich noplů či kalíšků. Mají tedy danou retenční kapacitu a odtok vzniká až po jejím vyčerpání.



### 2.3. TRANSPORT TEPLA

Studie zabývající se tepelným režimem extenzivních zelených střech nabízejí velmi široké spektrum modelů simulujících postup tepla přes jejich souvrství. Například [Alexandri a Jones \(2007\)](#) vyvinuli jednorozměrný model popisující transport tepla ve vzduchu, vegetaci, substrátu a střešní konstrukci sadou diferenciálních rovnic. Podobný model vytvořili i [Tabares-Velasco a Srebric \(2012\)](#). V jejich případě je založený na dvou energetických bilancích dávajících do souvislosti množství energie přicházející z atmosféry, zadržované substrátem a vegetací a vyzařované zpět do atmosféry. Výstupem z těchto modelů bývá nejen kontinuálně počítaná teplota v souvrství ale také energetická bilance ukazující, kde dochází k nejméně přeměně tepelné energie. Podle [Tabares-Velasco a Srebrice \(2012\)](#) je redukce teploty závislá hlavně na indexu listové plochy (angl. *leaf area index*), oproti méně podstatnému stomatálnímu odporu a mocnosti substrátu. Většina dalších studií potvrzuje, že zelené střechy výrazně redukují povrchovou teplotu oproti konvenčním typům střech. Samotný efekt ochlazování závisí na transpiraci vegetace přeměňující sluneční energii na latentní teplo.

Některé práce zabývající se prostorem tepla přes souvrství zelených střech zdůrazňují důležitost zahrnutí vlhkosti substrátu do modelové struktury a s tím související tepelné difuze ([Alexandri a Jones, 2007](#); [Skerget et al., 2018](#)). Většina publikací bohužel neobsahuje propojení transportu vody a tepla. Podle [Djedjige et al. \(2012\)](#) nezahrnutí vlhkostního stavu substrátu může způsobit teplotní rozdíl až 25 °C. Pro modely transportu tepla je kromě výpočtu vlhkosti substrátu klíčovou také správně zvolená horní okrajová podmínka. Na horním okraji je vhodné použít teplotu vzduchu měřenou těsně nad povrchem ([Alexandri a Jones, 2007](#); [Tabares-Velasco a Srebric, 2012](#); [Skerget et al., 2018](#)) nebo měřený tok tepla do substrátu ([Skala et al., 2020](#)). [Djedjig et al. \(2012\)](#), [Squier a Davidson \(2016\)](#) a [Skala et al. \(2020\)](#) shodně pozorovali akumulovanou tepelnou energii šířenou skrz substrát zelené střechy způsobující vyšší teplotu substrátu než změřenou teplotu vzduchu.

### 2.4. VYUŽITÍ MODELŮ V PRAXI

Modely simulující chování zelených střech mají v praxi řadu možností využití. Lze pomocí nich navrhnout skladbu souvrství tak, aby převažoval požadovaný efekt – ochlazování okolí, retence vody, odolnost vůči místním podmínkám apod. Zároveň lze odhadnout reakci střechy při použití různých konstrukčních řešení a během různých klimatických podmínek ([Brunetti et al., 2018](#)).

Možností je také návrh závlahové soustavy (pokud je k dispozici) a s tím související podpora růstu a udržení vegetace. Pro tento způsob využití ověřili [Qin et al. \(2016\)](#) model HYDRUS-1D s optimalizovanými parametry. Vytvořili 9 závlahových scénářů (3 frekvence závlahy – 14, 7 a 3 dny po poslední dešti nebo závlaze; v kombinaci se třemi intenzitami závlahy – infiltrace fixní 1cm výtopy, nasycení na polní kapacitu a nasycení na nasycenou vlhkost), které aplikovali na experimentální segment extenzivní zelené střechy ve třech srážkově typických letech. Pomocí získaných simulací došli k závěru, že nejvýhodnějšími scénáři závlahy jsou nasycení substrátu na polní kapacitu po 3 dnech a nasycení do plné vlhkosti po 7 dnech. Tyto scénáře představovaly nejlepší kompromis mezi dvěma ukazateli – celkovým zasáknutým množstvím vody a počtem dnů vodního stresu, do kterého se rostliny dostanou při nedostatku vláhy. Bohužel neuvádějí, zda nedošlo k nežádoucímu odtoku závlahové vody po její aplikaci, hlavně pak při scénářích s plným nasycením substrátu. Mimo to také ověřili, jak velký vliv má hloubka substrátu a drenážní vrstvy na zmiňované ukazatele.

Pokud je zajištěn důvěryhodný odhad koeficientu odtoku ze zelených střech, lze dále výsledky použít do modelů pro celá urbanizovaná území ([Carter a Jackson, 2007](#); [Mitchell et al., 2007](#)). Cílem těchto modelů je zlepšení návrhu odvodnění daného území a zjištění, kde by byla výstavba zelených střech nejvíce prospěšná.

Modely transportu tepla lze využít k výpočtu energetické efektivity budovy či posouzení efektu ochlazování okolí zelenými střechami. Například [Sailor \(2008\)](#) sestavil a integroval fyzikálně založený model energetické bilance zelených střech do programu EnergyPlus simulujícího spotřebu energie budovou. Tímto spojením umožnil uživatelům porovnat spotřebu energie v budově po vybudování zelené střechy oproti ponechání běžné střešní krytiny.

Tab. 1: Popis použitých modelů ve studiích zabývajících se modelováním hydrologického režimu extenzivních zelených střech. Termín „Nepoužita“ vyjadřuje skutečnost, že autoři nepracovali s danou částí modelu. Termín „Neuvedena“ vyjadřuje absenci popisu dané části modelu, kterou ovšem autoři použili.

	Použitý model	Modelované období	Modelovaný systém	Zjednodušení střešního souvrství	Uvedené parametry*	Metoda optimalizace	Spodní okrajová podmínka	Metoda výpočtu evapotranspirace
Hiltén et al. (2008)	HYDRUS-1D	jednotlivé epizody	zelené střecha 37 m <sup>2</sup>	ozeleněných 10 cm substrátu bez drenážní vrstvy	získány pedotransferovou funkcí (hodnoty neuvedeny)	nepoužita	nepoužita	Hargreavesova metoda pro $ET_P$ , metoda pro $ET_A$ neuvedena
Kasmin et al. (2010)	nelineární rezervoár	jednotlivé epizody	3 m <sup>2</sup> experimentální segment	jedna efektivní vrstva	optimal. $k^*$ a $n^*$	neuvedena	nepoužita	nepoužita
Palla et al. (2011)	SWMS-2D	jednotlivé epizody	zelená střecha 170 m <sup>2</sup> s trávou a bylinami	20 cm substrátu, filtrační vrstva a 15 cm drenážní vrstva	$\alpha$ , $n$ z literatury; optimal. $\theta_r$ , $\theta_s$ , $K^A$ a $K_s$	neuvedena	volná drenáž	nepoužita
Palla et al. (2012)	HYDRUS-1D (v porovnání s nelineárním rezervoárem)	jednotlivé epizody	zelená střecha 350 m <sup>2</sup>	20 cm substrátu a 20 cm drenážní vrstva (lapilli)	$\alpha$ , $n$ z literatury; optimal. $\theta_r$ , $\theta_s$ a $K_s$	neuvedena	výronová plocha	nepoužita
Sun et al. (2013)	PROM (rozměr 1D)	kontinuální	2 zelené střechy s rozdílnými klimatickými podmínkami	5 cm vegetační vrstva a 15 cm substrátu bez drenážní vrstvy	optimal. $\theta_r$ , $\theta_s$ a $K_s$	neuvedena	nepoužita	nepoužita
Vesuviano a Stovin (2013)	nelineární rezervoár	jednotlivé epizody	5 m <sup>2</sup> experimentální plocha s deštovým simulátorem	4 typy drenážní vrstvy	optimal. $k^*$ a $n^*$	algoritmus Matlabu lsqcurvefit	nepoužita	nepoužita
Hakimdavar et al. (2014)	HYDRUS-1D	jednotlivé epizody	3 experimentální zelené střechy (310 m <sup>2</sup> , 99 m <sup>2</sup> a 0,09 m <sup>2</sup> )	5 cm efektivní vrstva	$K_s$ měřeno; optimal. $\alpha$ , $n$ , $\theta_r$ a $\theta_s$	pouze fitování naměřené retenční křivky	volná drenáž	P-M metoda pro $ET_P$ , pro $ET_A$ neuvedena
Yang et al. (2015)	HYDRUS-1D	jednotlivé epizody	zelená střecha 120 m <sup>2</sup>	15 cm substrátu bez drenážní vrstvy	$\alpha$ , $n$ z literatury; optimal. $\theta_r$ , $\theta_s$ , $K_s$	neuvedena	neuvedena	nepoužita
Qin et al. (2016)	HYDRUS-1D a modul drenážní vrstvy	kontinuální	experimentální zelená střecha 4 m <sup>2</sup>	10 cm substrátu a 5 cm drenážní vrstva	$\theta_r$ , $\theta_s$ a $K_s$ měřeno; optimal. $\alpha$ , $n$ a Feddesovy parametry	metoda pokus-omyl	výronová plocha	P-M metoda pro $ET_P$ , pro $ET_A$ Feddesova funkce
Feitosa a Wilkinson (2016)	HYDRUS-1D	kontinuální	ozeleněná půdní vrstva (1D sloupec)	5-160 cm substrátu bez drenážní vrstvy	$\alpha$ , $n$ , $\theta_r$ , $\theta_s$ a $K_s$ z literatury	nepoužita	neuvedena	empirický regresní model pro $ET_A$ , pro $ET_P$ neuvedena

Brunetti et al. (2016)	HYDRUS-3D	kontinuální	zelená střecha 50 m <sup>2</sup>	8 cm substrátu bez drenážní vrstvy	optimal. $\alpha$ , $n$ , $\theta_r$ , $\theta_s$ , a $K_s$	pouze fitování naměřené retenční křivky	výronová plocha	P-M metoda pro $ET_p$ , pro $ET_A$ Feddesova funkce
Skala et al. (2019)	nelineární rezervoár a kaskáda lineárních rezervoárů	jednotlivé epizody	dva experimentální segmenty zelené střechy 1 m <sup>2</sup>	jedna efektivní vrstva	optimal. $k^*$ a $n^*$	gradientní nelineární	nepoužita	nepoužita
Skala et al. (2020)	S1D	kontinuální	dva experimentální segmenty zelené střechy 1 m <sup>2</sup>	7,5 cm efektivní vrstva; nebo 5 cm substrátu a 2,5 cm drenážní vrstvy	pro drenážní vrstvu z literatury; pro substrát $\theta_r$ z literatury; optimal. $\alpha$ , $n$ , $\theta_s$ a $K_s$	Levenberg-Marquardtova nelineární	výronová plocha	P-M metoda pro $ET_p$ , pro $ET_A$ metoda kořenového odběru
Kim et al. (2021)	SEEP/W	jednotlivé epizody	experimentální segment zelené střechy 4 m <sup>2</sup> , sklon 5°	30 cm efektivní vrstva	$\theta_r$ , $\theta_s$ a $K_s$ z literatury	nepoužita	výronová plocha	nepoužita

\* $\theta_r$  (cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>) a  $\theta_s$  (cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>) jsou reziduální a nasycená vlhkost,  $K_s$  (cm den<sup>-1</sup>) nasycená hydraulická vodivost,  $\alpha$  (cm<sup>-1</sup>) a  $n$  (-) empirické parametry (van Genuchten, 1980),  $K^A$  (-) tenzor anizotropie hydraulické vodivosti,  $k^*$  (m<sup>1-n</sup>/s) a  $n^*$  (-) parametry nelineárního rezervoáru

## 3. MATERIÁLY A METODY

### 3.1. POPIS A HISTORIE EXPERIMENTU

Zdrojem dat pro následující analýzy a inverzní matematické modelování je experiment zabývající se dlouhodobým sledováním a studováním prvků zelené infrastruktury. Sběr dat probíhá na ploché střeše budovy Univerzitního centra energeticky efektivních budov ČVUT v Praze (UCEEB) a v její bezprostřední blízkosti. Budova se nachází na okraji Buštěhradu nedaleko Kladna ( $50^{\circ}09'24.8''N$   $14^{\circ}10'10.8''E$ , 355 m n. m.). Část střechy vyššího patra budovy (Obr. 3) je řešena jako extenzivní zelená střecha ve výšce 10 metrů nad zemí s plochou 941 m<sup>2</sup> a průměrným sklonem 2 %. Průměrný roční srážkový úhrn je v oblasti přibližně 504 mm, průměrná teplota vzduchu 8,2 °C (dle meteorologických dat ČHMÚ z let 1981–2010, stanice Praha – Ruzyně).



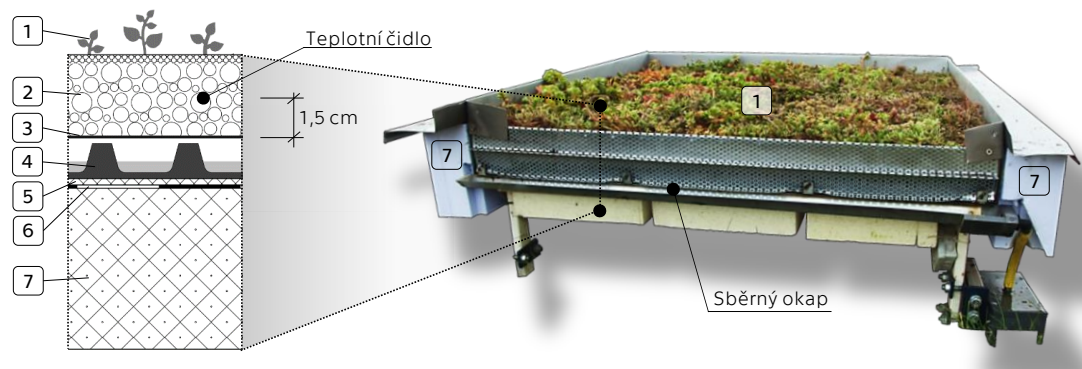
Obr. 3: Vlevo dole letecký pohled na střechu budovy UCEEB s experimentálním stanovištěm pro výzkum zelených střech. Vpravo nahoře meteorologická stanice a čtyři zrekonstruované segmenty extenzivních zelených střech s půdorysným pohledem na jejich záchytné plochy.

V červnu roku 2014 byl výzkum prvků zelené infrastruktury zahájen na střeše budovy sestavením dvou testovacích segmentů extenzivních zelených střech s plochou 1 m<sup>2</sup>. V květnu roku 2015 byly zprovozněny další dva podobné segmenty. Podrobně jsou segmenty popsány v článkách Jelínkové et al. (2015 a 2016), kteří zkoumali tepelný a hydrologický režim dvou segmentů během prvních měsíců po jejich vybudování. Změny ve struktuře půdy navíc studovali pomocí rentgenové počítačové tomografie. Všechny čtyři segmenty byly zrekonstruovány v říjnu roku 2017 (Obr. 3). Sněhota et al. (2020) vyhodnotili prvotní měřená data z těchto segmentů a podrobně popsali vlastnosti použitých substrátů. Mimo jiné také provedli chemický rozbor

výluhů ze segmentů. Průběžně bylo vybudováno také 24 testovacích ploch zelených střech s plochou 28,5–31,5 m<sup>2</sup> v úrovni povrchu zelené střechy budovy. Dále byly vyhloubeny dva testovací průlehy s plochou 9,6 m<sup>2</sup> v bezprostřední blízkosti budovy (Hečková et al., 2022) a aktuálně je budovaná zelená střecha na testovacím domku s plochou 29 m<sup>2</sup> pro vyhodnocení vlivu vybraných materiálů na jeho energetickou náročnost. Tato práce využívá měřených dat ze čtyř segmentů extenzivních zelených střech od jejich vybudování v roce 2014 do roku 2020.

### 3.2. KONSTRUKČNÍ ŘEŠENÍ A VRSTVY SEGMENTŮ ZELENÝCH STŘECH

Všechny segmenty mají identickou konstrukci (Obr. 4). Liší se pouze v samotném extenzivním souvrství, které zaujímá efektivní čtvercovou plochu 1 × 1 m. Segmenty jsou tvořeny konstrukcí z galvanizované oceli s nastavitelným sklonem (pro tuto práci fixně 2 %). Skladba souvrství (Obr. 4) je ve všech případech běžně užívaná pro extenzivní zelené střechy, tj. vegetační pokryv (rozchodníky), substrát mocnosti 4–6 cm dle typu vegetace, filtrační vrstva (geotextilie), drenážní vrstva s výškou 2,5 cm (nopová fólie, Optigreen type FKD 25 W, Optigrün International AG, Krauchenwies-Göggingen, Německo), ochranná vrstva (geotextilie), hydroizolační vrstva a tepelná izolace tloušťky 10 cm (expandovaný polystyren). Z důvodu měření odtoku jsou segmenty vyvýšeny přibližně 25 cm nad povrchem střechy budovy.



Obr. 4: Vpravo nezakrytý experimentální segment zelené střechy a vlevo jeho svislý řez:  
1. vegetační pokryv, 2. substrát (4–6 cm), 3. filtrační vrstva, 4. drenážní vrstva (2,5 cm),  
5. ochranná vrstva, 6. hydroizolační vrstva, 7. tepelná izolace (10 cm).

#### 3.2.1. Skladby z let 2014–2017

Pro první dva vybudované segmenty byla zvolena mocnost substrátu 5 cm a osázení rozchodníkovou směsí řízků (*Sedum album*, *Sedum hybridum*, *Sedum spurium* a *Sedum acre*). Společně s 2,5 cm drenážní vrstvou a 10 cm tepelnou izolací je tedy celková výška souvrství 17,5 cm. Hlavním rozdílem v souvrství obou segmentů byl použitý substrát. U segmentu dále označovaného jako **TECH** byla použita ornice s lehkými anorganickými komponenty (drcené cihly, drcený expandovaný jííl) stržená při stavbě budovy UCEEB z místa následně budované příjezdové komunikace. Objemová hmotnost substrátu je 1150 kg m<sup>-3</sup>, obsah organické hmoty pak 2,30 % (Jelínková et al., 2015). Tento typ půdy je někdy označován jako Technosol. Hydraulické a tepelné vlastnosti Technosolů popisují ve své práci Kodešová et al. (2014).

Segment dále označovaný jako **OPTI** byl pokryt komerčním lehkým substrátem (substrát pro extenzivní zelené střechy Optigreen Type E, Optigrün International AG, Krauchenwies-Göggingen, Německo) s obsahem expandované břidlice, lávy, pemzy, jílu, rozdrcených cihel a zeleného odpadního kompostu. Jeho objemová hmotnost je 770 kg m<sup>-3</sup>, obsah organické hmoty 0,73 % (Jelínková et al., 2015).

Hydraulické charakteristiky substrátů byly stanoveny Jelínkovou et al. (2015) a jsou uvedeny v Tab. 2. Retenční křivky substrátů byly odvozeny neuronovou sítí modelu Rosetta (Schaap et al., 2001) z kombinace zrnitostních křivek a objemových vlhkostí stanovených standardními laboratorními metodami (pískový tank a přetlakový aparát) na vzorcích o objemu 100 cm<sup>3</sup>. Substrát **TECH** byl charakterizován jako písčité hlína, zatímco **OPTI** jako hlinitý písek. Nasycená hydraulická vodivost  $K_s$  byla stanovena výtopovým experimentem na vzorcích o objemu 1000 cm<sup>3</sup>. V případě **TECHu** bylo naměřeno 36 cm d<sup>-1</sup>, u **OPTI** 313 cm d<sup>-1</sup>.

Druhým rozdílem ve skladbě segmentů je orientace nopové fólie. Větší nopy směřují u segmentu **TECH** nahoru. Maximální retenční kapacita je v takovém případě dle výrobce 5 mm.

Naopak u segmentu **OPTI** směřují menší nopy nahoru. Maximální retenční kapacita je tak dle výrobce 3,6 mm.

Další dva segmenty z tohoto období nejsou v práci zkoumány.

### 3.2.2. Skladby z let 2017–2020

Dva segmenty byly pokryty předpěstovanými rozchodníkovými koberci na rohoži z kokosových vláken o celkové tloušťce 2,5–4 cm (Sedum Top Solution, Ltd., Česká republika). Tyto segmenty jsou dále označovány příponou **Ca** – z angl. *carpet*. Počáteční pokrývnost koberců byla 100 %. Zbývající dva segmenty byly osázeny rozchodníkovými řízků (s hustotou přibližně 100 g řízků na 1 m<sup>2</sup>). Tyto segmenty jsou dále označovány příponou **Cu** – z angl. *cuttings*. Počáteční pokrývnost řízků je přibližně 10 %. Řízky byly odděleny od použitých rozchodníkových koberců z důvodu zachování stejné druhové diverzity u všech segmentů. Konkrétně se jedná o směs rozchodníků *Sedum sexangulare*, *Sedum album*, *Sedum album* „coral carpet“, *Sedum lydium*, *Sedum lydium* „Glaucum“, *Sedum hispanicum* „Minus“, *Sedum acre*, *Sedum reflexum*, *Sedum reflexum* „Angelina“, *Sedum spurium* „Fuldagut“, *Sedum hybridum* „Immergrunchen“ a *Sedum kamtschaticum*.

Jako substrát byla použita u dvou segmentů směs Acre (Acre s.r.o., Česká republika) a u dvou segmentů směs BB Com (BB Com s.r.o., Česká republika). Oba substráty jsou určené pro extenzivní zelené střechy. Substrát společnosti Acre obsahuje 55 % drceného přírodního spongilitu, 30 % liadrainu (drceného expandovaného jílu) a 15 % rašeliny. Substrát společnosti BB Com obsahuje 25 % liadrainu, 25 % pórovitého struskového kameniva, 17 % čisté cihelné drtě z nestandardních výrobků cihelny, rašelinu, kompost, dolomitický vápenec a živiny. Segmenty obsahující substrát Acre jsou dále označovány zkratkou s počátečním písmenem **A**, segmenty se substrátem BBcom pak **B**. Rozchodníkový koberec byl uložen na substrátu mocnosti 4 cm. Aby byla dodržena podobná mocnost vegetačního souvrství, byly rozchodníkové řízky zasazeny do substrátu mocnosti 6 cm. Jednotlivé kombinace počátečního osázení a použitého substrátu shrnuje Tab. 2. Drenážní vrstva má u všech nových skladeb shodně retenční kapacitu 3,6 mm.

Hydraulické charakteristiky substrátových směsí, odebraných přímo ze segmentů, stanovili Sněhota et al. (2020) (Tab. 2). Laboratorní testy byly provedeny dle Směrnice pro navrhování, provádění a údržbu zelených střech (FLL, 2008, Bonn, Německo). Zrnitostní křivky byly určeny prosévacím a sedimentačním Casagrandeho testem, z nichž vyplynulo, že oba substráty jsou písčité hlíny. Body retenční křivky byly stanoveny pomocí pískového tanku na vzorcích o objemu 100 cm<sup>3</sup>. Z výsledků laboratorních experimentů vyplývá, že substrát BB Com je oproti substrátu Acre hrubozrnější a vyznačuje se tak nižší retenční kapacitou a pravděpodobně větší hydraulickou vodivostí. Nasycená hydraulická vodivost zatím nebyla laboratorně stanovena.

Tab. 2: Hydraulické charakteristiky substrátů doplněné o způsob a rok počátečního osázení vegetací.

Označení	Způsob a rok osázení	Typ a mocnost substrátu	$\theta_r$ (cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> )	$\theta_s$ (cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> )	$\alpha_{VG}$ (cm <sup>-1</sup> )	$n_{VG}$ (-)
TECH	řízky, 2014	Technosol (5 cm)	0,12	0,540	0,023	1,44
OPTI	řízky, 2014	Optigreen Type E (5 cm)	0,05	0,350	0,038	1,36
ACu	řízky, 2017	Acre (6 cm)	0	0,407	0,008	1,35
ACa	předpěstovaný koberec, 2017	Acre (4 cm)	0	0,490	0,011	1,36
BCa	předpěstovaný koberec, 2017	BB Com (4 cm)	0	0,436	0,010	1,43
BCu	řízky, 2017	BB Com (6 cm)	0	0,297	0,007	1,49

$\theta_r$  a  $\theta_s$  jsou reziduální a nasycená vlhkost,  $\alpha_{VG}$  a  $n_{VG}$  tvarové parametry retenční křivky (van Genuchten, 1980)

### 3.3. MĚŘENÁ DATA

#### 3.3.1. Meteorologická měření

Ve vzdálenosti do 2 m od segmentů je měřen srážkový úhrn pomocí vyhřívaného překlopného srážkoměru Young 52202 (R. M. Young Company, zachytná plocha 200 cm<sup>2</sup>; rozlišení 0,1 mm; záznam v minutovém kroku). Stejně dva srážkoměry jsou v blízkosti budovy UCEEB na severozápadě a jihovýchodě. Srážková data ze střechy budovy byla porovnána s měřením dvou pozemních srážkoměrů a v případě výpadků pomocí nich doplněna. Zároveň bylo provedeno porovnání měřených srážkových dat s měřením v lokalitě Praha – Ruzyně (ČHMÚ, data ze stanic sítě RBCN), která se nachází 9 km jihovýchodně od budovy UCEEB.

K dispozici jsou také další meteorologická měření, jako teplota vzduchu v 7 a 200 cm nad povrchem střechy, relativní vlhkost vzduchu, rychlost a směr větru, příchozí a odchozí krátkovlnná a dlouhovlnná radiace. Vše je měřeno v 10sekundovém časovém kroku a průměrováno na 1minutová data. Absence překážek a malá vzdálenost segmentů, srážkoměru a meteorologické stanice zaručuje, že jsou segmenty vystaveny stejným, měřeným atmosférickým podmínkám.

#### 3.3.2. Data ze segmentů

Odtékající voda z jednotlivých segmentů je sbírána krytými okapovými svody na jejich nejnižší hraně a odváděna k vyhřívaným překlopným průtokoměrům (vyrobeným na Fakultě stavební ČVUT v Praze; rozlišení 0,064 mm/překlopení; záznam v minutovém kroku).

Všechny segmenty jsou vybaveny také měřením teploty substrátu pomocí teplotních čidel (typ 107-L; výrobce Campbell Scientific Ltd, Shepshed, UK; záznam v 5minutovém kroku v letech 2014 až září 2017, záznam v minutovém kroku od října roku 2017). Čidla jsou umístěna vždy 1,5 cm nad ochrannou geotextilií. Substrátové krytí čidel je tedy 3,5 cm v případě starších skladeb, 4,5 cm v případě renovovaných skladeb s rozchodníkovými řízků a 2,5 cm s rozchodníkovými koberci (v takové případě je čidlo kryto zároveň samotným kobercem).

Čtyři renovované segmenty mají dále ve stejné hloubce dvojici vlhkostních čidel (model CS635-L; výrobce Campbell Scientific Inc., Utah, USA; záznam v 5minutovém kroku), připojených k reflektometru (TDR100, Campbell Scientific Inc., Utah, USA) vyhodnocujícímu vlhkost substrátu metodou pulzní reflektometrie (TDR z angl. *Time Domain Reflectometry*). Čidla jsou umístěna přibližně 33 cm od kraje segmentů, se stejnou vzdáleností mezi sebou. Pro přepočítání dielektrické konstanty na vlhkost byla vytvořena specifická kalibrační rovnice (Sněhota et al., 2020).

Segmenty označované **OPTI** a **ACa** jsou navíc váženy přesnými voděodolnými vahami (čidla LCMAD-50; výrobce Omega Engineering Inc., Manchester, UK; záznamy hmotnosti za každých 10 sekund jsou průměrovány na 5minutový krok), díky čemuž lze jejich zásobu vody bilancovat obdobně jako lyzimetr. V práci je používáno pouze proměnné zatížení získané odečtením hmotnosti konstrukce segmentu a jeho jednotlivých funkčních vrstev od jeho celkové hmotnosti. U segmentu **OPTI** je hmotnost suchého zařízení uvažována konstantně 76,5 kg. V případě segmentu **ACa** byla při primární analýze měřených hmotností zjištěna systematická chyba měření. Po jejím odstranění byla hmotnost suchého zařízení mezi 78 a 81 kg v závislosti na odběrech vzorků a doplňování substrátu, které ve sledovaném období proběhly. Na Obr. P1 v přílohách je zobrazen postup separace proměnného zatížení.

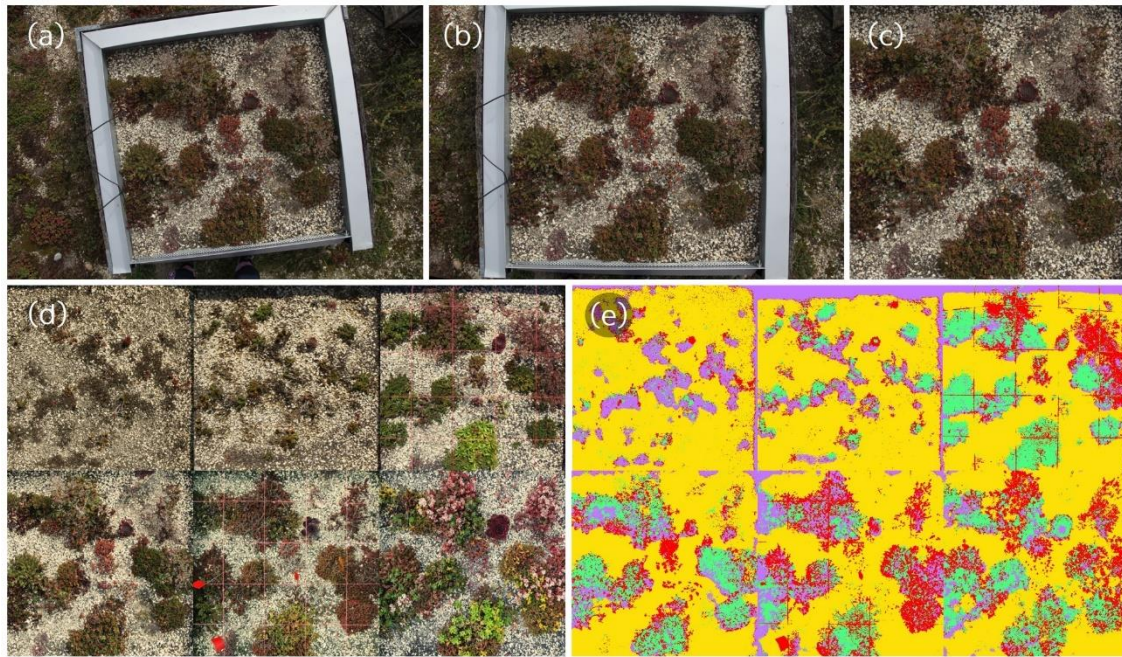
Proměnné zatížení zvyšují výhradně kapalné a tuhé srážky. V letních obdobích ho tedy lze považovat za zásobu vody zadržovanou v souvrství segmentu. Proměnné zatížení naopak snižuje výpar a transpirace. Vliv na celkovou hmotnost segmentu mají také větrná a vodní eroze substrátu, případně silový účinek větru odlehčující nebo zatěžující celou konstrukci segmentu. Zmíněné vlivy nejsou dále v práci uvažovány. Výrazná eroze v průběhu experimentu nebyla pozorována. V případě větru se jedná pouze o krátkodobý vliv, trvale neovlivňující celkovou hmotnost.

#### 3.3.3. Odhad pokryvnosti vegetace

Segmenty jsou od svého založení přibližně dvakrát měsíčně snímkovány. Ze snímků byla odhadnuta pokryvnost původních segmentů v letech 2014 a 2015 Jelínkovou et al. (2015). Pokryvnost vyjadřuje plošné procentuální zastoupení vegetačního pokryvu.

Odhad pokryvnosti nových segmentů je prováděn průběžně. Pro potřeby této práce byl proveden pro roky 2017 až 2020. Kolmost snímků vegetačního pokryvu byla zajištěna opravou perspektivy pomocí programu pro úpravu snímků Fiji ImageJ (Schindelin et al., 2012). Snímky

byly následně čtvercově oříznuty pouze na efektivní plochu segmentů a jejich kontrast byl regulován pomocí dostupných nástrojů tak, aby byla získána sada snímků stejných rozměrů a kontrastu. Použity byly sady snímků s rozlišením  $250 \times 250$  pixelů a  $500 \times 500$  pixelů. Sada snímků byla následně analyzována doplňkovým modulem Trainable Weka Segmentation (Arganda-Carreás et al., 2017), který pomocí algoritmu strojového učení přiřazuje jednotlivým pixelům snímku požadovanou informaci. V tomto případě se jedná o informaci popisující typ pokryvu – pixel pokrývá vegetace nebo holá půda. Z poměru počtu pixelů s vegetací a bez ní lze získat procentuální zastoupení vegetace na jednotlivých snímcích. Nakonec byla provedena vizuální kontrola výsledku stanoveného algoritmem za účelem korigovat nepřesnosti u snímků s nedostatečnou ostroší, částečným zastíněním nebo špatným osvětlením. Příklad kompletního postupu vyhodnocení je zobrazen na Obr. 5.



Obr. 5: Příklad postupu při vyhodnocování zastoupení vegetačního pokryvu: (a) pořízený snímek, (b) oprava perspektivy, (c) ořez na efektivní plochu segmentu, (d) sjednocení kontrastu a vytvoření souboru snímků, (e) stanovení pixelů obsahujících vegetaci, respektive holou půdu pomocí pluginu Trainable Weka Segmentation.

### 3.4. ZÁKLADNÍ KONCEPTUÁLNÍ MODEL Y

Pro odhad aktuálního odtoku ze segmentů byly zvoleny dva deterministické nedistribované konceptuální modely, které nabízí výhodný kompromis mezi složitostí modelu, jeho potřebou výpočetní kapacity a úspěšností jeho simulací. Jedná se o nelineární rezervoár a kaskádu lineárních rezervoárů. Lineární rezervoár, je v hydrologii standardně využíván téměř 90 let (Zoch, 1934). Tyto modely jsou využívány spíše pro odhad epizodického odtoku. Kontinuální použití modelů by vyžadovalo zahrnutí prázdnění retenční kapacity do jejich modelové struktury. Z řady základních konceptuálních modelů je další možnou alternativou například racionální metoda, který nicméně nebyl v této práci použit.

#### 3.4.1. Nelineární rezervoár

Prvním použitým modelem je tříparametrický nelineární rezervoár (dále v práci NR model). Ten byl již v minulosti pro stanovení odtoku ze zelených střech využit (Kasmin et al., 2010). Jeho detenční (dočasná) zásoba vody je standardně vyprazdňována odtokem a plněna během probíhající srážky. To se ovšem děje až po tom, co je na počátku srážkové epizody vyčerpána retenční kapacita modelovaného systému:

$$S_{Di} = \begin{cases} 0 & \text{pokud } S_{Ra} < S_{R-NR} \\ S_{Di-1} + P_i - Q_i & \text{pokud } S_{Ra} = S_{R-NR} \end{cases} \quad (2)$$



kde  $S_{R-NR}$  je maximální retenční kapacita (mm),  $S_{Ra}$  aktuální retenční zásoba vody (mm),  $S_D$  aktuální detenční zásoba vody (mm),  $P$  efektivní srážkový pulz (mm),  $Q$  množství odtoku (mm) a  $i$  (respektive  $i - 1$ ) pořadí časového kroku. Efektivní srážkový úhrn (podílející se na odtoku) epizody tedy vzniká odečtením retenční kapacity od celkového měřeného srážkového úhrnu. Odtok je pak dán nelineárním vztahem:

$$Q_i = k_{NR} S_{Di-1}^{n_{NR}} \quad (3)$$

kde  $n_{NR}$  (–) a  $k_{NR}$  ( $\text{mm}^{(1-n_{NR})}$ ) jsou parametry NR modelu. Pro  $n_{NR} = 1$  by model principiálně odpovídal lineárnímu rezervoáru.

### 3.4.2. Kaskáda lineárních rezervoárů

Druhým modelem, popisujícím reakci segmentů zelených střech na srážkové události, je série lineárních rezervoárů (dále v práci LC model). Stejně jako u NR modelu, měřená srážková data jsou na počátku epizody redukována o maximální retenční kapacitu  $S_{R-LC}$  (mm). Časový průběh odtokové reakce na aplikaci jednotkového srážkového množství na vstupu v čase 0 byl pro kaskádu lineárních rezervoárů definován Nashem (1957):

$$\mu = \frac{1}{k_{NR} \Gamma(n_{LC})} e^{-t/k_{LC}} \left( \frac{t}{k_{LC}} \right)^{n_{LC}-1} \quad (4)$$

kde  $\mu$  je transformační funkce ( $\text{min}^{-1}$ ),  $k_{LC}$  konstanta exponenciálního rozpadu popisující reakci jednotlivých rezervoárů (min),  $n_{LC}$  počet rezervoárů (–),  $\Gamma(n_{LC})$  gama funkce rozdělení pravděpodobnosti ( $\Gamma(n_{LC}) = (n_{LC} - 1)!$ ) a  $t$  čas (min). Reakce modelovaného systému na sérii srážkových pulzů je vypočítána jako konvoluce srážkových pulzů s transformační funkcí:

$$q_{si} = \sum_{j=0}^i P_j \mu_{i-j} \quad (5)$$

kde  $q_{si}$  je intenzita odtoku ( $\text{mm min}^{-1}$ ) na konci časového kroku  $i$ .

## 3.5. S1D MODEL

Hydrologická a tepelná reakce zkoumaných segmentů byla dále simulována fyzikálně založeným modelem S1D vyvinutým na ČVUT v Praze (Vogel et al. 2000; 2010). Model umožňuje matematický popis jednorozměrného proudění vody v proměnlivě nasyceném pórovitém prostředí, transportu vody k půdnímu povrchu kořenovým odběrem, advekčního a kondukčního transportu tepla a advekčního a disperzního pohybu ve vodě rozpuštěných látek. Hydraulické a tepelné vlastnosti půdy jsou závislé na jejím aktuálním nasycení. Pórovité prostředí lze pro účely simulací rozdělit na matrici a preferenční cesty s rozdílnými hydraulickými vlastnostmi. Verze modelu S2D a S3D umožňují provádět simulace ve dvourozměrné, respektive třírozměrné síti. Vícerozměrné verze modelu nebyly v práci aplikovány.

### 3.5.1. Popis proudění vody

Model numericky řeší Richardsovu rovnici pro jednorozměrné vertikální proudění vody v proměnlivě nasyceném pórovitém prostředí:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left( K \left( \frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \right) - S \quad (6)$$

kde  $\theta$  je objemová vlhkost ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ),  $h$  tlak půdní vody (cm),  $K$  hydraulická vodivost ( $\text{cm d}^{-1}$ ),  $S$  intenzita odběru vody kořeny ( $\text{d}^{-1}$ ),  $t$  čas (d) a  $z$  prostorová souřadnice (cm) uvažovaná jako kladná směrem nahoru. Hydraulické vlastnosti jsou parametrizovány dle van Genuchtena-Mualem (van Genuchten, 1980) a definují vztah vlhkosti půdy na tlaku půdní vody:

$$\theta = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) \left[ 1 + (-\alpha_{VG} h)^{n_{VG}} \right]^{-m}; \quad m = 1 - 1/n_{VG} \quad (7)$$

kde  $\alpha_{VG}$  ( $\text{cm}^{-1}$ ) a  $n_{VG}$  ( $-$ ) jsou empirické tvarové parametry retenční křivky,  $\theta_r$  a  $\theta_s$  jsou reziduální a nasycená vlhkost ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ). Rovnice tedy obsahuje čtyři nezávislé parametry, které je možné odhadnout experimentálním měřením. Závislost hydraulické vodivosti na efektivní vlhkosti  $S_e$  ( $-$ ), je dána vztahem:

$$K(S_e) = K_s S_e^{1/2} \left[ 1 - (-S_e^{1/m})^m \right]^2; \quad S_e = (\theta - \theta_r) / (\theta_s - \theta_r) \quad (8)$$

Transpirace rostlin, jako podstatná část vodní bilance, je do modelu implementovaná za použití metody gradientu vodního potenciálu (WPG, z angl. *Water-potential-gradient formulation*) (Vogel et al. 2013; 2016). Výsledná intenzita odběru vody kořeny rostlin  $S$  (z Rovnice (6)) je dána rozdílem mezi tlakem v půdě a tlakem v xylemu kořenů (cévní svazek rozvádějící vodu a minerální látky do nadzemní části rostliny). Intenzita je dána hydraulickým odporem na rozhraní půdy a kořenů (Rovnice (9)). Tato metoda umožňuje kořenům rostlin přerozdělit půdní vodu v rámci půdního profilu.

$$S(z) = \frac{2\pi r_0 R(z)}{r_{soil}(z) + r_{root}} [H_{soil}(z) - H_{rx}] \quad (9)$$

kde  $R(z)$  je hustota prokořenění ( $\text{cm}^{-2}$ ),  $r_0$  průměrný aktivní poloměr kořenů (cm),  $r_{root}$  radiální odpor kořenů (d),  $r_{soil}$  hydraulický odpor půdy (d),  $H_{soil}$  potenciál vody v půdě (cm) a  $H_{rx}$  potenciál vody v xylemu (cm). Odpor půdy  $r_{soil}$  je získán z funkce hydraulické vodivosti a charakteristické délky, kterou musí voda překonat z půdy k povrchu kořenů (Vogel et al., 2016). Potenciál vody v xylemu kořenů  $H_{rx}$  je počítán v každém kroku numerického řešení Richardsovy rovnice:

$$H_{rx} = \frac{\int_{z_R}^{z_0} \left[ \frac{2\pi r_0 R(z)}{r_{root} + r_{soil}} \right] H_{soil} dz - T_p}{\int_{z_R}^{z_0} \left[ \frac{2\pi r_0 R(z)}{r_{root} + r_{soil}} \right] dz} \quad (10)$$

kde  $z_0$  a  $z_R$  jsou souřadnice dolní a horní hranice kořenové zóny (cm) a  $T_p$  potenciální transpirace ( $\text{cm d}^{-1}$ ). Hodnota  $H_{rx}$  je počítána v každém časovém kroku simulace pro stav, kdy se intenzita aktuální transpirace  $T_a$  ( $\text{cm d}^{-1}$ ) rovná intenzitě předepsané potenciální transpirace  $T_a = T_p$ . Pokud  $H_{rx}$  definovaný pro danou intenzitu potenciální transpirace klesne pod kritickou hodnotu  $H_{crit}$ , pak se  $H_{rx}$  položí rovno  $H_{crit}$  a intenzita aktuální transpirace je menší než intenzita potenciální transpirace. Hodnota  $H_{rx}$  je dále použita k výpočtu  $S(z)$  z Rovnice (9). Integrací  $S$  po výšce kořenové zóny lze získat intenzitu aktuální transpirace:

$$T_a = \int_{z_R}^{z_0} S(z) dz \quad (11)$$

Alternativně lze pro popis proudění vody použít duální verzi modelu numericky řešící dvojici Richardsových rovnic (Vogel et al., 2000) pro jednorozměrné vertikální proudění:

$$\frac{\partial \theta_m}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left( K_m \left( \frac{\partial h_m}{\partial z} + 1 \right) \right) - S + \frac{\Gamma_w}{w_m} \quad (12)$$

$$\frac{\partial \theta_f}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left( K_f \left( \frac{\partial h_f}{\partial z} + 1 \right) \right) - \frac{\Gamma_w}{w_f} \quad (13)$$

kde  $\Gamma_w$  je přenosový člen ( $\text{d}^{-1}$ ) (Vogel et al., 2010),  $m$  index pro doménu matrice,  $f$  index pro doménu preferenčních cest,  $w_m$  objemový podíl matrice a  $w_f$  objemový podíl preferenčních cest.

Dvojice rovnic reprezentuje dvě vzájemně komunikující domény proudění s rozdílnými hydraulickými vlastnostmi. Hydraulické vlastnosti jsou parametrizovány stejně jako u verze modelu bez uvážení preferenčního proudění. Předpokladem je, že odběr vody kořeny probíhá pouze v matriční doméně, proto ho obsahuje z dvojice Rovnic 12 a 13 pouze první zmíněná.

### 3.5.2. Popis přenosu tepla

Model S1D umožňuje také výpočet přenosu tepla v půdním profilu díky implementaci advekčně-konduktivní rovnice (Vogel et al., 2011). Při aplikaci verze modelu s jednou doménou je řídicí rovnice přenosu tepla následující:

$$\frac{\partial C_s T}{\partial t} + \frac{\partial q C_w T}{\partial z} - \frac{\partial}{\partial z} \left( \lambda \frac{\partial T}{\partial z} \right) = -S C_w T \quad (14)$$

kde  $C_s$  je objemová tepelná kapacita půdy ( $J m^{-3} K^{-1}$ ),  $q$  tok vody v půdě ( $m s^{-1}$ ),  $T$  teplota půdy (K),  $C_w$  objemová tepelná kapacita vody ( $J m^{-3} K^{-1}$ ) a  $\lambda$  zjevná tepelná vodivost půdy ( $W m^{-1} K^{-1}$ ), odhadnutá dle rovnice:

$$\lambda(\theta) = \lambda_0(\theta) + c_w |q| d \quad (15)$$

kde  $\lambda_0(\theta)$  je funkce tepelné vodivosti ( $W m^{-1} K^{-1}$ ), vyjadřující závislost tepelné vodivosti na proměnné vlhkosti a  $d$  je tepelná disperzivita (m). Pro aproximaci závislosti tepelné vodivosti na vlhkosti půdy je použita metoda navržená Côtém a Konradem (2005):

$$\lambda_0(\theta) = \lambda_{dry} + (\lambda_{sat} - \lambda_{dry}) \frac{\kappa \theta}{n + (\kappa - 1)}; \lambda_{dry} = \chi 10^{-\eta m} \quad (16)$$

kde  $\lambda_{dry}$  a  $\lambda_{sat}$  jsou tepelná vodivost suché a plně nasycené půdy ( $W m^{-1} K^{-1}$ ),  $n$  pórovitost půdy (-),  $\kappa$  empirický tvarový parametr závislejší na textuře a složení půdy (-),  $\chi$  ( $W m^{-1} K^{-1}$ ) a  $\eta$  (-) jsou empirické parametry zohledňující tvar půdních částic. Odhady tří zmíněných empirických parametrů pro základní typy půd uvádí ve své práci Côté a Konrad (2005).  $\lambda_{sat}$  se určuje jako geometrický průměr tepelných vodivostí jednotlivých složek půdy, tj. anorganické pevné hmoty, organické hmoty a vody.

## 3.6. INTERCEPCE DEŠŤOVÉ VODY

Alternativně byl v kombinaci s fyzikálním modelem použit model Rutterova typu (Rutter et al., 1971) pro výpočet množství zachycené dešťové vody na vegetaci v hodinovém kroku (Liu, 1997). Proces zachytávání dešťové vody vegetací je dále označován jako intercepce. Principem intercepčního modelu je hydrologická bilance volné intercepční kapacity, která klesá během deště a narůstá během bezdeštných období vlivem výparu (evaporace) vody z volné hladiny. Volná intercepční kapacita  $D$  (-) vyjadřuje, kolik procent vody je povrch vegetace aktuálně schopný zachytit z maximálního možného usazeného množství vody na vegetaci  $C_m$  (mm). Intercepční ztráta je součtem vody aktuálně zachycené na vegetaci a vody vypařené za daný časový krok:

$$I = C_m D_0 [1 - \exp(-k_c H_p / C_m)] + E_{AI} (1 - D) \quad (17)$$

kde  $I$  je intercepční ztráta (mm),  $D_0$  je volná intercepční kapacita na začátku časového kroku (mm),  $k_c$  aktuální pokryvnost (-),  $H_p$  srážkový úhrn (mm),  $C_m$  maximální intercepční kapacita vegetace (mm) a  $E_{AI}$  aktuální evaporace zachycené dešťové vody (mm) během daného časového kroku. Z důvodu přiblížení průběhu evaporace k evaporaci v reálném prostředí byl na základě porovnání s měřenými daty výraz (17) modifikován (Skalová et al., 2022):

$$I = C_m D_0 [1 - \exp(-k_c H_p / (C_m a_c))] + E_{AI} \quad (18)$$

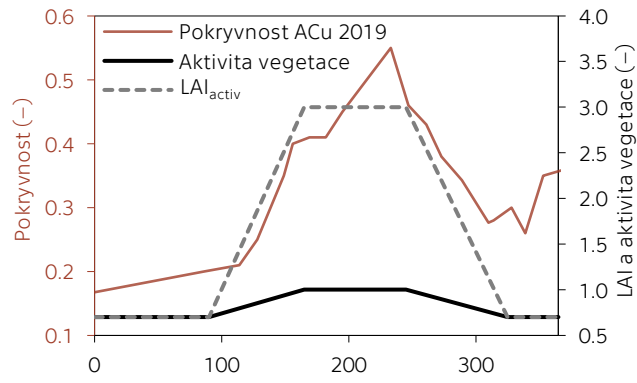
kde  $a_c$  je koeficient aktuální aktivity vegetace (-). Ten byl přidán do výpočtu pro účely této práce z důvodu aplikace modelu u nižších rostlin – rozchodníků. Předpokladem je, že aktivita vegetace souvisí s její vizuální kvalitou a hustotou, která je dle pořizovaných snímků v průběhu roku výrazně proměnlivá. Parametr reprezentuje fenologický vývoj vegetace během vegetačního období, a tedy i její schopnost zachytávat vodu na svém povrchu a transpirovat. V případě intercepce dešťové vody může hrát aktivita nízké vegetace zásadní roli, oproti keřům či stromům, které mohou zachytávat vodu také na povrchu svých větví nebo kmene.

Pro koeficient aktivity vegetace  $a_c$  byl zvolen konzervativní rozsah od 0,7 (na začátku a na konci vegetačního období) do 1,0 (období nejvyššího rozvoje vegetace). Časově byly hodnoty rozmístěny (Tab. 3 a Obr. 6) dle pozorování rozvoje vegetace na snímcích z let 2018, 2019 a 2020 a zároveň dle metodiky FAO 56 (Allen et al., 1998). Allen a spol. definovali vegetační koeficient pro soubor zemědělských plodin. Ten určuje poměr mezi referenční evapotranspirací a potenciální evapotranspirací konkrétní plodiny. U koeficientu  $a_c$  je předpokládán podobný průběh během vegetačního období jako u Allenova vegetačního koeficientu.

Při aplikaci intercepčního modelu na zkoumané segmenty zelených střech, zůstává průběh koeficientu  $a_c$  a parametr  $C_m$  ve všech případech shodný, a to z důvodu shodné druhové skladby vegetace segmentů. Jediným proměnným parametrem je tak individuální průběh pokrývnosti  $k_c$ . Pro hodinový krok intercepčního modelu byla pokrývnost lineárně interpolována mezi daty pořízení jednotlivých snímků.

Tab. 3: Hodnoty indexu listové plochy LAI a koeficientu  $a_c$  a jejich časové zařazení.

Den v roce (-)	LAI (-)	Aktivita vegetace $a_c$ (-)
70	0,7	0,7
155	2,4	1,0
245	2,4	1,0
325	0,7	0,7



Obr. 6: Roční průběh indexu aktivní listové plochy  $LAI_{activ}$  a koeficientu  $a_c$  v porovnání s pokrývností segmentu ACu v roce 2019.

Výpar srážkové vody aktuálně zadržené vegetací  $E_{AI}$  byl stanoven Penmanovou metodou (Penman, 1948) pro výpočet intenzity výparu z volné hladiny:

$$E_{AI} = \frac{1}{\rho_w \Lambda} \left( \frac{\delta(R_n - Q_G) + \rho_a c_p (p_{vs} - p_v)}{\delta + \gamma} \right) \quad (19)$$

kde  $E_{AI}$  je intenzita aktuální evaporace pro interceptovanou vodu ( $m s^{-1}$ ),  $\Lambda$  specifické latentní teplo výparu ( $J kg^{-1}$ ),  $\rho_w$  hustota vody ( $kg m^{-3}$ ),  $R_n$  čistá radiace ( $W m^{-2}$ ),  $Q_G$  tok tepla do půdy ( $W m^{-2}$ ), jehož denní variace byla přibližně učena jako procento z čisté radiace (Allen et al., 1998). Dále  $\delta$  je sklon křivky tlaku nasycené vodní páry ( $Pa K^{-1}$ ),  $\gamma$  psychrometrická konstanta ( $Pa K^{-1}$ ),  $\rho_a$  hustota vzduchu ( $kg m^{-3}$ ),  $c_p$  specifická izobarická tepelná kapacita vzduchu ( $c_p = 1005 J kg^{-1} K^{-1}$ ),  $p_{vs}$  tlak nasycené vodní páry (Pa),  $p_v$  aktuální tlak vodní páry (Pa) a  $r_a$  aerodynamický odpor ( $s m^{-1}$ ):

$$r_a = \frac{\ln\left(\frac{z_m - d}{z_{0m}}\right) \ln\left(\frac{z_h - d}{z_{0h}}\right)}{k^2 u} \quad (20)$$

kde  $z_m$  je výška měření rychlosti větru (m),  $z_h$  výška měření vlhkosti vzduchu (m),  $z_{0m}$  drsnostní výška přenosu hybnosti ( $z_{0m} = 0,123h_c$  m),  $z_{0h}$  drsnostní výška přenosu vodní páry ( $z_{0h} = 0,0123h_c$  m),  $d$  výškový posun nulové hladiny ( $d = 2/3h_c$  m),  $k$  von Karmanova konstanta ( $k = 0,41$ ),  $u$  rychlost větru ve výšce  $z_m$  ( $m s^{-1}$ ) a  $h_c$  průměrná výška vegetace ( $h_c = 0,15$  m pro rozchodníky).

Během srážkové epizody nebo během noci, kdy může být  $E_{AI1}$  záporné z důvodu negativní energetické bilance povrchu půdy ( $R_n - Q_G < 0$ ), má na evaporaci největší vliv proudění vzduchu (Groh et al., 2019).  $E_{AI}$  je pak vypočtena pomocí aerodynamické metody:

$$E_{AI2} = \frac{1}{\rho_w \Lambda} \left( \frac{\rho_a c_p (p_{vs} - p_v)}{r_a \gamma} \right) \quad (21)$$

### 3.7. STANOVENÍ POTENCIÁLNÍ EVAPOTRANSPIRACE

Potenciální evapotranspirace pro povrch segmentů zelených střech byla vypočtena dle metody Penmana-Monteitha (Monteith, 1965) v hodinové časovém kroku:

$$ET_p = \frac{1}{\rho_w \Lambda} \left( \frac{\delta(R_n - Q_G) + \rho_a c_p (p_{vs} - p_v)/r_a}{\delta + \gamma(1 + r_s/r_a)} \right) \quad (23)$$

kde  $ET_p$  je intenzita potenciální evapotranspirace ( $\text{m s}^{-1}$ ) a  $r_s$  povrchový odpor vegetace ( $\text{s m}^{-1}$ ), který byl určen pomocí postupu FAO 56 (Allen et al., 1998):

$$r_s = \frac{r_1}{LAI_{activ}} \quad (24)$$

kde  $r_1$  je stomatální odpor dobře osvětleného listu ( $\text{s m}^{-1}$ ), pro nějž doporučuje Allen hodnotu  $100 \text{ s m}^{-1}$  a  $LAI_{activ}$  index aktivní listové plochy ( $\text{m}^2 \text{ m}^{-2}$ ), reprezentující povrch vegetace aktivně přispívající k výměně tepla a vody s okolím. Obecně lze uvažovat, že  $LAI_{activ} = 0,5LAI$  ( $\text{m}^2 \text{ m}^{-2}$ ), kde  $LAI$  je index listové plochy ( $\text{m}^2 \text{ m}^{-2}$ ). Pro tuto práci je uvažováno  $LAI_{activ} = 0,7LAI$  ( $\text{m}^2 \text{ m}^{-2}$ ) za předpokladu, že nižší vegetace s menší patrovitostí, jako jsou například rozchodníky, bude mít vystavené větší procentuální množství povrchu vnějším podmínkám v porovnání s vyšší vegetací, pro kterou byla metodika FAO vytvořena.  $LAI$  byl zvolen proměnný v čase s průběhem časově shodným s parametrem  $a_c$  (Tab. 3, Obr. 6), minimální hodnotou 0,7 a maximální 3,0.  $LAI$  ve svých pracích týkajících se extenzivních zelených střech použili například Sailor a Bass (2014) s hodnotami od 2,0 do 4,0; Zhao et al. (2014) s hodnotou 2,5; Ascione et al. (2013) s hodnotami 0,8 pro vegetaci zkrácenou na 10 cm a 3,0 pro vegetaci s výškou 30 cm.  $LAI$  proměnný v čase byl zahrnut, protože prokazatelně ovlivňuje výsledky výpočtů, během kterých je využíván (Zhou et al., 2018).

### 3.8. APLIKACE ZÁKLADNÍCH MODELŮ

#### 3.8.1. Období a podmínky simulací

Všechny výpočty modelů NR a LC byly provedeny v konstantním 5minutovém časovém kroku. Simulace byly spuštěny na samostatných epizodách, vždy na počátku s prázdnou retenční kapacitou  $S_R$ . Schopnost substrátu a drenážní vrstvy zadržovat vodu, společně se schopností vegetace zadržovat vodu na svém povrchu, jsou souhrnně započítány do celkové retenční kapacity. V případě obou modelů je retence uvažována stejným způsobem (viz Kapitola 3.4.). Rozdílem je uvažování detenční zásoby  $S_D$ . U NR modelu se aktuální odtok odvíjí výhradně od aktuálního objemu vodu v detenční zásobě. U LC modelu aktuální odtok reflektuje rozložení pulzů předcházející srážkové epizody. Povrchový odtok není uvažován ani u jednoho z modelů. Předpoklad je podložen vysokou propustností substrátů a skutečností, že povrchový odtok nebyl pozorován během experimentálního období.

Simulace odtoku byly provedeny během dvou sad vybraných srážko-odtokových epizod z vegetačních částí let 2014 a 2015. Srážkoodtokové epizody byly definovány prvním záznamem srážkoměru a posledním záznamem průtokoměru. Bezdeštné období mezi jednotlivými epizodami bylo stanoveno na alespoň 6 hodin. Zahrnuty byly epizody s celkovým srážkovým úhrnem větším než 6 mm. Pro každou z epizod byl zjištěn srážkový úhrn, maximální srážková intenzita, doba trvání epizody, odtokový koeficient segmentů **OPTI** a **TECH** a zpoždění maximální (kulminační)

intenzity odtoku oproti maximální intenzitě srážky. Epizodický odtokový koeficient byl vypočítán jako poměr množství odtoku a srážkového úhrnu měřených během dané epizody.

### 3.8.2. Optimalizace základních modelů a počáteční hodnoty parametrů

V případě základních konceptuálních modelů byla použita zobecněná nelineární gradientní metoda pro optimalizaci parametrů (Fylstra et al., 1998). Optimalizace parametrů obou modelů byly provedeny pro sady epizod z jednotlivých let 2014 a 2015 a segmentů **OPTI** a **TECH** odděleně (optimalizační scénář A). Cílovou funkcí byla suma kvadrátů odchylek měřeného a simulovaného kumulativního odtoku všech epizod v sadě. Alternativně byla optimalizace provedena na sadách epizod z obou let současně (optimalizační scénář B). Cílovou funkcí pak byla suma kvadrátů odchylek měřeného a simulovaného kumulativního odtoku všech epizod v obou sadách.

Optimalizační proces byl podmíněn následujícím způsobem:  $n_{LC}$  a  $n_{NR}$  nabývají hodnot od 1 do 10,  $k_{LC}$  a  $k_{NR}$  nabývají pouze kladných hodnot (nezbytné pro Rovnice (3) a (4)). Počáteční hodnoty optimalizovaných parametrů byly zvoleny s maximální péčí. Obecně může volba počátečních hodnot optimalizovaných parametrů zásadně ovlivnit výsledek optimalizačního procesu. Ve studovaném období, pro testované modely a dostupné datové soubory, byl vliv volby počátečních hodnot optimalizovaných parametrů na výsledek optimalizace zanedbatelný (Skala, 2018), proto byla nakonec použita pouze jedna sada počátečních parametrů (Tab. 4). Parametry  $n_{NR}$  a  $k_{NR}$  byly zvoleny dle doporučení Kasmin et al. (2010). Pro LC model byly zvoleny dva rezervoáry v kaskádě a 10 min jako počáteční hodnota  $k_{LC}$ . Počáteční hodnoty retenční kapacity byly odhadnuty ze známé maximální retenční kapacity substrátu a drenážní vrstvy.

Tab. 4: Počáteční hodnoty parametrů použitých pro optimalizaci NR a LC modelu.  $k_{NR}$ ,  $k_{LC}$  a  $n_{NR}$  jsou empirické parametry modelů,  $n_{LC}$  je počet lineárních rezervoárů v kaskádě.  $S_R$  označuje maximální retenční kapacitu celého systému. TECH a OPTI jsou označení pro segmenty zelených střech.

Model	Parametr	TECH	OPTI
Nelineární rezervoár (NR)	$n_{NR}$ (-)	2	2
	$k_{NR}$ ( $\text{mm}^{(1-n_{NR})}$ )	0,15	0,15
	$S_{R-NR}$ (mm)	10	4
Kaskáda lineárních rezervoárů (LC)	$n_{LC}$ (-)	2	2
	$k_{LC}$ (min)	10,0	10,0
	$S_{R-LC}$ (mm)	10	4

## 3.9. APLIKACE S1D MODELU

### 3.9.1. Simulační období a diskretizace modelu

Model S1D byl použit k simulaci proudění vody a přenosu tepla v segmentech zelených střech **TECH** a **OPTI** ve vegetační části roku 2015 (1. dubna až 30. září). Pro účely modelu byly segmenty **TECH** a **OPTI** zjednodušeny na svislý, jednorozměrný, 75 mm vysoký profil, parametrizovaný dvěma způsoby: (1) dvojrvtvá verze s horní 50 mm substrátovou vrstvou a spodní 25 mm drenážní vrstvou, které mají každá svoji vlastní sadu hydraulických a tepelných parametrů, odvozených od vlastností konkrétních materiálů v dané vrstvě (Obr. 7 (b)); (2) sdružená verze, u které jsou vlastnosti profilu reprezentovány jednou sadou efektivních hydraulických a tepelných parametrů (Obr. 7 (c)). Tloušťka geotextílie a hydroizolace byla, za předpokladu zanedbatelného vlivu těchto vrstev na podpovrchové proudění vody, uvažována jako nulová.

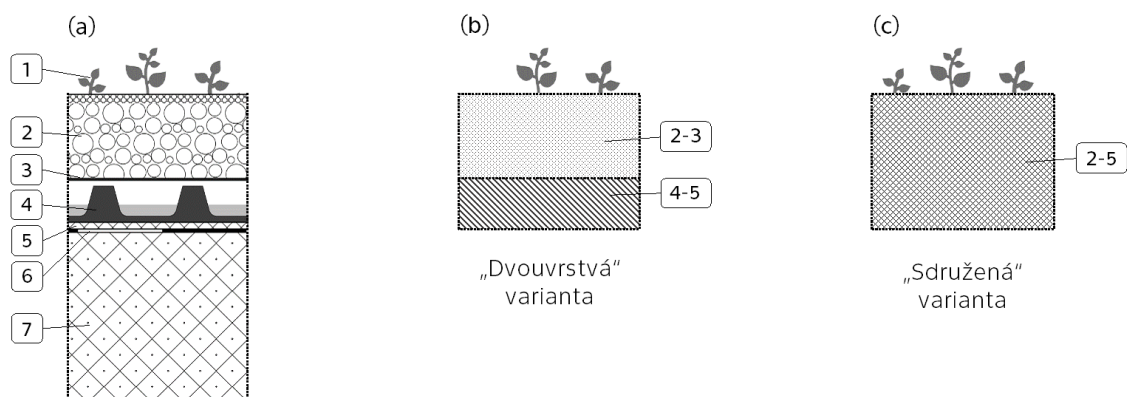
Simulace hydrologické reakce zrekonstruovaných segmentů **ACa** a **ACu** byla provedena pro sérii po sobě jdoucích epizod od 30. dubna do 18. června 2019. Parametry modelu byly optimalizovány v období od 15. května do 31. května. Prvních 15 dní tak bylo využito pouze jako *warm-up* období za účelem minimalizování vlivu chybně zvolené počáteční vlhkosti. Posledních 18 dní bylo použito pouze pro dodatečné analýzy. Nespolehlivé měření odtoku a vlhkosti substrátu segmentů **BCa** a **BCu** (více v Kapitole 4.1.) bylo důvodem k nespouštění simulace hydrologické reakce těchto segmentů. Skutečný svislý řez použitých segmentů byl zjednodušen na svislý řez se dvěma vrstvami, 60 mm půdního substrátu a 25 mm drenážní vrstvy. Jedná se tak o dvojrvtvou variantu na Obr. 7 (b). V případě segmentu **ACu** představuje horní vrstva 60 mm substrátu osázeného rozchodníkovými řízkami. V případě **ACa** představuje 40 mm substrátu a rozchodníkový koberec, jehož hustě prokořeněná rohož z kokosových vláken má mocnost přibližně 20 mm. Každá z vrstev je reprezentována vlastní sadou parametrů a v případě použití duální verze modelu navíc sadou parametrů pro preferenční cesty, shodnou pro obě vrstvy.

Duální verze fyzikálního modelu byla použita za účelem zjištění jejího vlivu na výsledné predikce. Preferenční cesty umožňují rychlejší přesun vody ke spodnímu okraji, a navíc umožňují vznik odtoku během epizod, kdy by byl v případě jednodoménového přístupu celý srážkový úhrn zadržen retenční kapacitou systému. Preferenční cesty dále reprezentují případné netěsnosti konstrukce segmentů a trhliny v substrátu vzniklé působením kořenů vegetace a extrémních klimatických podmínek na vegetaci nezakryté plochy. Duální verze modelu může navíc reprezentovat hydrologickou reakci příměsí s bimodálním charakterem retenční křivky. Bimodální charakter retenční křivky příměsí pro antropogenní substráty pozorovali např. Flores-Ramírezová et al. (2018).

### 3.9.2. Okrajové podmínky

Měřená srážková data, se sdruženými 5minutovými časovými kroky, byla použita pro stanovení toku na horním okraji v případě modelu proudění vody. Povrchový odtok nebyl po dobu trvání experimentu pozorován, a proto nebyl v modelu uvažován. Potenciální evapotranspirace  $ET_p$  je počítána hodinově pomocí metody Penmana-Monteitha (Monteith, 1965) (podrobný popis metody v Kapitole 3.7.) a slouží při výpočtu aktuální transpirace rostlin (viz Kapitola 3.5.1.). Na spodní hranici byla zvolena jako okrajová podmínka výronová plocha, dovolující vodě vytéct ze segmentu pouze při plném nasycení ( $h \geq 0$ ), která odpovídá chování nopolové fólie, uvolňující vodu až po naplnění nopů.

V případě aplikace fyzikálního modelu v kombinaci s intercepčním modelem (Kapitola 3.6.) je na horní okraj aplikována pouze část měřených srážek propadlá přes vegetaci (redukováná o  $H_i$ , viz Rovnice 22) v minutovém časovém kroku. Vypočtená předepsaná  $ET_p$  v hodinovém časovém kroku byla nejprve rozdělena na potenciální evaporaci  $E_p$  (nulová během deště) a redukovanou potenciální transpiraci  $T_p$  (nulová během deště, a navíc během výparu vody



Obr. 7: Zleva svislý řez segmentem (a): 1. vegetační pokryv, 2. substrát (4-6 cm), 3. filtrační vrstva, 4. drenážní vrstva (2,5 cm), 5. ochranná vrstva, 6. hydroizolační vrstva, 7. tepelná izolace (10 cm). Zjednodušené svislého řezu souvrství zelené střechy pro modelové účely: (b) dvouvrstvá varianta a (c) sdružená varianta.

zachycené vegetací) dle aktuální procentuální vegetační pokryvnosti (Allen et al., 1998). Redukované potenciální transpiraci náleží  $k$  (%) potenciální evapotranspirace, potenciální evaporaci pak  $1 - k$  (%).  $E_p$  byla následně použita společně s redukovanými srážkovými daty jako potenciální tok na horním okraji systému.  $T_p$  pak jako potenciální intenzita kořenového odběru. Kombinace intercepčního modelu a fyzikálního modelu bylo využito při modelování hydrologické reakce nových segmentů **ACa** a **ACu**.

Proměnná teplota povrchu byla použita jako horní okrajová podmínka pro model přenosu tepla. Teplota je vypočtena ze Stefanova-Boltzmannova zákona z měřeného vyzářeného dlouhovlnného záření za předpokladu, že se povrch půdy chová jako dokonalé černé těleso. Záření je měřeno v těsné blízkosti segmentů, nad zelenou střechou budovy, která má podobnou skladbu jako segment **TECH**. Vzhledem k tomu, že jsou segmenty ze spodu a z boků výrazně tepelně izolovány, byla na spodním okraji použita podmínka nulového gradientu, umožňující teplotu opouštět modelovaný systém advekcí, společně s odtékající srážkovou vodou.

### 3.9.3. Vstupní parametry

Hydraulické parametry jednotlivých vrstev **TECH** a **OPTI** byly nejprve určeny odděleně. Jako počáteční parametry substrátu byly zvoleny a následně optimalizovány (Kapitola 3.9.4.) měřené hodnoty parametrů (Tab. 2). Hydraulické parametry drenážní vrstvy byly nastaveny tak,

aby odrážely údaje poskytnuté výrobcem. Reziduální vlhkost  $\theta_r$  byla uvažována jako nulová z důvodu možnosti úplného vyprázdnění nopů plastové fólie. Hodnoty nasycené vlhkosti  $\theta_s = 0,235 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  (**TECH**) a  $0,169$  (**OPTI**)  $\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  a tvarové parametry retenční křivky  $\alpha_{VG} = 0,45 \text{ cm}^{-1}$  a  $n_{VG} = 2,70$  byly zvoleny tak, aby byla dodržena retenční zásoba udaná výrobcem (maximální retenční zásoba drenážní vrstvy **TECH** 5 mm a **OPTI** 3,6 mm) a zároveň aby byla drenážní vrstva rychle plněna a vyprazdňována. Toho je dosaženo navíc vysokou hodnotou nasycené hydraulické vodivosti  $5\,000 \text{ cm d}^{-1}$ . Hydraulické parametry drenážní vrstvy jsou tak podobné velmi hrubozrnnému štěrku.

V modelu kořenového odběru byla předpokládána konstantní hodnota hustoty prokořenění rozchodníků s hloubkou  $R = 0,3 \text{ cm}^{-2}$  (hodnota se nachází v doporučeném rozsahu pro zemědělské plodiny dle [Pereze-Harguindeguye et al., 2013](#)). Poloměr aktivních kořenů je považován za konstantní  $r_0 = 0,014 \text{ cm}$  (podobnou hodnotu použili [Ji et al. \(2018\)](#) pro *Sedum album*). Dále kritická hodnota vodního potenciálu xylemu  $H_{\text{crit}} = -150 \text{ m}$  (např. [Bechmann et al., 2014](#)). Hodnota radiálního kořenového odporu  $r_{\text{root}}$  byla určena sekvenční optimalizací.

Parametry modelu transportu tepla byly stanoveny dle metodiky [Côteho a Konrada \(2005\)](#) pro vrstvy dvouvrstvé varianty odděleně. Tepelná kapacita a vodivost konkrétních materiálů (tj. vody, organické hmoty, plastové drenážní fólie, vzduchu, žuly obsažené v segmentu **TECH** a směsi expandované lávy, pemzy, cihel a kompostu obsažených v **OPTI**) byly převzaty z literatury (např. [Hillel, 1998](#) a [Kodešová et al., 2013](#)). Tepelná vodivost suchého substrátu pak byla vypočítána jako geometrický průměr s ohledem na procentuální zastoupení materiálů v těchto vrstvách. Tepelná kapacita a nasycená tepelná vodivost substrátů **TECH** a **OPTI** byly měřeny v laboratoři a zároveň *in-situ* ([Jelínková et al., 2016](#)) přístrojem ISOMET 2114 (Applied Precision Ltd., Slovensko). Výsledné hodnoty z jednotlivých měření byly v dobré shodě ( $\lambda_{\text{sat}} = 0,688 \text{ W m}^{-1} \text{ K}^{-1}$ ,  $C_s = 1,913 \text{ kJ kg}^{-1} \text{ K}^{-1}$  u **TECHu** a  $0,314 \text{ W m}^{-1} \text{ K}^{-1}$ ,  $1,913 \text{ kJ kg}^{-1} \text{ K}^{-1}$  u **OPTI**). Faktor typu půdy  $\kappa = 0,95$  byl zvolen za předpokladu, že je závislost tepelné vodivosti půdy na její vlhkosti přibližně lineární. Pro drenážní vrstvu byla použita hodnota  $\kappa = 0,60$ , aby byl zajištěn rychlejší pokles vodivosti po tom, co je vrstva vysušena. Ostatní parametry pro drenážní vrstvu odrážejí skutečnost, že většinu objemu v této vrstvě zaujímá vzduch a část objemu organická hmota reprezentující prorůstající kořeny rostlin. Tepelná disperzivita byla pro všechny vrstvy nastavena na  $0,5 \text{ cm}$ .

V případě rekonstruovaných segmentů **ACa** a **ACu** byly parametry  $\alpha_{VG}$  a  $n_{VG}$  drenážní vrstvy mírně upraveny oproti původním segmentům ( $\alpha_{VG}$  zvýšeno,  $n_{VG}$  sníženo), aby umožňovaly ještě snazší tvorbu odtoku při plném nasycení spodního okraje profilu. Nasycená vlhkost byla použita shodná se segmentem **OPTI**, se stejným typem nopové fólie a jejím natočením. Ve všech případech je tak maximální retenční kapacita nopové fólie 3,6 mm. V případě matrice substrátů byly použity, jako vstupní, měřené hodnoty hydraulických parametrů (Tab. 2). Nasycená hydraulická vodivost byla odhadnuta  $K_s = 50 \text{ cm d}^{-1}$ .

Vstupní hydraulické parametry preferenční domény byly zvoleny tak, aby umožňovaly velmi rychle drénování půdního profilu. Inspirací byly parametry [Vogela et al. \(2010\)](#) pro preferenční doménu tvořenou pískem:  $\theta_r = 0,053 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ ,  $\theta_s = 0,375 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ ,  $\alpha_{VG} = 0,035 \text{ cm}^{-1}$ ,  $n_{VG} = 3,18$ ,  $K_s = 2\,400 \text{ cm d}^{-1}$ ,  $w_f = 0,05$ . Retenční prostor byl upraven na  $\theta_r = 0,0 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  a  $\theta_s = 0,035 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  a hydraulická vodivost na  $K_s = 2\,000 \text{ cm d}^{-1}$ . Hydraulické parametry preferenční domény byly zvoleny shodné pro substrátovou a drenážní vrstvu z důvodu konvergence výpočtu modelu.

#### 3.9.4. Optimalizace SID modelu

Aby byla dosažena co nejlepší shoda modelu s měřením, byly optimalizovány vybrané parametry s cílem snížení sumy kvadrátů odchylek měřeného a simulovaného kumulativního odtoku v 5minutovém časovém kroku. Využito bylo softwaru PEST ([Doherty et al., 1994](#)), který umožňuje optimalizaci parametrů nezávisle na typu modelu a jeho vnitřní struktuře. Založen je na algoritmu Levenberga-Marquardta pro nelineární optimalizaci ([Marquardt, 1963](#)). Pro parametry byly zvoleny následující meze  $\theta_s = (0,100;0,700) \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ ,  $\alpha_{VG} = (0,001;1,000) \text{ cm}^{-1}$ ,  $n_{VG} = (1,01;5,00)$ ,  $K_s = (5;1000) \text{ cm d}^{-1}$  pro substrátovou vrstvu **TECHu**,  $\theta_s = (0,100;0,500) \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ ,  $\alpha_{VG} = (0,100;1,000) \text{ cm}^{-1}$ ,  $n_{VG} = (1,01;5,00)$ ,  $K_s = (30;1000) \text{ cm d}^{-1}$  pro substrátovou vrstvu **OPTI** a  $\alpha_{VG} = (0,01;1,000) \text{ cm}^{-1}$ ,  $n_{VG} = (1,05;2,50)$ ,  $w_f = (0;0,4) \%$  pro preferenční doménu **ACu** a **ACa**. U segmentů **ACu** a **ACa** byla navíc vizuálně kontrolována shoda simulované a měřené vlhkosti a zásoby vody v optimalizačním období.

Stejná metoda optimalizace byla použita pro vybrané parametry modelu přenosu tepla. Cílem v tomto případě bylo snížit sumy kvadrátů odchylek měřené a simulované aktuální



teploty substrátu. Pro optimalizované parametry byly zvoleny následující meze  $\lambda_{\text{dry}} = (0,01;0,50) \text{ W m}^{-1} \text{ K}^{-1}$ ,  $\lambda_{\text{sat}} = (0,50;2,00) \text{ W m}^{-1} \text{ K}^{-1}$ .

### 3.9.5. Návrhové scénáře

Model S1D byl využit k ověření vlivu změny konfigurace zelenostřešního souvrství na hydrologický a tepelný režim segmentů. Konkrétně byl testován vliv použitého druhu vegetace a mocnosti substrátu s rozsahem 25 až 150 mm. Minimální mocnost 25 mm je nezbytná pro to, aby rozchodníky přežily (van Woert et al., 2005a) a mocnost substrátu 150 mm je často považována za horní hranici u extenzivních zelených střech. Změna vegetace byla reprezentována změnou kořenového odporu  $r_{\text{root}}$  v rozmezí 1 000 až 15 000 d, které pokrývá široké druhové spektrum hodnot dostupných v literatuře (Riegera a Litvina (1999), Zwienieckiem a Boersmu (1997) a de Jong van Lierem et al. (2013)).

Posouzen byl také nepříznivý vliv zvyšující se mocnosti substrátu, a to zvyšující se hmotnost zeleného souvrství (opět s mocností substrátu v rozmezí 25 až 150 mm). Celková hmotnost zahrnuje: (1) vrstvu substrátu s proměnnou hmotností (vrstva substrátu dané hloubky a současně maximální zásoba vody, která byla zaznamenána dle modelu během sledované vegetační části roku) a (2) vrstvy s konstantní hmotností (filtrační geotextilie  $0,4 \text{ kg m}^{-2}$ , drenážní popová fólie zcela naplněná vodou  $6,4 \text{ kg m}^{-2}$  pro **TECH** a  $5,0 \text{ kg m}^{-2}$  pro **OPTI**, ochranná geotextilie  $0,4 \text{ kg m}^{-2}$  a hydroizolace  $1,3 \text{ kg m}^{-2}$ ).

## 3.10. KRITÉRIA SHODY MODELU S MĚŘENÍM

Kvalita shody modelu s měřeními byla posouzena dvěma kritérii, používanými pro hydrologické modely. Prvním kritériem je zobecněná směrodatná odchylka RMSE z anglického *root mean square error*, která není ovlivněna počtem časových kroků, na rozdíl od sumy kvadrátů odchylek a je proto vhodnější k posouzení kvality předpovědi modelu:

$$RMSE = \left[ n^{-1} \sum_{i=1}^n (Q_i^{\text{sim}} - Q_i^{\text{obs}})^2 \right]^{\frac{1}{2}} \quad (25)$$

kde  $Q^{\text{sim}}$  je v případě této práce modelem vypočítaná hodnota odtoku ( $\text{mm min}^{-1}$ ),  $Q^{\text{obs}}$  je měřená hodnota odtoku ( $\text{mm min}^{-1}$ ),  $i$  je časový krok (–) a  $n$  počet časových kroků zahrnutých do hodnocení (–). Kritérium má rozměr posuzované veličiny. Obecně není možné určit, jakých hodnot by kritérium mělo nabývat. Lze ovšem porovnávat výsledky z jednotlivých epizod mezi sebou.

Dalším kritériem shody je modelová efektivita NSE z anglického *Nash–Sutcliffe model efficiency* (Nash a Sutcliffe, 1970):

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_i^{\text{sim}} - Q_i^{\text{obs}})^2}{\sum_{i=1}^n (\Phi - Q_i^{\text{obs}})^2} \quad (26)$$

kde  $\Phi$  je průměr měřeného odtoku ( $\text{mm min}^{-1}$ ). NSE nabývá hodnot v rozsahu od  $-\infty$  do 1. Hodnota NSE menší než 0 indikuje, že výsledek modelu není lepší než průměr měřeného odtoku. NSE rovno 1 vyjadřuje perfektní shodu modelu s měřeným odtokem. Obě kritéria

V některých případech byl navíc použit koeficient determinace  $R^2$ .

## 4. VÝSLEDKY A DISKUZE

### 4.1. HYDROLOGICKÝ A TEPELNÝ REŽIM

Pro lepší pochopení hydrologické a tepelné reakce segmentů extenzivních zelených střech na klimatické podněty byla provedena analýza měřeného odtoku ze segmentů, vlhkosti a teploty jejich substrátu a snímků vegetačního pokryvu.

#### 4.1.1. Odtokové charakteristiky

Jako první byl vypočítán odtokový koeficient pro celé sledované části let 2014 (září až listopad) a 2015 (duben až listopad) a zároveň pro jednotlivé srážkoodtokové epizody. Podmínky vhodnosti epizody pro simulování odtoku splnilo celkem osm epizod z roku 2014 (epizody č. 1–8, Tab. 5) a deset epizod z roku 2015 (epizody č. 9–18, Tab. 5). Žádná z epizod nevykázala dobu opakování vyšší než jeden rok (dle metodiky Němce, 1965).

Segment **TECH** vykázal odtokový koeficient 0,38 v roce 2014 a 0,28 v roce 2015, segment **OPTI** 0,73 v roce 2014 a 0,46 v roce 2015. Odtokový koeficient jednotlivých epizod se pohybuje od 0,04 po 0,90 v případě **TECHu** a od 0,31 po 1,00 u **OPTI** (Tab. 5). Rozdíl mezi segmenty je způsoben především jejich rozdílnou retenční kapacitou. Při uvážení natočení drenážní vrstvy a pórovitosti substrátů, může segment **TECH** zadržet potenciálně až 7,7 mm vody a **OPTI** 5,4 mm. Pokud by byl zahrnut také vliv rozsahu vegetačního pokryvu, může se tento rozdíl ještě prohloubit.

Tab. 5: Základní hydrologické parametry vybraných srážkoodtokových epizod pro simulaci odtoku základními konceptuálními modely.

Číslo epizody	Čas začátku	Srážkový úhrn <sup>†</sup> (mm)	Max. srážková intenzita (mm h <sup>-1</sup> )	Doba trvání epizody (min)	Odtokový koeficient <sup>‡</sup> (-)	
					TECH	OPTI
1	08/09/2014 15:05	6.6	32.4	870	0.04	0.56
2	11/09/2014 15:20	51.4	30.0	1 700	0.65	0.76
3	21/09/2014 19:45	12.2	38.4	525	0.17	0.49
4	13/10/2014 23:00	14.4	12.0	685	0.09	0.71
5	15/10/2014 10:50	11.4	16.8	1 720	0.41	0.94
6	21/10/2014 22:00	6.1	12.0	530	0.05	0.37
7	22/10/2014 11:15	6.1	2.4	1 320	0.39	0.98 <sup>#</sup>
8	18/11/2014 02:55	23.4	4.8	2 230	0.30	0.97 <sup>#</sup>
9	27/04/2015 19:15	17.3	30.0	1 515	0.17	0.58
10	05/05/2015 21:30	10.4	6.0	895	0.05	0.49
11	08/06/2015 21:50	13.9	6.0	940	0.12	0.55
12	25/07/2015 05:35	6.0	30.0	315	0.02	0.31
13	16/08/2015 16:00	14.9	43.2	735	0.11	0.68
14	17/08/2015 07:15	34.9	8.4	2 185	0.90	1.00 <sup>#</sup>
15	07/10/2015 04:35	20.2	6.0	2 045	0.33	0.80
16	14/10/2015 03:10	17.2	6.0	3 320	0.88	1.00 <sup>#</sup>
17	19/11/2015 16:35	13.2	19.2	895	0.29	0.66
18	29/11/2015 23:15	12.2	6.0	2 200	0.77	0.76

<sup>†</sup>celkový měřený srážkový úhrn všech epizod byl 131,6 mm v roce 2014, respektive 160,2 mm v roce 2015

<sup>#</sup>z důvodu krátkodobého selhání překlopného průtokoměru u segmentu OPTI během intenzivních srážkových epizod č. 7, 8, 14 a 16 jsou prezentovány pouze přibližné hodnoty odtokových koeficientů

Po celá sledovaná období v letech 2014 a 2015 vykazoval segment **TECH** v porovnání s **OPTI** vyšší vegetační pokryvnost o více než 100 % (Jelínková et al., 2016). K lepšímu vegetačnímu rozvoji přispěl pravděpodobně vyšší obsah organické hmoty obsažené v substrátu **TECH**. Obr. 8 zobrazuje závislost vegetační pokryvnosti na 50denním odtokovém koeficientu. Zřejmý rozdíl reakcí obou segmentů na srážkovou událost je pravděpodobně způsoben

strukturálními rozdíly diskutovanými výše. Nicméně, klesající trend odtokového koeficientu při zvyšování vegetační pokrývnosti je možné sledovat v obou případech. Větší plocha vegetace totiž dokáže zadržet na svém povrchu větší množství dešťové vody a zároveň pomocí transpirace rychleji vyprázdnit retenční kapacitu nižších vrstev substrátu a drenážní vrstvy, který je tak připraven pojmout nadcházející srážkovou událost.

Analyzováno bylo také zpoždění kulminační intenzity odtoku oproti maximální intenzitě srážky. V průměru toto zpoždění dosahovalo 57 min v případě segmentu **TECH** a 56 min u **OPTI** (s velkou směrodatnou odchylkou 83 a 76 min). Analýza meziroční změny této charakteristiky nebyla provedena. Důvodem bylo, že se v sadě vyskytlo několik epizod s více vrcholy srážkoodtokových intenzit a celkově nízkého počtu epizod.

Vypočteny byly dále srážkový úhrn v letech 2018, 2019 a 2020. Po opravě a doplnění dat byly zjištěny přijatelné odchylky dvou pozemních srážkoměrů v areálu **UCEEB** a srážkoměru na střeše budovy (největší odchylky +3,5 % a -4,9 %). Pouze v roce 2020 naměřil srážkoměr na jihozápadě o 12 % vyšší úhrn než zbývající dva srážkoměry. Měření v lokalitě Praha – Ruzyně vykazovalo v jednotlivých letech o 20–42 % vyšší srážkový úhrn. Vzhledem k poloze lokality Praha – Ruzyně, která se nachází v oblasti s vyšším průměrným ročním srážkovým úhrnem (dle map charakteristik klimatu **ČHMÚ**, 2020), je toto očekávatelný výsledek.

Kontrola kumulativních křivek odtoku v jednotlivých letech ze segmentů **ACu**, **ACa**, **BCa** a **BCu** (zde neprezentovány) však prokázala nekonzistenci měření odtoku u **BCu**. Ta spočívá v množství odtoku, které je během několika srážkových epizod v porovnání s ostatními segmenty největší a v několika případech naopak nejmenší. Segment **BCa** naopak vykázal nejméně odtoku ve všech letech a absenci reakce na některé větší epizody. Příčinou bylo selhání překlopného průtokoměru. Z těchto důvodů nebyl odtok z **BCa** a **BCu** analyzován. Konkrétní úhrny společně s odtokovými koeficienty segmentů **ACu** a **ACa** jsou v Tab. 6.

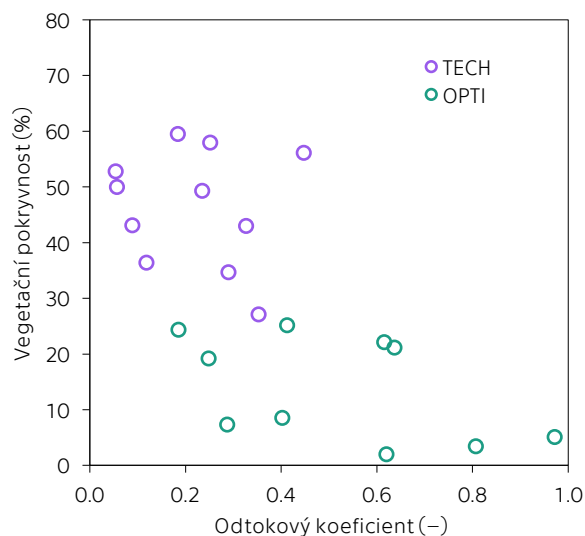
Tab. 6: Měřený srážkový úhrn a odtok ze segmentů **ACu** a **ACa** v letech 2018–2020 s odpovídajícími odtokovými koeficienty. V roce 2018 bylo vynecháno období 6.–14. června, 18. července a 22. srpna z důvodu aplikace záливок na plochy segmentů v těchto dnech.

Rok	Srážkový úhrn (mm)	Měřený odtok (mm) ACu	Odtokový koeficient (-) ACu	Měřený odtok (mm) ACa	Odtokový koeficient (-) ACa
2018	263,2 (324,0 <sup>†</sup> )	65,0	0,25	59,9	0,23
2019	333,0	60,81	0,18	52,4	0,16
2020	398,9	94,0	0,24	79,2	0,20

<sup>†</sup>úhrn v závorce je uveden pro celý rok

Srážkově nejbohatším byl rok 2020. Roky 2018 a 2019 byly srážkově chudší. V případě odtoku ze segmentů bylo větší množství naměřeno u **ACu** než u **ACa** ve všech sledovaných letech. Konkrétně o 9 % větší odtok v roce 2018, o 16 % v roce 2019 a o 19 % v roce 2020. Důvodem je větší pokrývnost **ACa**, jejíž efekt byl již popsán u segmentů **TECH** a **OPTI**.

Mimo analyzovaný soubor je série navazujících epizod z 6.–14. června 2018. Důvodem byly zálivky přecházející epizodám, provedeny za účelem ochrany vegetace před odumřením po delším bezdeštném období. Během těchto pěti dnů byla u **ACu** naměřena odtoková výška 22,8 mm a u **ACa** 39,9 mm. U segmentu **ACa** s rozhodnickovým kobercem, způsobujícím pomalejší vysoušení nižších vrstev než u **ACu** (viz Kapitola 4.1.4.), byl substrát na počátku série epizod díky zálivkám vlhčí. Vyšší relativní vlhkost segmentu vedla k tvorbě většího množství odtoku než u **ACu**. Další dvě zálivky proběhly 18. července a 22. srpna 2018. Odtok vzniklý



Obr. 8: Vliv vegetační pokrývnosti stanovené pomocí snímků z let 2014 a 2015 na odtokový koeficient z období 25 dní před pořízením snímku a 25 dní po něm.

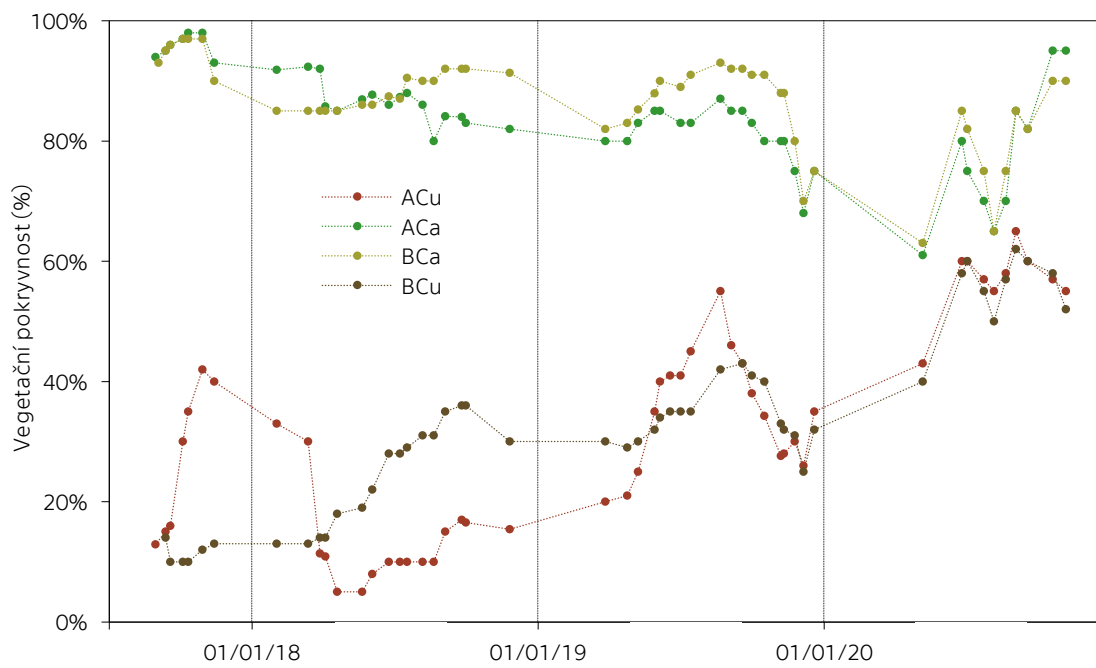
v těchto dnech (asi 2,8 mm) není v Tab. 6 uvažován. Zálivky neměly žádný vliv na období, které následovalo.

#### 4.1.2. Vývoj vegetační pokrývnosti

Provedena byla také analýza vegetační pokrývnosti v letech 2017–2020 u čtyř rekonstruovaných segmentů. Během odhadu pokrývnosti za použití snímků s různým rozlišením ( $250 \times 250$  a  $500 \times 500$  pixelů) byla sledována výrazně nižší odchylka výsledných hodnot pokrývnosti, než je předpokládaná nejistota metody odhadu pokrývnosti. Vhodnější je tedy použití snímků s menším rozlišením, u nichž je výpočetní čas potřebný k vyhodnocení řádově nižší (vzhledem k vyššímu počtu snímků a opakovanému běhu vyhodnocujícího algoritmu). Při vizuální kontrole byla opravena většina hodnot pokrývnosti, průměrně o 7,9 % (maximálně o 30 %). Dle předpokladu (Kapitola 3.3.3.) nebyla automatická metoda schopna přesně určit pokrývnost u snímků s horší kvalitou. Použitý algoritmus navíc není schopný spolehlivě určit typ pokryvu v případě odumírající vegetace, případně rozvíjející se vegetace s netypickým zbarvením.

Výsledný vývoj pokrývnosti je vyneseno na Obr. 9. Patrný je rozdíl počáteční pokrývnosti ploch s rozchodníkovým kobercem **ACa** a **BCa** (téměř 100 %) a osázených rozchodníkovými řízků **ACu** a **BCu** (přibližně 10 %). Oba segmenty s kobercem měly v průběhu tří let výzkumu velmi podobný vývoj pokrývnosti. Jednalo se o klesající trend, přerušovaný až v roce 2020, kdy rozvoji vegetace napomohl vyšší srážkový úhrn (Tab. 6) a nižší průměrná teplota (Obr. P3). V obou segmentech navíc došlo ke znatelnému rozšíření mechu (přibližně 7 % plochy) a to především na krajích ozeleněných ploch, kam část dne vrhá stín vyvýšená boční strana (atika) segmentů. Kombinace vyššího množství srážek v roce 2020, schopnosti koberců déle zadržovat vláhu a stínění, tedy zjevně vytvořila vhodné podmínky pro šíření mechu. V případě segmentů osázených řízků byl trend vývoje pokrývnosti naopak stoupající. Na začátku září roku 2020 došlo téměř k vyrovnání pokrývnosti ploch s řízků a s kobercem.

V letech 2019 a 2020, po stabilizaci vegetace, je u všech segmentů znatelné střídání fenologických fází. Vegetace se začíná rozrůstat na začátku dubna, největší rozlohu zaujímá na začátku září a její úpadek ukončují pravděpodobně první mrazy na konci listopadu.



Obr. 9: Vývoj vegetační pokrývnosti čtyř segmentů zelených střeš v letech 2017–2020.

#### 4.1.3. Tepelné podmínky a jejich časové změny

Pro jednotlivé měsíce ve zkoumaném období 2017–2020 byly vytvořeny krabicové grafy (angl. *boxplots*) teploty substrátu čtyř segmentů (Obr. P3). Současně byly analyzovány průměrné měsíční teploty vzduchu v 7 cm nad povrchem střechy budovy UCEEB. Průměrná teplota vzduchu je očekávatelně ve většině měsíců vyšší než v substrátu segmentů. Dopadající záření je částečně přeměněno na latentní teplo spotřebované na výpar vody z povrchové vrstvy substrátu

a transpiraci rostlin. Tepelný tok do substrátu je tak částečně redukován. Opačný případ může nastat v období sucha, kdy rostliny omezí transpiraci a dopadající záření je substrátem transformováno a akumulováno. Tento jev (teplota substrátu vyšší než teplota vzduchu) je patrný při porovnání teplot substrátu segmentů pokrytých rozchodníkovými koberci s vyšší pokrývností a substrátu segmentů osazených rozchodníkovými řízký s nízkou pokrývností. Zatímco u segmentů **ACa** a **BCa** je průměrná měsíční teplota substrátu překonána průměrnou měsíční teplotou vzduchu v 10 a 9 měsících ze 39 ve zkoumaném období (průměrně o 0,4 °C), u segmentů **ACu** a **BCu** toto nastává v 13 a 16 měsících (průměrně o 0,60 a 1,24 °C). Vyšší teploty substrátu **BBcom** než substrátu **Acre** jsou pravděpodobně způsobeny jeho tmavší barvou, a tedy nižší odrazivostí.

Nižší pokrývnost segmentů **ACu** a **BCu** se projevuje také větším rozptylem teplot v jednotlivých měsících (vyšší boxy na Obr. P3, větší maxima a nižší minima) než u segmentů **ACa** a **BCa**. V substrátu **BCu** byla během každého zkoumaného léta překonána teplota 55 °C. Během zimních období byly naměřeny teploty substrátu výrazně pod bodem mrazu (až -18 °C). Zelené střechy jsou tedy vystaveny z hlediska teplotních výkyvů velmi extrémním podmínkám.

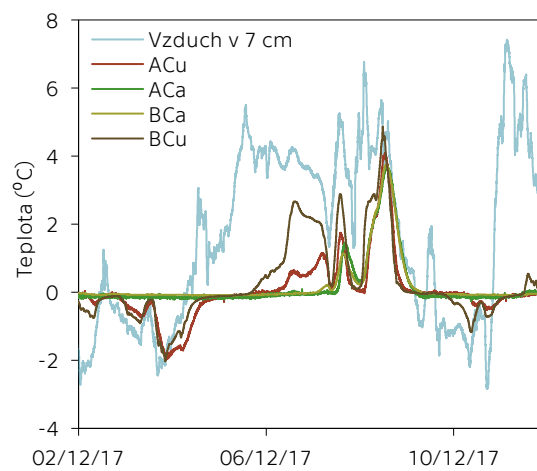
Poukázat je potřeba na měsíce, kdy je minimální teplota substrátu segmentů **ACa** a **BCa** přibližně 0 °C oproti **ACu** a **BCu**, u kterých teplota klesla pod bod mrazu. Tento stav nastal v listopadu a prosinci 2017, v lednu 2018, únoru, dubnu, říjnu a prosinci 2019 a u segmentu **BCu** navíc v březnu 2020. Důvodem je, že organická hmota tvořící vegetaci funguje jako izolační vrstva. Díky hustému prokořenění a vyšší pokrývnosti úspěšněji zabraňuje promrzání substrátu do větších hloubek. Na Obr. 10 je příklad průběhu aktuální teploty substrátu jednotlivých segmentů a vzduchu během 10 dnů v prosinci roku 2017. V tomto období dvakrát došlo ke snížení teploty substrátu segmentů **ACu** a **BCu** pod bod mrazu, zatímco teplota substrátu segmentů **ACa** a **BCa** zůstala v blízkosti bodu mrazu. Zároveň je na obrázku patrný další jev, a to zpoždění nárůstu teploty substrátu jednotlivých segmentů. Přestože souvrství **ACu** a **BCu** zahrnují 6 cm substrátu, dochází v nich k nárůstu teploty dříve než u souvrství **ACa** a **BCa** se 4 cm substrátu, ovšem zakrytých rozchodníkovým kobercem.

Souvrství nejvýrazněji zabraňující prostupu tepla (s nejmenším rozptylem měřených teplot substrátu) je souvrství segmentu **ACa** v roce 2018 a **BCa** v letech 2019 a 2020. Tento výsledek zhruba koreluje s vegetační pokrývností (Obr. 9), která je od druhé poloviny roku 2018 nejvyšší u segmentu **BCa**. V letech 2019 a 2020, kdy došlo k výraznějšímu rozšíření vegetace u segmentu **ACu**, lze navíc pozorovat snížení rozptylu teplot jeho substrátu jako u segmentů **ACa** a **BCa**. To je změna oproti roku 2018, kdy se rozptyl teplot **ACu** podobal **BCu**.

#### 4.1.4. Vlhkostní poměry

V případě měření vlhkosti substrátu segmentů stanovené nepřímo TDR čidly byla pozorována s časem se zvyšující frekvence výpadků a rozptyl měřených hodnot. Příklad průběhu vlhkosti ve vegetační části roku 2019 je na Obr. P2. Z tohoto důvodu nebyla provedena analýza meziročních změn vlhkostních poměrů. Měření jednoho z čidel v segmentu **ACu** bylo navíc z důvodu jeho nedostatečné reakce na vlhkostní změny zcela vyloučeno pro ostatní analýzy. Měřená vlhkost substrátu posloužila jako doplňková veličina pro porovnání se simulovanou vlhkostí S1D modelu a pro odhad intercepční kapacity.

Nejvyšší vlhkosti substrátu 0,40 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> dosahoval ve sledovaných letech 2019–2020 segment **ACa** díky pokryvu rozchodníkovým kobercem a substrátu **Acre**, který se oproti substrátu **BBcom** vyznačuje vyšší retenční schopností. Následuje segment **ACu** s maximální vlhkostí 0,27 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, **BCa** 0,25 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> a **BCu** 0,24 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>. Oproti laboratorně změřeným vlhkostem se jedná o nižší hodnoty (Tab. 2). Rozdíl je dán použitými metodami stanovení vlhkosti, nejistotou kalibrace vlhkostních čidel a rozdílnými vlivy, působícími na substrát v laboratorních a polních podmínkách. Čidla vlhkosti umístěná v segmentech s rozchodníkovým kobercem **ACa** a **BCa** se



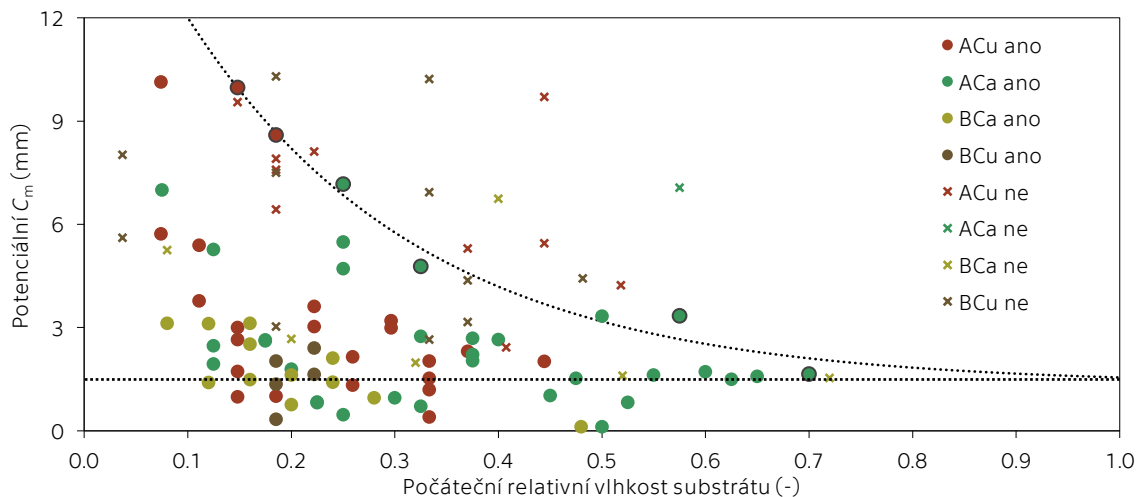
Obr. 10: Příklad průběhu teploty substrátu čtyř segmentů a vzduchu v 7 cm nad povrchem střechy budovy UCEEB během 10 dnů v roce 2017.

navíc vyznačují pomalejší reakcí na srážky oproti segmentům s rozhodníkovými řízků (např. 11. května 2019, Obr. P2) a pomaleji klesající sestupnou větví (např. 11. září 2019, Obr. P2).

#### 4.1.5. Odhad intercepční kapacity

Za účelem odhadu maximální intercepční kapacity  $C_m$  byla u segmentu s nejvyšší pokryvností a měřením hmotnosti, **ACa**, provedena analýza tvorby rosy a její případný vliv na proměnné zatížení segmentu. Předpokladem je, že se rosa vytvoří v množství přibližně odpovídajícím intercepční kapacitě  $C_m$ . Dle [Jia et al. \(2019\)](#) se takto může v semiaridních, tedy poněkud sušších, oblastech zachytit na vegetaci až 0,9 mm vody během jedné noci. Aktuální teplota v 7 cm nad povrchem střechy budovy byla porovnána s vypočtenou teplotou rosného bodu ve stejné výšce (Obr. P4). Bylo zjištěno, že podmínky pro vznik rosy (měřená teplota nad povrchem je nižší než teplota rosného bodu) jsou na střeše budovy splněny pouze v listopadu a prosinci, kdy je segment již ve stavu částečného nebo plného nasycení. Navíc se v tomto ročním období teploty pohybují velmi blízko bodu mrazu. Není tedy zřejmé, o jakou formu atmosférické depozice se jedná. Analýza tvorby rosy tak není v tomto případě použitelná pro stanovení velikosti  $C_m$ .

Provedena byla analýza malých srážkových epizod (do 5 mm) a reakce vlhkostních čidel na tyto epizody. Předpokladem je, že srážkové epizody s vysokou počáteční relativní vlhkostí substrátu byly zadrženy právě vegetací, pokud je vlhkostní čidlo nezaregistrovalo. Pro každou takovou epizodu byla u každého ze segmentů nalezena počáteční vlhkost substrátu a zaznamenána binární reakce vlhkostních čidel. Stanovena byla potenciální  $C_m$  jako podíl srážkového úhrnu epizody a aktuální pokryvnosti daného segmentu. Potenciální  $C_m$  vyjadřuje, jaký maximální srážkový úhrn mohl být během dané epizody vegetací segmentu zadrženo. Zjištěné informace jsou vyneseny na Obr. 11. Ke stanovení  $C_m$  jsou nevhodnější epizody s nejvyšší potenciální  $C_m$  (hledána je nejvyšší možná hodnota  $C_m$ ), s nejvyšší počáteční relativní vlhkostí substrátu (aby byl vyloučen vliv retence substrátu na analýzu), bez reakce vlhkostních čidel a z období, kdy byla zároveň vysoká pokryvnost daného segmentu. Body, které reprezentují takové epizody, byly na Obr. 11 proloženy exponenciální křivkou. Té v případě počáteční relativní vlhkosti substrátu 100 % náleží potenciální  $C_m = 1,54$  mm (při relativní vlhkosti substrátu 100 % byla srážka zadržena pouze vegetací). Pod touto hodnotou  $C_m$  není navíc žádná epizoda, během které by reagovala vlhkostní čidla, tzn. srážka byla zcela zadržena substrátem a vegetací nad čidlem. Hodnota  $C_m$ , použitá pro další analýzy, byla zaokrouhlena na 1,5 mm.



Obr. 11: Analýza srážkových epizod s úhrnem menším než 5 mm a reakce vlhkostních čidel na tyto epizody (ano / ne). Zvýrazněny jsou body proloženy exponenciální křivkou. Úroveň potenciální  $C_m = 1,5$  mm, pod kterou se nevyskytují epizody, na něž by čidla reagovala, je považována za hodnotu maximální intercepční kapacity  $C_m$ .

## 4.2. ODTOK SIMULOVANÝ KONCEPTUÁLNÍMI MODELY

### 4.2.1. Hodnoty efektivních parametrů

Nejprve byly zjištěny optimalizační efektivní hodnoty parametrů obou modelů  $k$ ,  $n$  a  $S_R$  pro sady epizod z let 2014 a 2015 oddělené (scénář A) a následně pro celou sadu epizod (scénář B). Výsledek optimalizace je uveden v Tab. 7 pro NR model a Tab. 8 pro LC model. Oba modely byly schopny popsat odtok v případě segmentu **TECH** s přijatelnými hodnotami RMSE, ovšem se záporným NSE. Schopnost modelů simulovat měřená odtoková data z **TECH**u byla celkově nedostatečná, především s ohledem na časování odtoku (indikováno zápornými hodnotami NSE).

Naopak v případě segmentu **OPTI** byly oba modely schopny simulovat odtok relativně úspěšně. NR model byl úspěšnější v porovnání s LC modelem dle obou kritérií shody (nižší RMSE, vyšší NSE). Co se epizod z jednotlivých období týče, odtok byl úspěšněji simulován u epizod z roku 2015 v případě obou segmentů (viz RMSE v Tab. 7 a Tab. 8). Důvodem může být počáteční konsolidace substrátu a rychlý rozvoj vegetace po založení segmentů v roce 2014.

Optimalizované hodnoty maximální retenční kapacity byly v případě **OPTI** nižší než odhadnuté počáteční hodnoty (průměr 2,2 mm NR modelu a 2,8 mm LC modelu v porovnání s počáteční hodnotou 4,0 mm), což může být způsobeno tím, že je počáteční hodnota stanovena pro zcela suchý systém, zatímco optimalizované hodnoty jsou stanoveny pro epizody s různě zaplněnou retenční kapacitou. U retenční kapacity **TECH**u se toto projevilo pouze v roce 2015, pro který bylo stanoveno  $S_{R-NR} = 5,7$  mm a  $S_{R-LC} = 7,0$  mm oproti počátečnímu odhadu 10,0 mm.

Tab. 7: Efektivní hodnoty parametrů nelineárního rezervoáru (NR model) pro scénáře A a B, to znamená optimalizované hodnoty pro epizody v částech let 2014 a 2015 a celý soubor epizod.

Scénář	$k_{NR}$ (mm <sup>(1-n<sub>NR</sub>)</sup> )	$n_{NR}$ (-)	$S_{R-NR}$ (mm)	NSE (-) <sup>†</sup>	RMSE (mm/h) <sup>†</sup>
Segment TECH					
A (2014)	9,5E-01	1,8	14,9	-0,30 ± 0,42	0,75 ± 1,18
A (2015)	4,0E-06	6,1	5,7	-0,50 ± 0,88	0,46 ± 0,22
B (celá sada)	4,0E-06	6,1	10,4	-0,03 ± 0,24	0,45 ± 0,36
Segment OPTI					
A (2014)	4,7E-02	2,1	2,3	0,52 ± 0,25	0,82 ± 0,50
A (2015)	8,9E-03	3,6	2,2	0,66 ± 0,18	0,56 ± 0,24
B (celá sada)	1,6E-02	3,1	2,2	0,59 ± 0,23	0,68 ± 0,41

<sup>†</sup>NSE a RMSE jsou aritmetické průměry hodnotitelů pro jednotlivé srážkoodtokové epizody zahrnuté v daném scénáři, doplněné o směrodatnou odchylku

Zajímavý je výsledek optimalizace parametrů LC modelu, během které byla kaskáda několika rezervoárů redukována ve třech případech ze čtyř (scénáře A) na jeden rezervoár ( $n_{LC}$ , Tab. 8). To je pravděpodobně způsobeno rychlou odtokovou reakcí simulovaných systémů, reprezentovanou strmou vzestupnou větví hydrogramu. Také to může znamenat, že je odtok v jakémkoli čase závislý hlavně na množství vody v detenční zásobě.

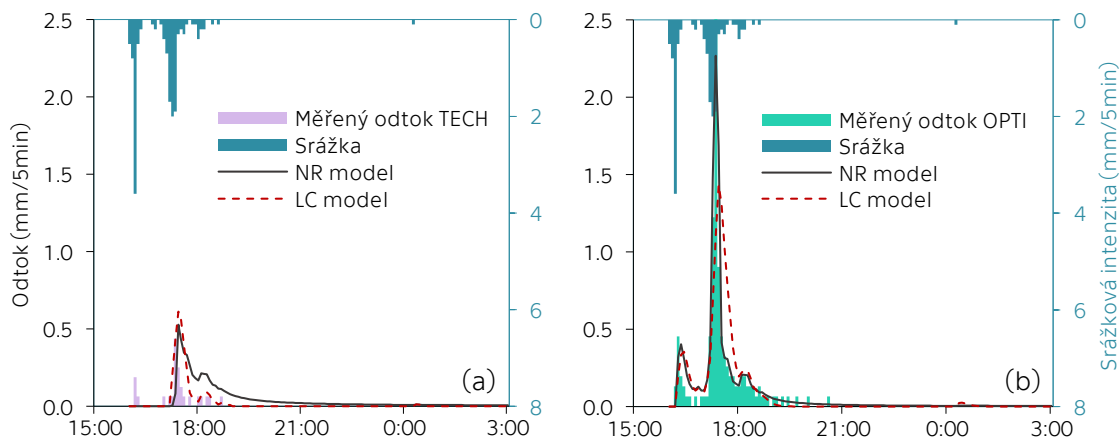
Tab. 8: Efektivní hodnoty parametrů kaskády lineárních rezervoárů (LC model) pro scénáře A a B, to znamená optimalizované hodnoty pro epizody v částech let 2014 a 2015 a celý soubor epizod.

Scénář	$k_{LC}$ (min)	$n_{LC}$ (-)	$S_{R-LC}$ (mm)	NSE (-) <sup>†</sup>	RMSE (mm/h) <sup>†</sup>
Segment TECH					
A (2014)	10,5	1,0	10,2	-0,59 ± 1,72	0,51 ± 0,41
A (2015)	35,2	1,0	7,0	-1,39 ± 2,35	0,50 ± 0,20
B (celá sada)	18,0	1,4	9,7	-1,24 ± 2,67	0,55 ± 0,42
Segment OPTI					
A (2014)	34,8	1,0	1,7	0,48 ± 0,22	0,88 ± 0,55
A (2015)	7,3	2,2	4,0	0,48 ± 0,22	0,81 ± 0,62
B (celá sada)	9,6	1,9	2,8	0,48 ± 0,21	0,84 ± 0,58

<sup>†</sup>NSE a RMSE jsou aritmetické průměry hodnotitelů pro jednotlivé srážkoodtokové epizody zahrnuté v daném scénáři, doplněné o směrodatnou odchylku

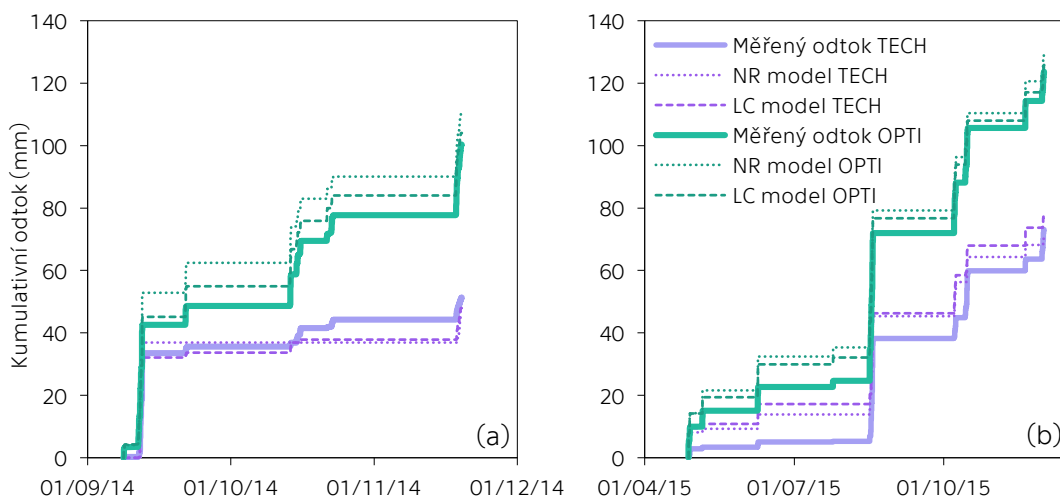
#### 4.2.2. Příklady předpovědi modelů

Typický výsledek obou modelů zobrazuje Obr. 12 se srážkovou událostí č. 13 a odtokem z obou segmentů. LC model poskytl lepší výsledek než model NR v případě segmentu **TECH**. Dostatečně odhadnuto bylo hlavně časování kulminačního odtoku a množství odtoku. Naopak velikost špičkového odtoku byla nadhodnocena a prvotní záznam odtoku nebyl LC modelem zachycen. V případě NR modelu neodpovídá ani časování, ani tvar simulovaného odtoku měřeným hodnotám. Stejná epizoda byla naopak v případě odtoku z **OPTI** modelem NR zachycena úspěšně. LC model poskytl relativně přesný odhad množství odtoku. Variabilita hydrogramu, jeho klesající větve a hlavní špičkový odtok nebyly ovšem zachyceny dostatečně přesně. Část (a) Obr. 12 reprezentuje typický příklad ze skupiny srážkoodtokových epizod s nízkým odtokovým koeficientem, u kterých simulace modelů dosahovaly nízké úspěšnosti. Vliv na tento výsledek má uvážení nulové počáteční retenční kapacity u všech epizod. Ve skutečnosti se mění využitelná retenční kapacita v souvislosti s délkou předcházejícího bezdeštného období a intenzitou evapotranspirace během něj.



Obr. 12: Příklad úspěšnosti modelu nelineárního rezervoárů (NR) a kaskády lineárních rezervoárů (LC) pro srážkoodtokovou epizodu č. 13 z 16. srpna 2015 (vypočítáno za použití optimalizovaných parametrů pro sezónu 2015). Hodnotitelé NSE / RMSE  $-1,61 / 0,93$  mm/h pro NR model a  $-0,69 / 0,75$  mm/h pro LC model a segment **TECH** (a) a  $0,88 / 1,17$  mm/h pro NR model a  $0,49 / 2,44$  mm/h pro LC model a segment **OPTI** (b).

Obrázek 13 zobrazuje přehled kumulativních měřených a simulovaných odtoků jednotlivých epizod ze scénáře A. V roce 2014 bylo vypočítáno relativně přesně množství odtoku pro oba segmenty (s rozdílem menším než 10 mm v případě **OPTI** a 5 mm v případě **TECH**). V roce 2015 je tento výsledek ještě lepší s ohledem na celkově vyšší celkové množství odtoku během této sezóny. U segmentu **OPTI** byly získány lepší výsledky než u segmentu **TECH** a v roce 2015 lepší než v roce 2014. V roce 2015 dosahují oba modely dokonce koeficientu determinace 0,99 pro kumulativní měřený a simulovaný odtok segmentu **OPTI**. Obecně ovšem oba modely



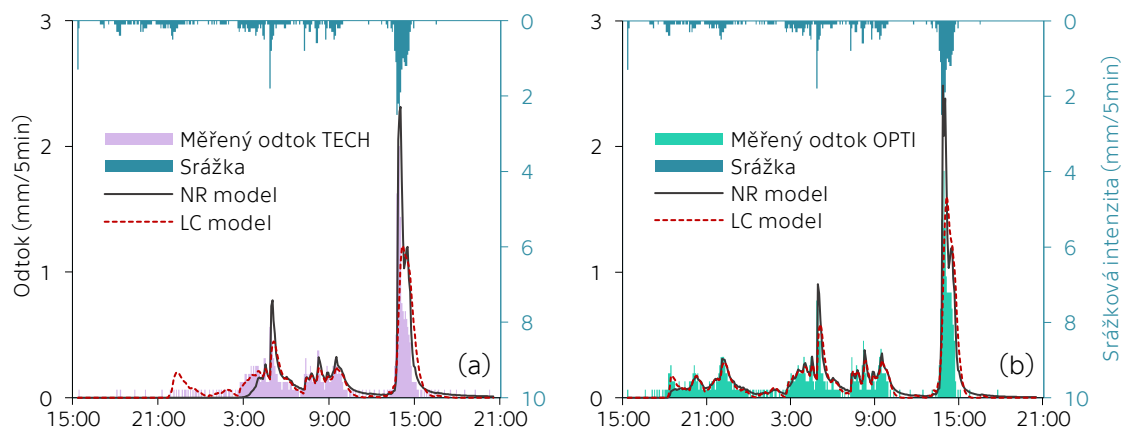
Obr. 13: Provnání měřených a simulovaných kumulovaných odtoků ze segmentů **TECH** a **OPTI** vypočítaných modelem nelineárního rezervoáru (NR) a kaskádou lineárních rezervoárů (LC) za použití optimalizovaných parametrů se scénářem A v sezónách 2014 (a) a 2015 (b). Zahrnuty jsou pouze odtoky z vybraných epizod.



vykazují nízkou schopnost odhadnout množství odtoku během jednotlivých srážkoodtokových epizod. Z hlediska odhadu množství odtoku jsou tedy modely vhodné spíše k aplikaci na delší časová období než pro individuální epizody. Hůře jsou na tom v tomto ohledu simulace epizodického odtoku ze segmentu **TECH** s maximální retenční kapacitou vyšší než **OPTI**. Ta vede k nižším odtokovým koeficientům **TECHu** (13 epizod z 18 má odtokový koeficient nižší než 0,35) a častějšímu selhání modelů. Optimalizovaný NR model simuloval nulový odtok z **TECHu** u šesti z celkově osmi epizod v roce 2014 (Obr. 13 (a)). Navíc, vyšší maximální retenční kapacita **TECHu** způsobuje relativně vyšší variabilitu jeho retenční kapacity na počátku jednotlivých epizod, která, jak už bylo řečeno, je uvažována volně konstantně pro všechny epizody. Pro dosažení lepšího výsledku by tak bylo potřeba variabilitu volné retenční kapacity také simulovat, ovšem za cenu zahrnutí evapotranspirace do modelové struktury.

Obtíže se simulací menších odtokových epizod jsou poměrně častým problémem. Například Krebs et al. (2016) se potýkali s těžce odhaditelnými malými epizodami ze segmentů zelených střech během testování modelu SWMM LID-GR. Jejich závěrem bylo, že je model úspěšný u epizod s odtokovým koeficientem větším než 0,50 a naopak při nižším koeficientu víceméně selhává. Zároveň ale podotýkají, že epizody s menším odtokovým koeficientem nejsou odtokově významné z hlediska celé sezóny, protože se jedná spíše o menší srážkoodtokové události. V jejich případě tyto epizody přispěly pouze ke 2 % z celkového měřeného odtoku. Nicméně, epizody s odtokovým koeficientem menším než 0,35 přispěly v případě této práce k 20 % celkového měřeného odtoku. Podle Krebs et al. (2016) je nezbytné do modelové struktury zahrnout proměnlivou vlhkost substrátu, aby byl model úspěšný i v případě menších epizod.

Alternativně byly optimalizovány parametry modelů pro celou sadu vybraných epizod. Získané hodnoty těchto efektivních parametrů jsou v Tab. 7 a Tab. 8. Oba modely vykázaly s tímto scénářem podobnou úspěšnost (NSE = 0,59, respektive 0,48). Tento výsledek je horší než pro scénář A, tedy optimalizaci parametrů pouze pro epizody z oddělených sezón. Optimalizační proces byl v zásadě nucen najít vhodné parametry pro odhad odtoku širšího spektra odlišných epizod. Zároveň výsledky obou scénářů indikují, že výsledné hodnoty stanovené se scénářem A nejsou přenositelné mezi jednotlivými studovanými sezónami, a tedy pravděpodobně ani do budoucích období nebo studií. Úspěšnost modelů je prezentována u jedné z lépe simulovaných epizod (epizoda č. 2, Obr. 14). Rozdíly simulovaných a měřených kumulativních odtoků byly pro tuto konkrétní epizodu menší než 10 %.



Obr. 14: Příklad úspěšnosti modelů nelineárního rezervoáru (NR) a kaskády lineárních rezervoárů (LC) pro srážkoodtokovou epizodu č. 2 z 11. září 2014 (vypočítáno za použití optimalizovaných parametrů pro celou sadu epizod - scénář B). Hodnotitelé NSE / RMSE 0,57 / 1,69 mm/h pro NR model a 0,45 / 1,91 mm/h pro LC model a segment TECH (a) a 0,57 / 1,68 mm/h pro NR model a 0,52 / 1,77 mm/h pro LC model a segment OPTI (b).

### 4.3. SIMULACE PROUDĚNÍ VODY A TRANSPORTU TEPLA MODELEM S1D

#### 4.3.1. Optimalizací získané hodnoty parametrů

Hydraulické parametry odhadnuté měřením, převzaté z literatury či optimalizované shrnuje Tab. 9. Hodnoty parametrů byly použity při simulacích, jejichž výsledky jsou dále prezentovány. Optimalizovány byly parametry  $\theta_s$ ,  $\alpha_{VG}$ ,  $n_{VG}$  a  $K_s$  substrátu dvouvrstvé varianty, případně efektivní vrstvy sdružené varianty. Zbytek parametrů byl fixován na počátečních hodnotách.

Proces optimalizace výše zmíněných parametrů byl spuštěn s hodnotami kořenového odporu  $r_{\text{root}}$  1 000, 7 500, 10 000 a 15 000 d (zde neprezentováno). Zatímco s hodnotou 1 000 d docházelo k transpiraci dostupné vláhy v řádu několika hodin a pokles simulované zásoby vody byl strmější než měřené, s hodnotou 10 000 d a vyšší naopak docházelo k vysoušení substrátu i déle než týden po srážkové epizodě v letním období. Z této sekvenční optimalizace vyplynula jako nejrelevantnější hodnota  $r_{\text{root}}$  7 500 d.

Relativní změna hodnoty nasycené vlhkosti po optimalizačním procesu byla přibližně 30 % oproti vstupní hodnotě. U hydraulické vodivosti a tvarového parametru  $n_{\text{VG}}$  to bylo 170 %. V případě  $\alpha_{\text{VG}}$  došlo k řádové změně tohoto parametru. Do výsledných hodnot parametrů se promítá vliv nejistot spojených s měřením hydraulických parametrů substrátu, s přítomností netěsností a preferenčních cest vznikajících v průběhu času a konceptuálních chyb zvoleného přístupu (například jeho jednorozměrný charakter reprezentující vícerozměrný systém).

Tab. 9: Hydraulické parametry testovacích segmentů zelených střech. Tučně zvýrazněné hodnoty byly získány optimalizačním procesem.

Varianta	Vrstva	Hloubka (mm)	$\theta_r$ ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ )	$\theta_s$ ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ )	$\alpha_{\text{VG}}$ ( $\text{cm}^{-1}$ )	$n_{\text{VG}}$ (–)	$K_s$ ( $\text{cm d}^{-1}$ )
TECH dvouvrstvá	substrátová	50	0,050	<b>0,380</b>	<b>0,540</b>	<b>1,77</b>	<b>64,7</b>
	drenážní	25	0,000	0,235	0,450	2,70	5 000
TECH sdružená	efektivní	75	0,050	<b>0,328</b>	<b>0,300</b>	<b>2,66</b>	<b>78,6</b>
OPTI dvouvrstvá	substrátová	50	0,050	<b>0,254</b>	<b>0,760</b>	<b>3,08</b>	<b>687</b>
	drenážní	25	0,000	0,169	0,450	2,70	5 000
OPTI sdružená	efektivní	75	0,050	<b>0,250</b>	<b>0,680</b>	<b>3,05</b>	<b>872</b>

$\theta_r$  a  $\theta_s$  jsou reziduální a nasycená vlhkost,  $K_s$  nasycená hydraulická vodivost,  $\alpha_{\text{VG}}$  a  $n_{\text{VG}}$  tvarové parametry retenční křivky (van Genuchten, 1980)

Vstupní parametry modelu přenosu tepla (Kapitola 3.9.3.) s optimalizovanými hodnotami nasycené a suché tepelné vodivosti substrátu získané optimalizací jsou v Tab. 10. Výsledné nasycené tepelné vodivosti substrátu jsou tak vyšší než měřené Jelínkovou et al. (2016), kteří ovšem neuvádějí, při jakém nasycení byla tepelná vodivost měřena.

Tab. 10: Tepelné parametry testovacích segmentů zelených střech. Tučně zvýrazněné hodnoty byly získány optimalizačním procesem.

Varianta	Vrstva	Hloubka (mm)	$\lambda_{\text{dry}}$ ( $\text{W m}^{-1} \text{K}^{-1}$ )	$\lambda_{\text{sat}}$ ( $\text{W m}^{-1} \text{K}^{-1}$ )	$K$ (–)	$C_s$ ( $\text{kJ kg}^{-1} \text{K}^{-1}$ )	$\epsilon_s$ (–)	$\epsilon_o$ (–)
TECH dvouvrstvá	substrátová	50	<b>0,158</b>	<b>0,706</b>	0,95	1,913	0,420	0,200
	drenážní	25	0,037	0,077	0,60	2,300	0,060	0,100
OPTI dvouvrstvá	substrátová	50	<b>0,226</b>	<b>0,565</b>	0,95	1,368	0,639	0,107
	drenážní	25	0,037	0,063	0,60	2,300	0,060	0,100

$\lambda_{\text{dry}}$  a  $\lambda_{\text{sat}}$  jsou tepelné vodivosti suchého a nasyceného substrátu,  $K$  tvarový parametr závisící na textuře a složení půdy (Côte a Konrad, 2005),  $C_s$  je tepelná kapacita minerální části,  $\epsilon_s$  a  $\epsilon_o$  jsou objemová zastoupení minerální, respektive organické hmoty

#### 4.3.2. Simulované složky vodní bilance

Složky vodní bilance ve sledovaném období (1. dubna až 30. září) jsou uvedeny v Tab. 11 pro oba starší testovací segmenty. Celkový srážkový úhrn byl v tomto období 186 mm a průměrná teplota 16,5 °C (meteorologická stanice UCEEB – střecha). To znamená relativně sušší a teplejší období, než je 30letý průměr stejných částí let 1981 až 2010 v lokalitě Praha – Ruzyně (srážkový úhrn 349 mm a průměrná teplota 14,3 °C), pro připomenutí se srážkovým úhrnem o 20–40 % větším, než bylo naměřeno stanicí UCEEB.

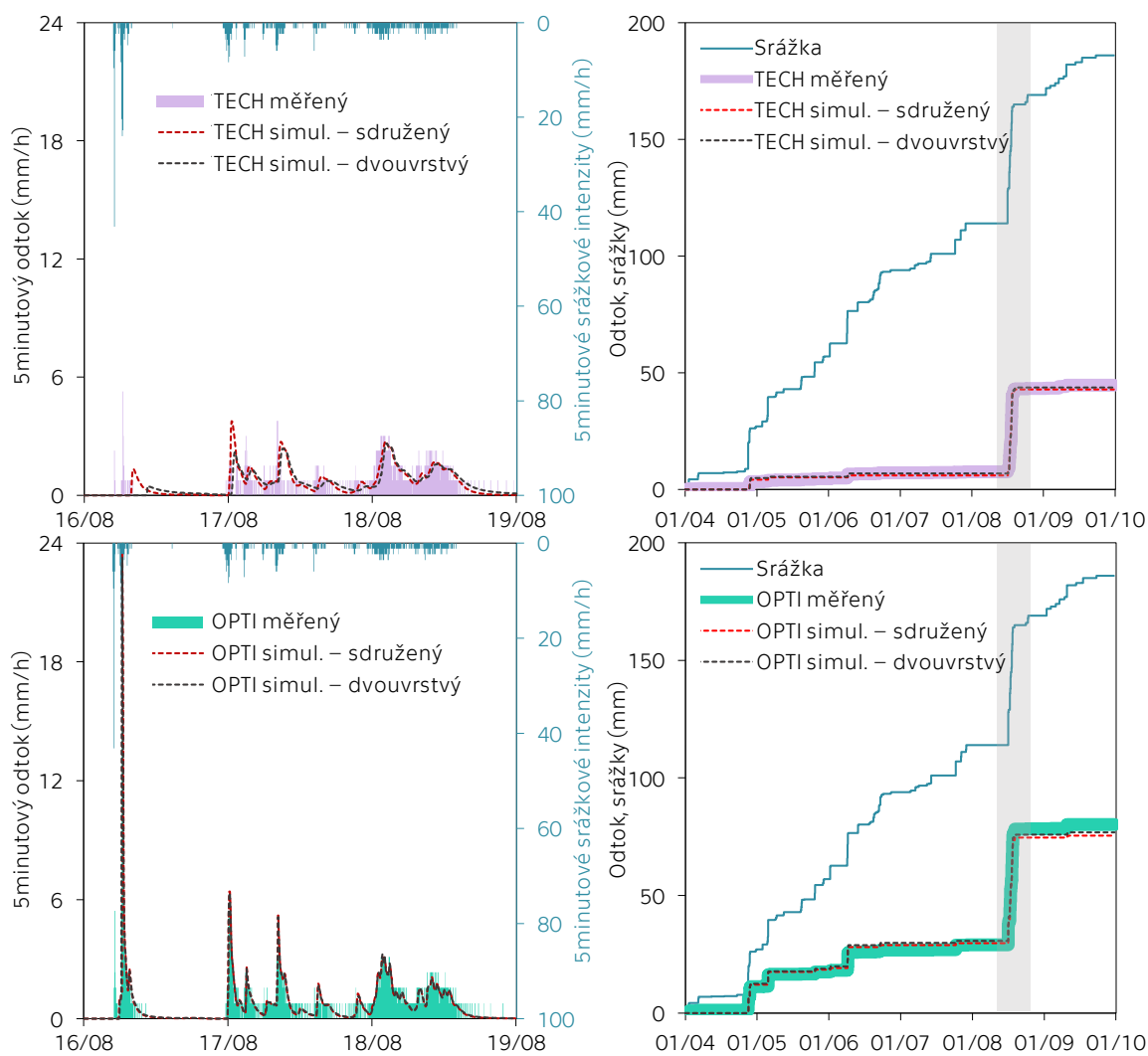
U segmentu **OPTI** byl naměřen téměř dvojnásobný odtok než u segmentu **TECH**, což odráží rozdílnou retenční schopnost těchto dvou systémů. V případě **TECHu** má větší retenční kapacitu jak substrát, tak drenážní vrstva. Model lehce podhodnotil odtok u všech simulačních variant (přibližně o 3 % v případě **TECH** a 4 % v případě **OPTI**). U obou segmentů poskytla dvouvrstvá varianta lepší odhad odtoku. Rozdíly jsou ovšem nevýznamné. Simulace byly velmi

podobně úspěšné v případě kumulativního odtoku proto, že byl model optimalizován s cílem snížit sumu kvadrátů odchylek měřeného a simulovaného kumulativního odtoku (pravá polovina Obr. 15).

Přibližně 33milimetrový rozdíl simulovaných odtoků ze segmentů se odráží v hodnotách aktuální transpirace (Tab. 11). To opět potvrzuje větší schopnost segmentu **TECH** zadržovat vodu, kterou mohou následně využít rostliny pro transpiraci. Nicméně, redukce potenciální evapotranspirace je značná ve všech případech. U segmentu **TECH** je  $T_a$  26 %  $ET_p$ , u **OPTI** pak 20 %. Důvodem jsou pravděpodobně obecně vyšší hodnoty potenciální evapotranspirace, vycházející při použití metody Penmana-Monteitha s měřenými veličinami (rychlost větru a příchozí radiace) na střeše budovy UCEEB, která je exponovaná vůči klimatickým jevům (vyvýšení 10 m nad okolním terénem).

Tab. 11: Složky vodní bilance segmentů zelených střech (měřený srážkový úhrn a odtok, předepsaná potenciální transpirace, modelovaný odtok a aktuální transpirace) během studovaného období (1. dubna až 30. září 2015) pro dvě varianty zjednodušení svislého řezu segmentů.

Zjednodušení	Srážkový úhrn (mm)	Měřený odtok (mm)	Modelovaný odtok (mm)	$T_p$ (mm)	$T_a$ (mm)
TECH – dvouvrstvá	186,0	44,6	43,6	556,5	142,4
TECH – sdružená	186,0	44,6	42,8	556,5	143,2
OPTI – dvouvrstvá	186,0	80,2	76,8	556,5	109,2
OPTI – sdružená	186,0	80,2	75,8	556,5	110,2



Obr. 15: Porovnání aktuálního měřeného a simulovaného odtoku ze dvou segmentů zelených střech během srpnové srážko-odtokové epizody (vlevo) a kumulativního z celé vegetační části roku 2015 (vpravo). Šedivě je zvýrazněná srpnová epizoda.

#### 4.3.3. Hydrologická reakce na srážkové epizody

Úspěšnost modelu proudění vody v segmentech je prezentována na Obr. 15 porovnáním měřeného a simulovaného odtoku. Odtoková reakce obou segmentů při největší srážkové epizodě ve sledovaném období je na levé polovině obrázku. Epizoda začala 16. srpna a byl během ní naměřen srážkový úhrn 49,8 mm. Odtok během epizody je úspěšně simulován v případě segmentu **OPTI** (NSE větší než 0,7). U segmentu **TECH** je odtok relativně opožděn v porovnání s měřením, což odráží NSE 0,23. NR a LC model, aplikovaný na stejná data (Obr. 12), dosáhl v případě epizody č. 13 (z 16. srpna) vizuálně lepší shody měřeného a simulovaného odtoku. Dosažení takové shody umožnil základním konceptuálním modelům, pro tuto epizodu vyhovující, stav počáteční zásoby vody. Simulace modelu S1D selhala především na počátku epizody u obou segmentů. Množství odtoku naměřené během epizody bylo zhruba dodrženo všemi modely (Obr. 13 a pravá polovina Obr. 15). Celkově byl kumulativní odtok vypočten modelem S1D velmi dobře u obou segmentů, pro období 1. dubna až 1. října 2015 lépe, než modely NR a LC.

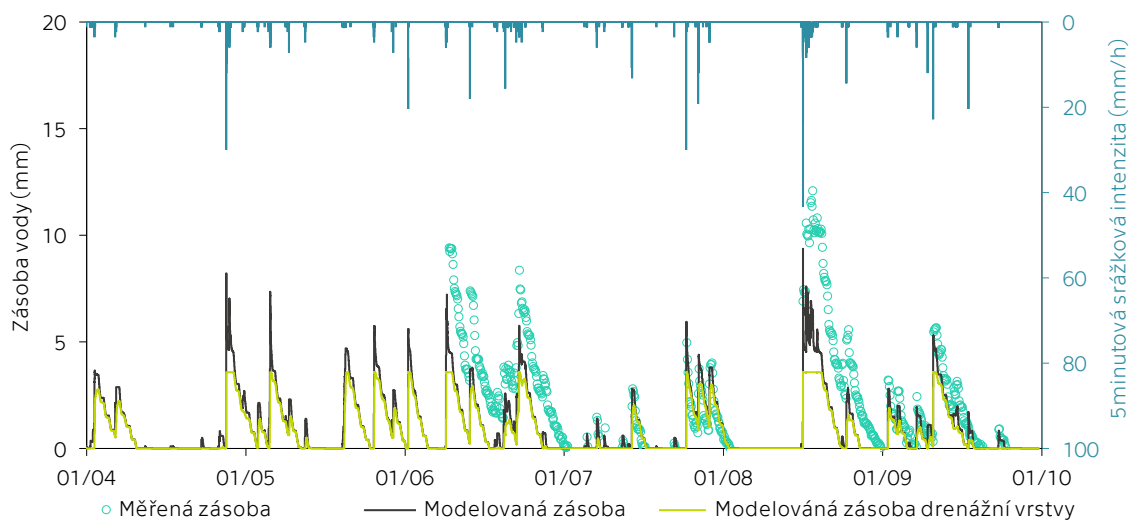
Důležité je, že tyto výsledky byly stanoveny u segmentů s efektivní plochou 1 m<sup>2</sup>, takže je prezentována především retenční schopnost skutečných zelených střech (tzn. redukce objemu odtoku). Význam detenční schopnosti (tzn. zpoždění a rozložení hydrogramu odtoku v čase) je v tomto případě zásadně limitován. Se zvětšující se plochou zelené střechy by se její význam zvyšoval (např. Palla et al., 2011). Začalo by navíc převažovat laterální proudění.

Vesuviano a Stovin (2013) studovali hydrologickou reakci samostatné drenážní vrstvy a zjistili, že odtok z ní je schopen simulovat základní konceptuální model nebo lze vyjádřit jednoduchou závislostí odtoku na srážce. Podobný závěr pro celé souvrství zelené střechy vyplývá z předešlé Kapitoly 4.2. Nicméně, konceptuální modely byly aplikovány pouze epizodicky a byla u nich předpokládána konstantně nulová počáteční retenční kapacita, nedostatečná u segmentu **TECH** s vyšší retenční kapacitou.

Drenážní vrstva společně se spodní okrajovou podmínkou mají zásadní vliv na výsledek simulace hydrologické reakce segmentů zelených střech. Dvouvrstvý systém zahrnující drenážní vrstvu a substrát může být nahrazen jednou efektivní vrstvou, popsanou sadou efektivních parametrů, které ovšem musí odrážet retenční schopnost celého souvrství včetně drenážní vrstvy. Pro tuto práci byly parametry sdružené simulační varianty stanovené inverzně a poskytly podobné výsledky jako dvouvrstvá simulační varianta (viz Tab. 9 a 11, Obr. 15).

#### 4.3.4. Zásoba vody a kořenový odběr

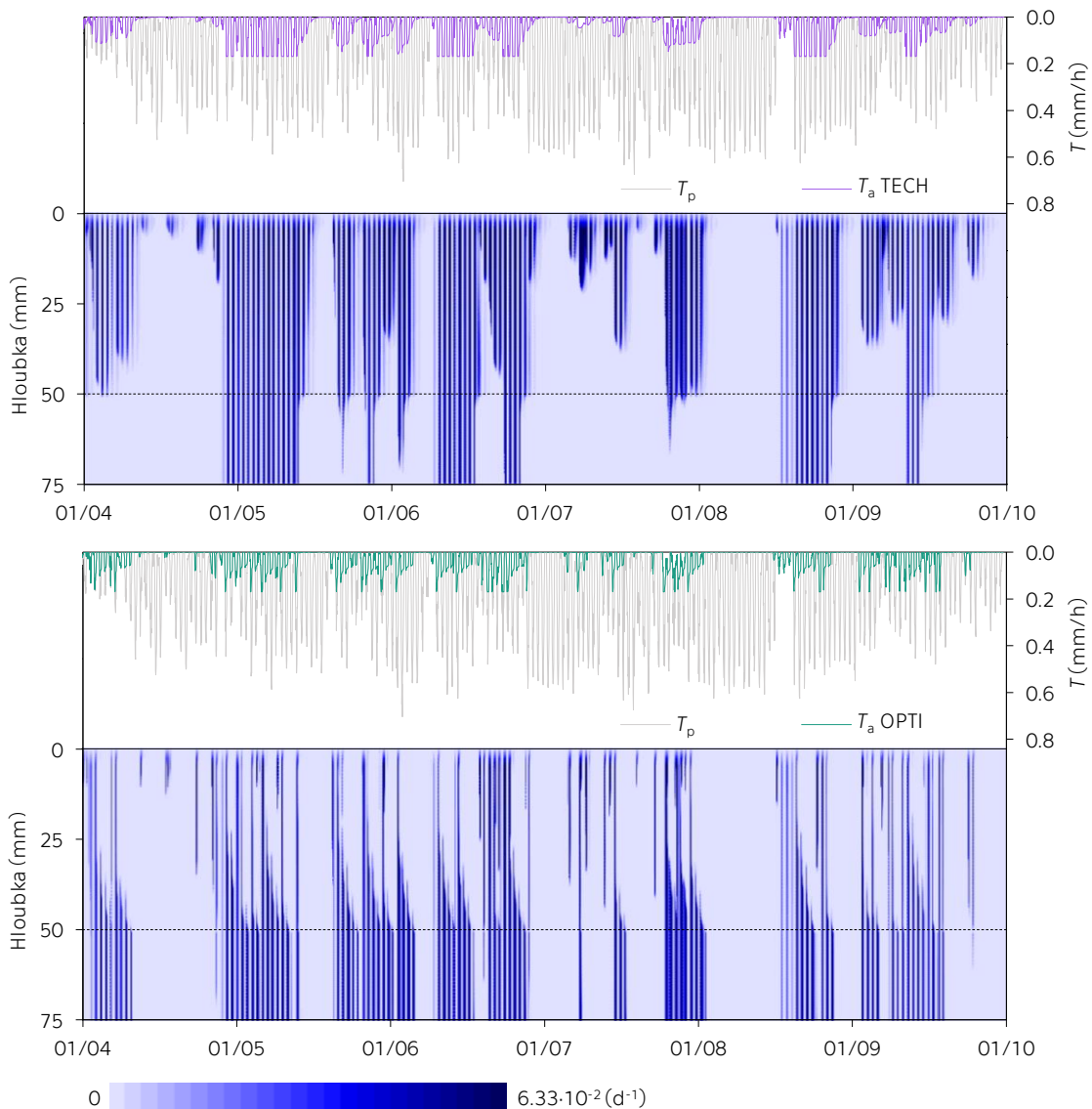
Průběh zásoby vody segmentu **OPTI** v čase je na Obr. 16. Měřené hodnoty byly získány odečtením hmotností konstrukce a jednotlivých vrstev od celkové měřené hmotnosti. Simulované hodnoty byly vypočteny pro dvouvrstvé členění svislého řezu segmentem. Časový průběh a rychlost poklesu měřené a simulované zásoby jsou velmi podobné ( $R^2 = 0,873$ , NSE = 0,75), zatímco velikost zásoby vody je podhodnocena během některých epizod s úhrnem větším než 12 mm (červen a září). Zvýšení simulované zásoby lze dosáhnout změnou parametrů retenční křivky substrátu, ovšem za cenu pravděpodobného snížení množství odtoku, a tedy zhoršení shody kumulativního odtoku modelu s měřením. Analýza Obr. 16 dále prokázala, že zásoba vody



Obr. 16: Měřená a modelovaná zásoba vody v segmentu OPTI (dvouvrstvá varianta).

v drenážní vrstvě segmentu **OPTI** je dominantní komponent celkové zásoby během zkoumaného období.

Porovnání modelované zásoby vody s měřenou hmotností souvrství segmentu **OPTI** navíc odhalilo možný vliv dvojí pórovitosti na jeho retenční schopnost. Nedostatek lze potenciálně odstranit využitím duální verze modelu. Ta reprezentuje nejen netěsnosti konstrukce segmentů a preferenční cesty vniklé v souvislosti s působením klimatických jevů urychlující odtok a zvyšující množství odtoku, ale také potenciálně dvojí pórovitost substrátů, která může ovlivňovat její retenční schopnost (Durner, 1994). Do antropogenních substrátů se totiž k organicky bohaté složce (rašelina, kompost atd.) přidává lehká, inertní, kamenitá složka s velmi úzkými póry, a tedy nízkou hydraulickou vodivostí. Pokud se voda začne infiltrovat do takové suché směsi, má tendenci spíše obtékat porézní kamenivo. Póry kameniva tak nejsou okamžitě plněny vodou. Plnit se začnou až po tom, co substrát zůstává dostatečně vlhký po delší dobu. Taková reakce substrátu není uvažována ve fyzikálním modelu aplikovaném na segment **OPTI**. Skutečnost, že je efektivní nasycená vlhkost substrátu **OPTI** použítá v modelu ( $0,254 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ ) nižší, než měřená výrobcem ( $0,35 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ ) podporuje tuto hypotézu.



Obr. 17: Simulované časoprostorové rozložení kořenového odběru vody pro segmenty TECH a OPTI s potenciální a aktuální transpirací (dvouvrstvá varianta) ve vegetační části roku 2015.

Na Obr. 17 je časoprostorové rozložení simulovaného kořenového odběru vody  $S$  (tmavší barva vyjadřuje vyšší intenzity kořenového odběru) obou segmentů (dvouvrstvá varianta). Patrný je rozdílný charakter kořenového odběru segmentu **TECH** a **OPTI**. U **TECH**u je největší množství vody odebíráno kořeny ze substrátu, kde segment zadržuje většinu vody (s průměrnou

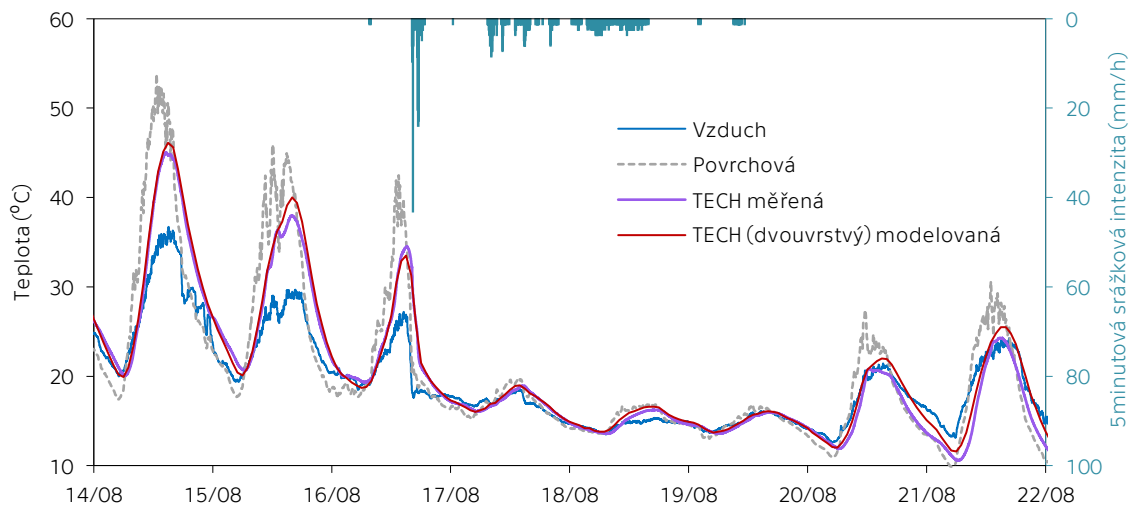
zásobou 2,65 mm, přibližně 4krát větší než 0,64 mm v drenážní vrstvě). V případě více propustného **OPTI** je voda odebírána kořeny rostlin především z drenážní vrstvy.

Maximální simulovaná intenzita aktuální transpirace (která může být dosažena pouze pokud je dostupná vlaha po celé výšce kořenového systému) je stejná u obou segmentů (Obr. 17), což je dáno parametry kořenového odběru ( $r_{\text{root}}$ ,  $r_0$ ,  $R$ ,  $H_{\text{crit}}$ ), odvíjejících se od druhu rostliny. Intenzita transpirace klesá, pokud se začne část souvrství vysoušet a kořenový odběr v této části je regulován zvyšujícím se odporem substrátu. Výhodou použitého modelu kořenového odběru je, že dokáže pracovat s prostorovým rozložením kořenového odběru vody a zároveň zohlednit dostupnost vody v celé kořenové zóně. Na druhou stranu chybí literatura s relevantními hodnotami parametrů pro rostliny používané na zelených střechách. Jedná se navíc často o rostliny (např. některé druhy rozchodníků) se specifickým chováním (dokážou přepínat způsob fotosyntézy mezi C3-cyklem a CAM cyklem, vhodným pro delší suchá období, [Starry et al., 2014](#)), které není v aplikovaném modelu zohledněno. Nicméně, není vyloučeno, že v budoucnu bude možné odhadnout podmínky, za jakých takto specifické rostliny na CAM cyklus přecházejí a následně tento proces do modelu zahrnout.

#### 4.3.5. Prostup tepla

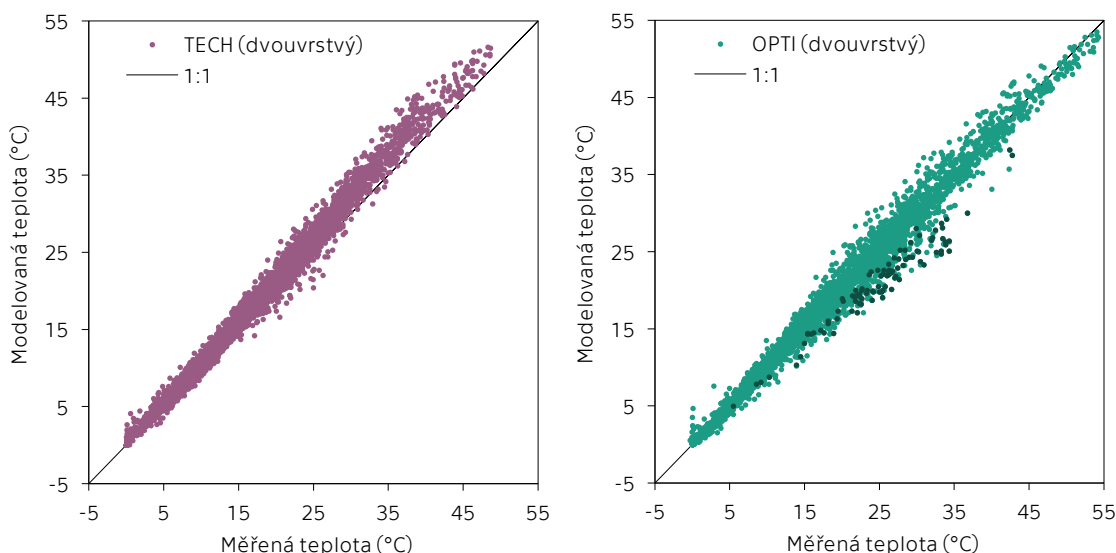
Obecně je předpokládán pokles rozptylu teploty substrátu s hloubkou substrátu, ve které je teplota měřena. V případě maximálních a minimálních denních teplot substrátu je předpokládáno zvyšující se zpoždění extrémů s hloubkou substrátu oproti teplotě na povrchu. Ve sledovaných segmentech (3,5 cm pod povrchem) a zkoumaném období bylo naměřeno snížení maximální denní povrchové teploty o 6 °C a zároveň zpoždění teplotního maxima o 5 hodin.

Příklad tepelného režimu segmentu **TECH** (dvouvrstvá varianta) dokumentuje Obr. 18 s měřenou a simulovanou teplotou substrátu z 8 po sobě jdoucích dnů zahrnujících větší srážkovou epizodu. Snížení a zpoždění maximálních teplot mezi povrchem substrátu (použitého jako horní okrajová podmínka modelu) a měřenou, respektive simulovanou teplotou ve 35 mm pod povrchem je patrné v prvních 3 dnech. V průběhu srážkové epizody jsou rozdíly teplot minimální. Substrát je ochlazován srážkovou vodou, která má podobnou teplotu jako okolní vzduch. Shoda simulované a měřené teploty je celkově dobrá. Menší nesrovnalosti je možné pozorovat během maximálních teplot, když je substrát suchý (před srážkovou epizodou), a během ochlazovacích fází, když je substrát vlhký (po srážkové epizodě).



Obr. 18: Měřená a modelovaná teplota substrátu v hloubce 35 mm pod povrchem během srážko-odtokové epizody v srpnu. Dlouhovlnné záření (použité pro výpočet povrchové teploty), srážková intenzita a teplota vzduchu jsou měřeny poblíž segmentů ve výšce 200 cm nad povrchem střechy budovy.

Celkové porovnání měřených a simulovaných teplot v hloubce substrátu 35 mm u obou segmentů je na Obr. 19. V obou případech je dle kritéria NSE teplota vypočtena s vysokou úspěšností (0,97 pro **TECH** a 0,98 pro **OPTI**). Teploty jsou více rozptýlené u segmentu **OPTI** než **TECH**. Na druhou stranu, teploty vyšší než 25 °C jsou v případě segmentu **TECH** systematicky nadhodnocovány.

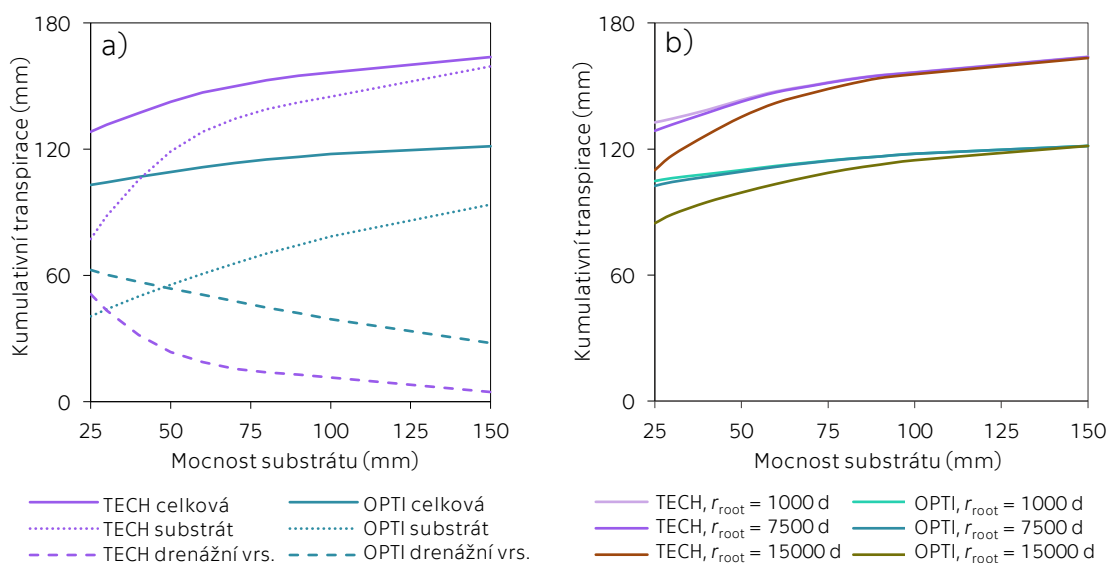


Obr. 19: Měřená a modelovaná teplota substrátu v hloubce 35 mm pod povrchem segmentů TECH a OPTI. Tmavší body segmentu OPTI zvýrazňují měřené teploty substrátu, které byly vyšší než měřená teplota povrchu substrátu, použítá jako horní okrajová podmínka modelu. Hodnotitel RMSE měřených a modelovaných teplot segmentů TECH a OPTI je 3,2 °C a 2,3 °C.

#### 4.3.6. Vyhodnocení návrhových scénářů

Návrhové scénáře jsou vytvořeny na hrubých předpokladech. Za prvé jsou hydraulické parametry stanovené pro vrstvu 50 mm substrátu použity pro proměnně mocné vrstvy. Za druhé mocnost substrátu pravděpodobně zcela změni tepelný režim segmentů, včetně teploty na povrchu půdy. Simulace transportu tepla jsou ovšem spuštěny se stejnou horní okrajovou podmínkou, pro všechny mocnosti. Nicméně je předpokladem, že výsledky jsou i přesto relevantní pro souvrství s vyšší mocností substrátu.

Vliv změny mocnosti na simulovanou aktuální transpiraci je na Obr. 20. Navýšení mocnosti způsobilo zvýšení množství kořenového odběru (a související transpirace). Důvodem je současný nárůst retenční kapacity substrátu a prodloužení doby koncentrace. Nárůst retenční kapacity má větší vliv na hydrologickou reakci **TECHu** s menší mocností substrátu (nelineární část odpovídající křivky v Obr. 20). V případě **OPTI** je tento vliv zanedbatelný vzhledem k tvaru jeho retenční křivky (při nárůstu mocnosti substrátu z 50 mm na 150 mm vzroste retenční kapacita pouze o 0,2 mm). Převládající vliv na zvýšení celkového množství transpirace má u segmentu **OPTI** (v testovaném rozsahu mocností substrátu) zvyšující se doba proudění vody substrátem,



Obr. 20: Modelovaná kumulativní aktuální transpirace vypočítaná pro různé mocnosti substrátu a rozdílné vegetační druhy reprezentované rozdílným kořenovým odporem: a) příspěvek drenážní vrstvy a substrátu ke kumulativní transpiraci s  $r_{\text{root}} = 7\,500$  d; b) vliv rozdílného kořenového odporu.

po kterou je k dispozici kořenům. Z tohoto důvodu je nárůst  $T_a$  téměř lineární (Obr. 20). To je v souladu s očekáváním, že hydrologická reakce vysoce propustných substrátů (s omezenou retenční schopností a vysokou hydraulickou vodivostí) je méně ovlivněna jejich mocností. V každém případě, s rostoucí mocností substrátu klesá hydrologický význam drenážní vrstvy.

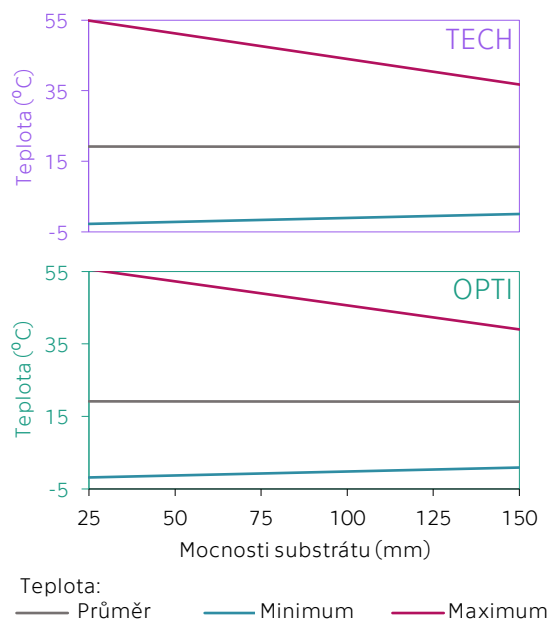
V případě analýzy na Obr. 20 zadržela drenážní vrstva **TECHu** 27 % sezónních srážek a 25 mm substrátu nad ní 42 %, respektive drenážní vrstva pouhá 2 % a 150 mm substrátu nad ní 86 %. Většina studií zabývajících se simulací odtoku ze zelených střech nezahrnula drenážní vrstvu do použité modelové struktury (např. [Hiltén et al., 2008](#); [Yang et al., 2015](#); [Hakimdavar et al., 2014](#)). [Feitosa a Wilkinson \(2016\)](#) simulovali proudění vody v různých mocnostech ozeleněné vrstvy substrátu podobné **TECHu**. Zjistili nižší retenční kapacitu (28 až 32 % z celkového srážkového úhrnu pro 50 až 200 mm substrátu), pravděpodobně z důvodu rozdílných klimatických podmínek jejich lokality. Zjištěné výsledky tak není možné porovnat se studii zabývajících se podobným souvrstvím.

Nárůst kumulativní transpirace při zvyšování mocnosti substrátu je úměrný snížení kumulativního odtoku (nezobrazeno na obrázku, součet kumulativní transpirace a odtoku musí odpovídat kumulativnímu srážkovému úhrnu, tedy v tomto případě 186 mm). To je v souladu s předcházejícími studii [Feitosa a Wilkinson \(2016\)](#) a [Soulise et al. \(2017\)](#). [Li et al. \(2019b\)](#) se zabývali hydrologickými výhodami (např. snížení množství odtoku a zvýšení množství transpirace) plynoucími z navýšení retenční kapacity drenážní vrstvy. Autoři naznačili, že existuje kritická mocnost substrátu, pro kterou je sklon křivky kumulativního odtoku výrazně méně strmý než pro nižší hloubky substrátu. Nad touto kritickou mocností se účinnost dalšího zvyšování mocnosti substrátu snižuje. V případě této práce výsledky modelování ukazují, že kritická mocnost je přibližně 60 mm pro **TECH** i **OPTI** (Obr. 20 (a)).

Kromě změny mocnosti substrátu byl testován také vliv alternace vegetačních druhů. Změna druhu vegetace byla reprezentována změnou parametrů kořenového odporu u modelu kořenového odběru (od 1 000 d do 15 000 d). Různé rostliny mají totiž rozdílnou strategii pro nakládání s dostupnou vláhou, a tedy i rozdílný kořenový odpor. Vliv parametru  $r_{\text{root}}$  a mocnosti substrátu na kumulativní aktuální transpiraci je na Obr. 20 (b). Je zřejmé, že tenčí substrátové vrstvy jsou citlivější na změnu druhu vegetace. Obecně lze říci, že při navrhování zelených střech s menší mocností substrátu (méně než 75 mm) je z hydrologického hlediska výběr druhu vegetačního pokryvu zásadní.

Zkoumán byl také vliv mocnosti substrátu na průstup tepla segmenty. Zatímco průměrná simulovaná teplota na spodním okraji systému ve zkoumaném období zůstala stejná, navýšení mocnosti substrátu způsobilo nárůst minimální teploty a znatelné snížení maximální teploty (o přibližně 15 °C) v obou segmentech (Obr. 21). To odráží skutečnost, že přidáním substrátu se zvýšila tepelná kapacita celého systému.

Dále je potřeba zmínit vliv mocnosti substrátu na celkovou hmotnost zeleného souvrství. Hmotnost vody, kterou je substrát schopný zadržet, ovlivňuje celkovou hmotnost pouze částečně (Obr. P5). V případě **TECHu** je to asi 16 % z celkové hmotnosti a u **OPTI** 11 %. Zbývající vrstvy (filtrační vrstva, drenážní vrstva, ochranná vrstva a voděodolná vrstva) mají na hmotnost podobně malý vliv jako půdní voda. Největší část celkové hmotnosti vždy tvoří substrátová vrstva, v závislosti na její mocnosti a objemové hmotnosti.



Obr. 21: Závislost modelované teploty spodního okraje substrátu (dvouvrstvé varianty obou segmentů) na mocnosti substrátu.



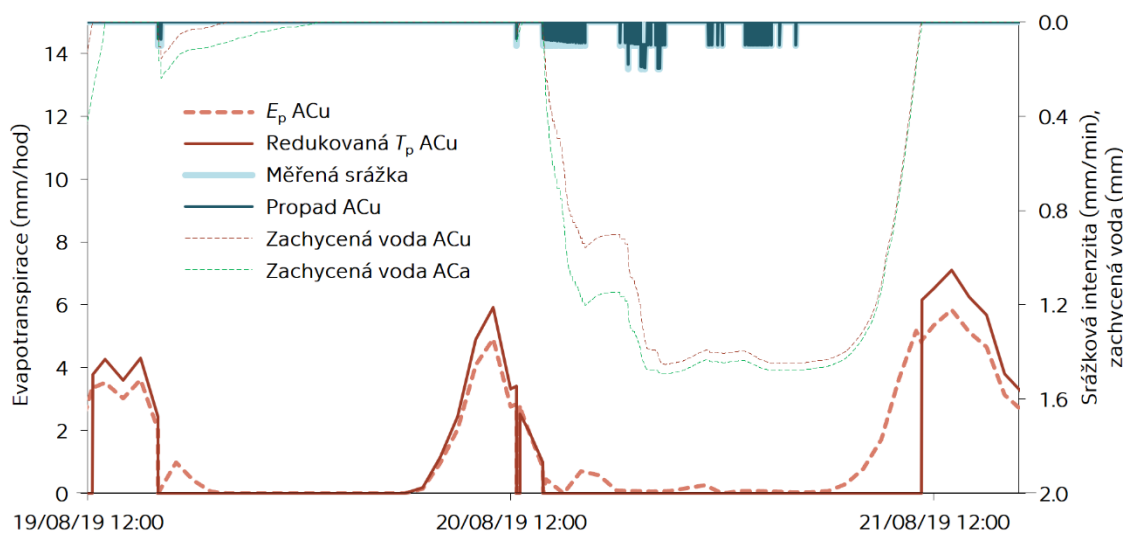
#### 4.4. ROZBOR VYBRANÝCH ASPEKTŮ FYZIKÁLNÍHO MODELOVÁNÍ

Za účelem zlepšení výsledků fyzikálního modelu a snížení míry konceptualizace jevů ovlivňujících hydrologický režim zelených střech byly ověřeny další specifické aspekty modelování. Patří mezi ně uvážení intercepce dešťové vody na povrchu vegetace, testování možnosti výskytu preferenčního proudění vzniklého v důsledku prorůstání kořeny rostlin, netěsností konstrukce, nebo dvojí pórovitosti použitého substrátu a úprava okrajové podmínky modelu uvážením rozdělení evapotranspirace na transpiraci rostlin a evaporaci z povrchu substrátu u segmentů s pokryvností menší než 100 %.

##### 4.4.1. Intercepce srážek a její vliv na bilanci segmentů

Intercepční model byl použit na všech segmentech pro vegetační části let 2018, 2019 a 2020. Příklad funkce intercepčního modelu z 20. srpna 2019 je na Obr. 22. Z obrázku je patrný odlišný průběh rozdělené potenciální evapotranspirace. V časovém úseku, kdy je na povrchu vegetace zachycená voda, probíhá její evaporace a transpirace tedy nemá uplatnění. Transpirace je opět zahájena ve chvíli, kdy je intercepční kapacita vyprázdněna (21. srpna 11<sup>20</sup>). Evaporace z holé půdy může probíhat naopak po celou dobu. Rozdílná hodnota redukované potenciální transpirace a potenciální evaporace v bezdeštných obdobích plyne z aktuální vegetační pokryvnosti segmentu (u **ACu** 55 %).

Z Obr. 22 dále plyne, že intercepční model redukuje na počátku epizody srážkové pulzy 0,10 mm na 0,07 mm, později na 0,09 mm. Volný propad totiž zahrnuje propad mimo plochu vegetace (u **ACu** 45 % plochy), ale také částečně propad skrz vegetaci. Intercepční kapacita je tak postupně plněna s ohledem na aktuální aktivitu vegetace až do výše  $C_m \cdot a_c$ . Z povahy exponenciální rovnice plnění intercepční kapacity plyne, že plnění probíhá rychleji v případě ploch s vyšší pokryvností a zároveň je dosaženo mírně vyššího aktuálně zachyceného množství vody. Proto je na Obr. 22 zobrazena také zachycená voda segmentem **ACa** během dané epizody.



Obr. 22: Příklad funkce intercepčního modelu pro jednu ze srážkových epizod ve zkoumaném období. Měřené srážkové pulzy v porovnání s propadem přes vegetaci segmentu **ACu**. Dále aktuální množství vody zachycené vegetací **ACu** ( $k = 55\%$ ) a **ACa** ( $k = 87\%$ ). Zobrazena je také rozdělená  $ET_p$  **ACu**, na  $E_p$  a  $T_p$  redukovanou na nulu v období výparu interceptované vody.

Pro vegetační části let (1. dubna až 30. září) 2018, 2019 a 2020 byl stanoven celkový měřený srážkový úhrn, pokryvnost segmentů (počáteční, konečná a průměrná), množství potenciální evaporace z povrchu substrátu, množství redukované potenciální transpirace vegetace a intercepčním modelem odhadnutá intercepce dešťové vody a propad dešťové vody (Tab. 12).

Ve všech letech (jejich vegetačních částech) byl naměřen podobný srážkový úhrn. Zásadní vliv na množství vegetací zachycené vody, respektive propadu, segmentů **ACa** a **BCa** má v letech 2018 a 2019 nejen absolutní srážkový úhrn, ale také velikosti a rozložení jednotlivých srážkových epizod v čase. Přestože měly oba segmenty v roce 2018 velmi podobnou pokryvnost (průměrně 86 a 88 %) jako v roce 2019 (84 a 89 %), bylo v roce 2018 zachyceno na povrchu vegetace segmentu **ACa** pouze 16,8 % a **BCa** 17,2 % celkového srážkového úhrnu oproti roku 2019, kdy bylo zachyceno 22,0 % a 24,2 %. Procentuálně podobné množství vody jako v roce 2018 bylo těmito segmenty zachyceno v roce 2020, kdy byla ovšem jejich průměrná pokryvnost menší o více

než 10 procentních bodů. Tento efekt není výrazný u zbývajících dvou segmentů s nízkou pokryvností. Monotónně stoupající pokryvnost těchto segmentů (např. **ACu** 10 %, 39 % a 54 %) neumožňuje porovnání dvou let s podobným vegetačním zastoupením.

Co se potenciální evaporace a redukované transpirace týče, součty jejich hodnot pro jednotlivé segmenty v jedné vegetační části roku nejsou stejné (Tab. 12). Důvodem je již zmiňovaná rozdílná intenzita plnění intercepční kapacity segmentů s různou pokryvností. U segmentů s nižší pokryvností je kapacita plněna pomaleji a následně je tedy rychleji vyprázdněna. Suchá vegetace může začít dříve transpirovat a úhrn redukované potenciální transpirace se zvyšuje. Pro segmenty s nižší pokryvností **ACu** a **BCu** tak byl stanoven vyšší součet  $E_p$  a  $T_p$  než pro **ACa** a **BCa** v každé vegetační části roku.

V absolutních hodnotách byly pro evapotranspiraci nejpříznivější podmínky v roce 2018, přibližně o 100 mm oproti letům 2019 a 2020. Například u segmentu **BCu** to bylo 802 mm v roce 2018, 694 mm 2019 a 694 mm 2020.

Tab. 12: Měřený srážkový úhrn pro části vegetačních let (1. dubna až 30. září) 2018, 2019 a 2020. Pokryvnost jednotlivých segmentů v příslušném období, následovaná propadem a intercepční dešťové vody odhadnutými intercepčním modelem, potenciální evaporací  $E_p$  a redukovanou potenciální transpirací  $T_p$ .

Vegetační část roku	ACu	ACa	BCa	BCu	
2018	Srážkový úhrn (mm)				
	218,7				
	Pokryvnost (%) <sup>†</sup>	11–11 (10)	89–83 (86)	85–92 (88)	14–36 (26)
	Propad (mm)	217	182	181	211
	Intercepce (mm)	2	37	38	8
	$T_p$ (mm)	74	665	684	207
2019	Srážkový úhrn (mm)				
	225,7				
	Pokryvnost (%) <sup>†</sup>	20–38 (39)	80–83 (84)	82–91 (89)	30–41 (36)
	Propad (mm)	207	176	171	211
	Intercepce (mm)	19	50	55	15
	$T_p$ (mm)	267	554	589	240
2020	Srážkový úhrn (mm)				
	214,5				
	Pokryvnost (%) <sup>†</sup>	41–59 (54)	65–88 (72)	66–86 (74)	38–59 (52)
	Propad (mm)	192	182	180	193
	Intercepce (mm)	23	33	35	22
	$T_p$ (mm)	367	479	499	353
	$E_p$ (mm)	326	203	181	341

<sup>†</sup> Uvedené hodnoty vyjadřují počáteční – konečnou pokryvnost a v závorce průměrnou pokryvnost v daném období.

#### 4.4.2. Vliv zahrnutí preferenčního proudění

Nepřesně simulovaný odtok na počátku srážkových epizod (Obr. 15) nebo během srážkových epizod s nižším úhrnem, a často bez simulovaného odtoku, ale nenulovým měřeným odtokem (zde neprezentováno) jsou indikátorem možného preferenčního proudění probíhajícího v souvrství zelených střeš.

Optimalizovány byly postupně empirické hydraulické parametry van Genuchtenovy parametrizace  $\alpha_{VG}$ ,  $n_{VG}$  a v případě duální verze modelu navíc objemový podíl preferenční domény  $w_f$  segmentů **ACu** a **ACa** pro období 15.–31. května 2019. Parametry obou domén a vrstev vertikálního profilu jsou pro všechny simulované varianty uvedeny v Tab. 13. Uvedeno je také kritérium shody NSE simulovaného a měřeného odtoku (jak kumulativního, tak aktuálního).

Dílní motivací pro zahrnutí preferenčního proudění bylo přibližné zachování laboratorně měřených hydraulických parametrů (Tab. 2). Vzhledem ke způsobu měření parametrů na malém vzorku (100 cm<sup>3</sup>) a odebrání vzorků z vizuálně homogenních míst je možné předpokládat, že parametry reprezentují spíše maticí doménu substrátu. Laboratorní měření není ovlivněno netěsnostmi konstrukce a případnými preferenčními cestami přesahujícími samotný vzorek. Z tohoto důvodu byly parametry matrice duální verze modelu fixovány na měřených hodnotách (s mírnou úpravou  $n_{VG}$  u **ACu** z 1,35 na 1,30) a parametry preferenční domény optimalizovány. Pro verzi modelu s jednou doménou byly parametry optimalizačním procesem upraveny vzhledem k laboratorně zjištěným parametrům (–11 %  $n_{VG}$  u **ACu**, 100 %  $\alpha_{VG}$  a –18 %  $n_{VG}$  u **ACa**).

Aby byla dodržena maximální vlhkost změřená vlhkostními čidly ve zkoumaném období (Obr. P2), byla pro všechny simulace snížena nasycená vlhkost z laboratorně měřených

0,407 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> u **ACu** a 0,490 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> u **ACa** na 0,267 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> a 0,389 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>. Rozdíl nasycených vlhkostí je dán metodami jejich stanovení. Vyšší nasycená vlhkost segmentu **ACa** reflektuje vyšší množství organické hmoty utvářející horní vrstvu souvrství, než je tomu u **ACu**.

Parametr  $n$ , určující tvar retenční křivky, preferenční domény byl ve všech případech optimalizací snížen oproti počáteční hodnotě 3,18. Rychlé drénování preferenční domény je dáno velmi malým retenčním prostorem ( $\theta_s - \theta_r$ ), nemusí být tedy nutně zajištěno takto vysokou hodnotou  $n$ . U simulací provedených duální verzí modelu je důležitý objemový podíl preferenční domény  $w_f$ . U segmentu **ACu**, jehož parametry byly optimalizovány s rozdělením ET, bylo dosaženo nejlepší shody s  $w_f = 14,5\%$ . Pro stejnou verzi modelu a segment **ACa** dosáhl objemový podíl preferenční domény nastavené horní meze  $w_f = 40,0\%$ . Optimalizace favorizuje hodnoty parametrů, které usnadňují průnik vody ke spodnímu okraji systému. Výrazně vyšší podíl preferenční domény u **ACa** je důsledkem výstupu intercepčního modelu. Díky vyšší pokrývnosti **ACa** (84,5 % oproti **ACu** 32,7 %) je na jeho horním okraji po odečtení intercepční ztráty předepsáno v tomto období 61,5 mm srážkového úhrnu oproti 70,6 mm u **ACu**. Redukováno tedy bylo u **ACa** navíc 9,1 mm, které se při simulacích SID modelu nepodílely na syčení systému a odtoku. V případě **ACa** byl měřený odtok v tomto období menší pouze o 1,9 mm (celkem **ACu** 14,6 mm a **ACa** 12,7 mm). Zvýšením  $w_f$  byl kompenzován nižší vstupní srážkový úhrn. Řešením by mohla být optimalizace potenciálně nevhodně zvolených parametrů intercepčního modelu, tak aby byl zvýšen propad segmentu **ACa**. Dále pak konceptualizace **ACa** na tři vrstvy místo dvou (20 mm rozchodníkového koberce, 40 mm substrátu a 25 mm drenážní vrstvy) za předpokladu, že je rozchodníkový koberec výrazněji propustnější než použitý substrát.

Tab. 13: Hydraulické parametry rekonstruovaných testovacích segmentů zelených střech a koeficient shody NSE simulované a měřeného odtoku pro optimalizační období (15.–31. května 2019). Reziduální vlhkost byla ve všech případech uvažována jako nulová. Tučně zvýrazněné hodnoty byly získány optimalizací.

Segment, dělení ET	Doména proudění – vrstva	$\theta_s$ (cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> )	$\alpha_{VG}$ (cm <sup>-1</sup> )	$n_{VG}$ (–)	$K_s$ (cm d <sup>-1</sup> )	$w$ (%)	NSE (–)
ACu dvouvrstvá s rozdělením ET	Matrice – substrátová	0,267	<b>0,008</b>	<b>1,20</b>	50	–	†0,99
	Matrice – drenážní	0,169	0,800	2,40	5000	–	(–0,04)
ACu dvouvrstvá s rozdělením ET	Matrice – substrátová	0,267	0,008	1,30	50	85,5	†1,00
	Matrice – drenážní	0,169	0,800	2,40	5000	–	(0,06)
	Preferenční – společná	0,035	<b>0,783</b>	<b>1,89</b>	2000	<b>14,5</b>	
ACu dvouvrstvá bez rozdělení ET	Matrice – substrátová	0,267	0,008	1,30	50	99,9	†0,97
	Matrice – drenážní	0,169	0,800	2,40	5000	–	(0,03)
	Preferenční – společná	0,035	<b>0,383</b>	<b>2,50</b>	2000	<b>0,1</b>	
ACa dvouvrstvá s rozdělením ET	Matrice – substrátová	0,389	<b>0,016</b>	<b>1,11</b>	50	–	†0,98
	Matrice – drenážní	0,169	0,800	2,40	5000	–	(–0,08)
ACa dvouvrstvá s rozdělením ET	Matrice – substrátová	0,389	0,011	1,36	50	60,0	†0,99
	Matrice – drenážní	0,169	0,800	2,40	5000	–	(0,56)
	Preferenční – společná	0,035	<b>0,400</b>	<b>1,71</b>	2000	<b>40,0</b>	
ACa dvouvrstvá bez rozdělení ET	Matrice – substrátová	0,389	0,011	1,36	50	63,2	†1,00
	Matrice – drenážní	0,169	0,800	2,40	5000	–	(0,59)
	Preferenční – společná	0,035	<b>0,350</b>	<b>1,45</b>	2000	<b>36,8</b>	

$\theta_s$  je nasycená vlhkost,  $K_s$  nasycená hydraulická vodivost,  $\alpha_{VG}$  a  $n_{VG}$  tvarové parametry retenční křivky (van Genuchten, 1980),  $w$  objemový podíl matriční, respektive preferenční domény

†NSE je uvedeno pro kumulativní odtok, v závorce pak pro aktuální odtok

Optimalizace modelu bez rozdělení evapotranspirace končily s nižší  $w_f$  než s rozdělením evapotranspirace. U **ACu** byla výsledkem optimalizace dokonce snížena hodnota  $w_f$  téměř k nule. Evaporace totiž rychle vysušuje horní vrstvu substrátu po srážkových epizodách a při následující epizodě je potřeba pro perkolaci, aby byla tato vrstva opět dostatečně nasycena. Tím se zvyšuje retenční kapacita souvrství, kterou zvyšující se  $w_f$  kompenzuje. Při použití modelu s jednou doménou u **ACu** bylo dosaženo podobných parametrů s lehce horší úspěšností výsledku modelu vyjádřeného prostřednictvím kumulativního odtoku než s použitím duální verze modelu. V kombinaci s rozdělením evapotranspirace se tedy dle výsledku optimalizace ukázalo zahrnutí

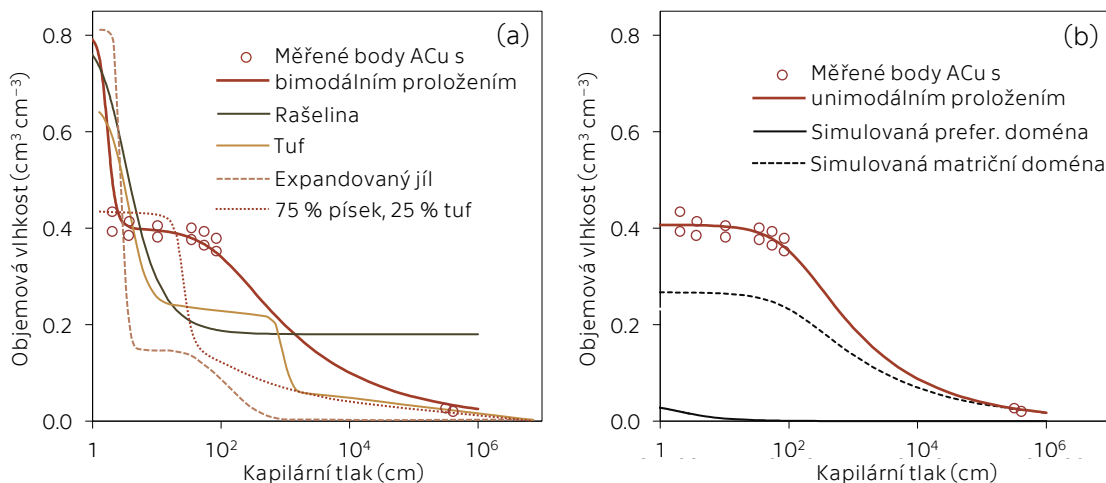
preferenčního proudění jako prospěšné. V případě simulace u **ACu** je tento benefit malý. Zahnutí preferenčního proudění však přináší další benefity popsané níže.

Z hlediska aktuálního odtoku byly simulace bez uvážení preferenčního proudění méně úspěšné než s ním. Důvodem je rychlejší odtoková reakce modelu během srážkové epizody, při zahrnutí preferenční domény s vysokou hydraulickou vodivostí a nízkou retenční schopností. Na Obr. P6 je porovnání aktuálního měřeného a simulovaného odtoku vypočítaného verzi modelu s preferenčním prouděním a bez něj. Lepší shodu měření se simulovanou předpovědí bylo možné očekávat v případě segmentu **ACu** s větším množstvím měřeného odtoku (vyšším odtokovým koeficientem). Dosaženo bylo ovšem podobné shody měřeného a simulovaného odtoku obou segmentů, u **ACa** za výraznějšího přispění zahrnutí preferenčního proudění. Odtoková reakce na srážkovou epizodu obou segmentů je podobně rychlá. Segment **ACa** s větší pokrývností a vyšší nasycenou vlhkostí je ale méně propustnější.

#### 4.4.3. Uvážení bimodálního charakteru retenčních křivek příměsí

Substrát Acre je směsí nahrubo drceného spongilitu (tj. opuky), drceného expandovaného jílu a rašeliny. Na Obr. 23 (a) je retenční křivka tufu, který má podobnou objemovou hmotnost a pórovitost jako opuka. Dále jsou na obrázku retenční křivky expandovaného jílu dle Flores-Ramírezové et al. (2018) a rašeliny dle Sahina et al. (2002). Zobrazena je také směšná retenční křivka – písku s tufem. V Obr. 23 (b) jsou také znázorněny retenční křivky matriční a preferenční domény, využité v simulacích hydrologického režimu segmentu **ACu** s rozdělením evapotranspirace (parametry křivek dle Tab. 13). Obr. 23 je pro porovnání doplněn o proložené měřené body retenční křivky získané ze vzorku odebraného ze segmentu **ACu** (Sněhota et al., 2020).

Je patrné, že u všech příměsí substrátu Acre dochází ke skokovému poklesu objemové vlhkosti z  $0,640\text{--}0,810\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$  na  $0,150\text{--}0,230\text{ cm}^3\text{ cm}^{-3}$  při kapilárním tlaku  $0\text{--}60\text{ cm}$ . U tufu a expandovaného jílu pak dochází k druhému skoku v rozmezí kapilárního tlaku asi  $20\text{--}2000\text{ cm}$ . V případě retenčních křivek použitých v simulacích první pokles reprezentuje preferenční doména. Druhý pokles vlhkosti způsobuje matriční doména, pokles je pozvolnější, než je tomu u tufu a expandovaného jílu. Důvodem může být příměs rašeliny, zadržující část vlhkosti i při velmi vysokém kapilárním tlaku díky vysokému obsahu organické hmoty. Odvození tvaru retenční křivky určité směsi pomocí retenční křivky jednotlivých příměsí vyžaduje pro lepší pochopení této problematiky další výzkum.



Obr. 23: (a) Retenční křivky jednotlivých složek substrátu Acre a kompozitní směsí (Flores-Ramírez et al., 2018 a Sahin et al., 2015) a (b) retenční křivky použité pro simulace. (a) i (b) Pro porovnání retenční křivka vzniklá dvěma alternativami proložení laboratorně získaných bodů. Pro měření byl použit vzorek ze segmentu **ACu** (Sněhota et al., 2020).

Malý počet měřených bodů při velmi nízkých hodnotách kapilárního tlaku ( $<10\text{ cm}$ ) nevyklučuje jejich alternativní bimodální proložení (Obr. 23 (a)). Tímto proložení lze potenciálně dosáhnout retenční křivky přibližně kopírující ty laboratorně získané se vzorky jednotlivých příměsí. Ověření úspěšnosti modelu s takovouto alternativou retenčních křivek nebyla předmětem práce. Analýza retenční křivky jednotlivých příměsí substrátu Acre tak přímo nepotvrzuje, ale ani nevyvrací potenciální bimodální charakter substrát, který byl jedním z podnětů pro zahrnutí preferenčního proudění do modelové struktury. Substrátová vrstva segmentu **ACa** by pro podobnou analýzu vyžadovala další výzkum, díky obsahu kokosových vláken na povrchu.

Hydrofyzikální vlastnosti kokosových vláken společně s dalšími materiály popisují např. [Fields et al. \(2014\)](#).

#### 4.4.4. Rozdělení evapotranspirace

Porovnána byla simulovaná intenzita aktuální transpirace, variantně pro scénáře bez, respektive s rozdělením vstupní potenciální evapotranspirace (Obr. 24). Pokud byla simulace spuštěna bez rozdělení evapotranspirace, je zobrazena pouze transpirace stanovená modelem kořenového odběru. V případě simulací u **ACu** s rozdělením ET je zobrazena transpirace a evaporace, společně s časoprostorovým průběhem vlhkosti substrátu v obou vrstvách zjednodušeného profilu. U segmentu **ACa** je časoprostorový vývoj vlhkosti velmi podobný. Jedinými rozdíly jsou vyšší hodnoty vlhkosti substrátu a jeho vysoušení probíhající mírně pomaleji. Proto není prezentován.

Součet intenzity potenciální evaporace a redukované transpirace po rozdělení odpovídá intenzitě intercepčním modelem redukované potenciální evapotranspiraci, stanovené metodou Penmana-Monteitha. Distribuce potenciální evaporace a redukované transpirace je u obou segmentů rozdílná. U **ACu** tvoří přibližně třetinu redukovaná potenciální transpirace a dvě třetiny potenciální evaporace (dle průměrné pokrývnosti v tomto období 32,7 %). U **ACa** jsou to naopak čtyři pětiny transpirace a zbytek evaporace (dle průměrné pokrývnosti 84,5 %).

Analogicky je na tom kumulativní aktuální transpirace a evaporace ve sledovaném období. Po rozdělení evapotranspirace u segmentu **ACu** (v závorce hodnoty pro **ACa**) je množství  $T_a = 23,7$  (48,7) mm,  $E_a = 42,3$  (12,4) mm. Při ponechání pouze transpirace je množství  $T_a = 67,6$  (62,0) mm. Množství aktuální transpirace a evaporace je tedy rozděleno opět dle pokrývnosti. Při porovnání vypočteného celkového množství transpirace a evaporace u obou segmentů je množství velmi podobné (o 8 % více u **ACu**, tj. cca 5 mm). Způsobeno je to výparem vegetací zachycené vody, která následně chybí v substrátu. U **ACu** bylo vypařeno během sledovaného období 12,4 mm interceptované vody, **ACa** pak 17,9 mm. Denní množství aktuální transpirace dosahuje u obou segmentů maximálně 3,8 mm (30. května 2019). To je ve shodě s měřením [Cirkela et al. \(2018\)](#), kteří naměřili 4 mm aktuální transpirace u rozchodníků s neomezenou dodávkou vody. Transpiraci sledovali převážně ve světlé části dne.

Rozdíl časoprostorových změn vlhkosti po rozdělení ET a bez ní je patrný především v substrátové vrstvě (horních 6 cm) profilu **ACu**. V ní probíhá snižování vlhkosti, následující nasycení během větší srážkové epizody, rychleji přibližně o 1 den s rozdělením ET (Obr. 24), úseky 6.–8. května a 2.–4. června). Stejný závěr plyne také z průběhu aktuální transpirace / evaporace. U segmentu **ACa** probíhá snižování aktuální transpirace a evaporace (při rozdělení ET) přibližně stejně rychle, jako snižování samostatné aktuální transpirace (bez rozdělení ET). Způsobené je to vysokou pokrývností tohoto segmentu. S použitým nastavením modelu probíhá totiž intenzivněji evaporace (je méně redukována). Vegetace souvrství před rychlým vysoušením spíše chrání. Tento výsledek je nezbytné v budoucnu ověřit (především pro rozchodníky, jakožto rostlin s CAM cyklem fixace  $\text{CO}_2$  v temné fázi fotosyntézy). V případě potřeby je možné upravit parametry vegetace a substrátu tak, aby probíhala transpirace daného systému rychleji než evaporace.

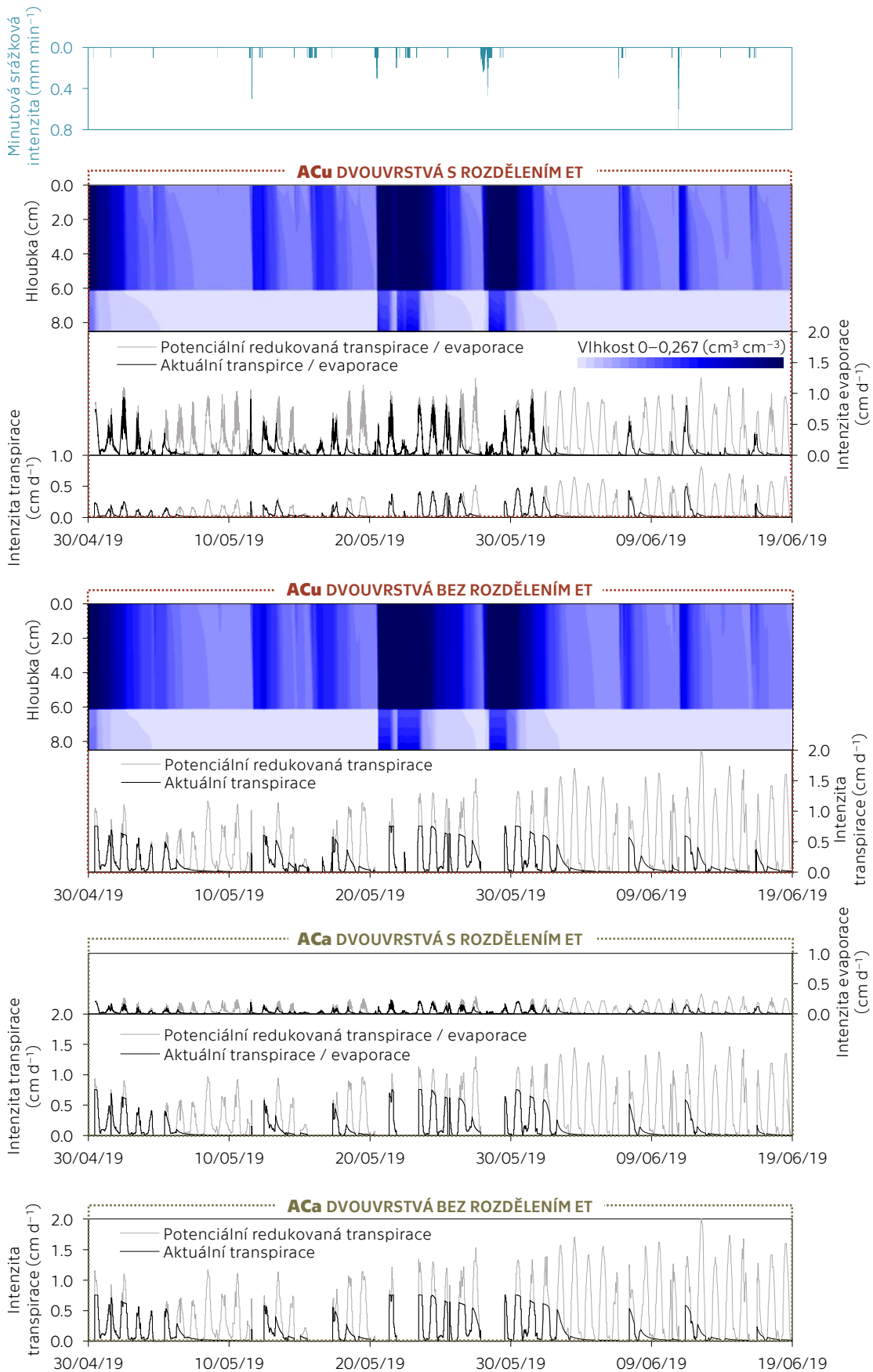
Při zahrnutí evaporace z povrchu půdy, v porovnání s uvážením pouze transpirace, probíhá nejprve snižování vlhkosti horních přibližně 1,5 cm substrátu, což reprezentuje předpokládaný přirozený průběh vysoušení půdního profilu. Při rozdělení ET u ploch s nízkou pokrývností je tak dosaženo přesnějšího popisu skutečnosti. Podobný jev simulovali [Sakai et al. \(2011\)](#), v jejichž půdním profilu došlo k rychlejšímu poklesu vlhkosti v horních 3 cm, oproti hlubším vrstvám. Proces vysoušení trval v jejich případě několik dní, ovšem zkoumanou byla prachová půda s rozdílnými vlastnostmi, než mají zelenostřešní substráty.

Jak plyne z Tab. 13, rozdělení ET nepřináší výrazné zlepšení shody měřeného a simulovaného odtoku. Má však vliv na zjištěné hodnoty parametrů, distribuci a přesun vláhy uvnitř studovaného systému a celkově lépe reprezentuje reálné prostředí.

#### 4.4.5. Vliv vybraných aspektů na hydrologickou reakci

Dosažené simulované výsledky hydrologické reakce segmentů **ACu** a **ACa** se vstupy upravenými intercepčním modelem, zahrnutím preferenčního proudění a rozdělením evapotranspirace zobrazuje Obr. 25. Pro porovnání jsou zobrazeny simulace bez zahrnutí preferenčního proudění. Pro simulace byly použity parametry v Tab. 13.

Průběh aktuální vlhkosti simulované modelem S1D (Obr. 25 (a)) velmi dobře odpovídá měřené vlhkosti v substrátu **ACu**. Drobné odchylky jsou pouze ve velikosti některých denních poklesů vlhkosti způsobených výparem. Shoda simulované a měřené vlhkosti **ACa** při jejím



Obr. 24: Simulované časoprostorové rozložení vlhkosti substrátu pro segmentu ACu a intenzita potenciální a simulované aktuální transpirace / evaporace v optimalizačním období pro segmenty ACu a ACa. Zobrazeny jsou čtyři simulace s nebo bez dekompozice evapotranspirace. V horní části obrázku srážková intenzita, platná pro všechny simulace.

poklesu po srážkové epizodě je horší. Příčinou je pravděpodobně opět nevhodná konceptualizace souvrství **ACa** pouze na dvě vrstvy. Rozchodníkový koberec zřejmě zabraňuje výparu více, než bylo předpokládáno. Stejnou příčinu má i výraznější odchylka, patrná u segmentu **ACa** na počátku zobrazovaného období. Celkově je dosažená shoda dobrá a hodnoty tvarových parametrů retenční křivky získané z měření v laboratoři, které byly použity jako parametry matrice, se ukazují jako vhodné. Model byl také schopen dobře popsat stav substrátu blízko nasycení za použití maximálních změřených vlhkostí ve zkoumaném období.

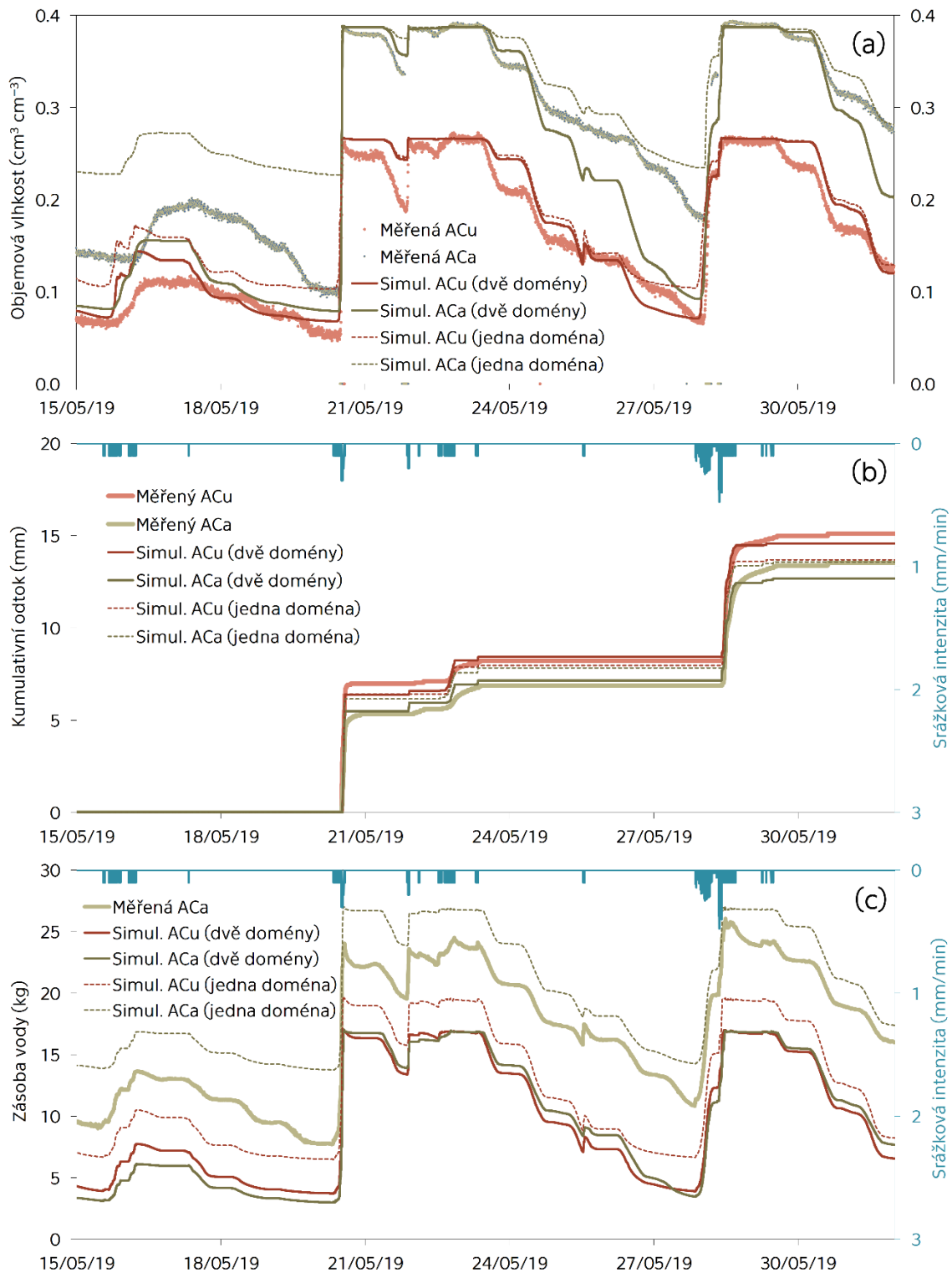
Simulovaná vlhkost klesá s použitým nastavením pod hranici  $0,05 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  při dosažení velmi vysokého kapilárního tlaku ( $>20\,000 \text{ cm}$  u **ACu**, Obr. 23). Takových hodnot nebylo v simulačním období dosaženo (maximálně  $14\,600 \text{ cm}$  v hloubce  $1 \text{ cm}$  pod povrchem **ACu**). V následujícím období dochází v případě měřené vlhkosti k poklesu téměř na nulu (začátek července 2019, Obr. P2). Při aplikaci optimalizovaného nastavení modelu na následující období by tak shoda měřené a simulované vlhkosti pravděpodobně výrazně klesla. Horší shoda je nejvýraznější u vlhkosti substrátu segmentu **ACa** ve variantě vypočtené verzi modelu s jednou doménou. Vlhkost v tomto případě neklesá pod  $0,22 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ . Dáno je to tvarem retenční křivky jeho substrátu v kombinaci s parametry modelu kořenového odběru, které byly ovšem ověřovány při simulacích hydrologického režimu segmentů **OPTI** a **TECH**. S absencí preferenční domény byly parametry retenční křivky substrátu optimalizovány. Tato skutečnost akcentuje důležitost zahrnutí preferenčního proudění při výpočtu hydrologické reakce **ACa** zmíněnou v Kapitole 4.4.2. Použity mohou být totiž pro matici parametry umožňující pokles vlhkosti na nižší hodnoty.

Výtok z maticí domény segmentu **ACu** činí  $11,5 \text{ mm}$ . Zahrnutím preferenční domény bylo dosaženo celkového kumulativního odtoku ve výši  $14,6 \text{ mm}$  (Obr. 25 (b)), oproti měřeným  $15,1 \text{ mm}$ . V případě segmentu **ACa** bylo změřeno  $13,5 \text{ mm}$  odtoku, z matrice byl v modelu pozorován výtok  $4,9 \text{ mm}$ , celkově pak  $12,7 \text{ mm}$ . Oproti segmentu **ACu** s nižší pokrývností, větší mocností substrátu a odtokem z preferenční domény  $3,1 \text{ mm}$  ( $21 \%$ ) tak došlo u **ACa** k výtoku  $7,8 \text{ mm}$  ( $61 \%$ ) z preferenční domény. To je dáno vyšším procentuálním zastoupením preferenční domény u tohoto segmentu (Tab. 13). Stejně jako v případě vlhkosti bylo celkově dosaženo dobré shody měřeného a simulovaného kumulativního odtoku. Vyšší shody (NSE v Tab. 13) pak bylo dosaženo u segmentu **ACa**.

Na Obr. 25 (c) je průběh simulované aktuální celkové zásoby vody v obou vrstvách (substrátové a drenážní). K celkové zásobě je připočtena zároveň hmotnost vody zadržené na vegetaci, aby bylo zahrnuto veškeré množství vody ovlivňující skutečné proměnné zatížení segmentů. Simulovaná zásoba je porovnána se zásobou odvozenou z jediné měřené hmotnosti, a to segmentu **ACa**. Ten je pokryt rozchodníkovým kobercem s pokrývností větší než u segmentu **ACu** osázeného na počátku rozchodníkovými řízků a je tedy u něj předpokládána větší retenční kapacita. S uvážením této skutečnosti je považována shoda simulované zásoby vody v segmentu **ACu** za dobrou.

V případě segmentu **ACa** a duální verze modelu došlo k podhodnocení simulované zásoby oproti měřené zásobě. Vliv na tento výsledek má opět vysoké procentuální zastoupení preferenční domény. S nasycenou vlhkostí  $0,035 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  zadržuje tato doména pouze nepatrné množství vody. Na druhou stranu, bez užití preferenční domény je zásoba naopak o  $1$  až  $4 \text{ kg}$  nadhodnocena. Variantně byla provedena se stejným nastavením optimalizace parametrů  $\alpha_{VG}$  a  $n_{VG}$  preferenční domény s fixním  $w_f = 20 \%$  (Tab. P1). Díky snížení zastoupení preferenční domény ze  $40 \%$  na  $20 \%$  byla maximální dosažená zásoba zvýšena na  $23 \text{ kg}$ . Úspěšnost predikce kumulativního odtoku se ovšem snížila (NSE =  $0,36$ ). Se zaměřením na úspěšnost predikce jedné ze simulovaných veličin, tak dochází ke zhoršení shody u druhé veličiny. Jak již bylo zmíněno, v případě simulací segmentu **ACa** je vyžadováno zvýšení propustnosti. Toho by mohlo být dosaženo například rozdělením substrátové vrstvy na vrstvu rozchodníkového koberce a substrátu, raději než zvýšením zastoupení preferenčních cest.

Vyhodnocení poměru celkové simulované zásoby vody a zásoby vody v drenážní vrstvě prokázalo, že v navržené konceptualizaci vertikálního profilu zelené střechy se zadržuje voda především v substrátu ( $92$ – $97 \%$  během bezdeštných epizod a minimálně  $81 \%$  bezprostředně po srážkových událostech). Maximální simulovaná zásoba vody v drenážní vrstvě byla  $3,2 \text{ mm}$ , tj. o  $11 \%$  méně, než udává výrobce. Důvodem nesouladu jsou pozměněné parametry oproti původním segmentům, a procentuální podíl preferenční domény obsažené v drenážní vrstvě.



Obr. 25: Simulované veličiny pro dvouvrstvou variantu segmentů ACu a ACa se dvěma, respektive jednou doménou, v porovnání s měřenými veličinami: (a) objemová vlhkost v hloubce 4 cm po povrchu, (b) kumulativní odtok, (c) aktuální zásoba vody (měřená zásoba pouze pro segment ACa, u ACu neměřena).



## 4.5. NEPŘÍZNIVÉ SKUTEČNOSTI OVLIVŇUJÍCÍ VÝZKUM

Během experimentu se vyskytla řada problémů týkajících se měření jednotlivých veličin. U jednoho z hmotnostních čidel postupně narůstala systematická chyba. Měření odtoku ze segmentů **BCa** a **BCu** nebylo možné použít z důvodu častých výpadků a nekonzistentní reakce na srážkové události. Podobně tomu bylo u čidel vlhkosti substrátu. Po prvním roce provozu se značně zvýšila frekvence jejich výpadků a rozptýl měřených hodnot. Použitý srážkoměr má o dva řády menší zachytnou plochu, než je efektivní plocha segmentů. Měřené srážkové úhrny se tak mohou lišit od úhrnů které dopadají na povrch segmentů. V neposlední řadě pořízené snímky pokrytí vegetace zahrnovaly hned několik nepříznivých vizuálních jevů (částečné zastínění, výraznou perspektivu, nedostatečnou ostrost nebo částečné zakrytí cizím objektem), znesnadňujících stanovení pokryvnosti.

Předložená analýza těží z toho, že dostupné sledované období (vegetační část roku 2015) bylo nadprůměrně suché, přesto obsahovalo řadu významných srážko-odtokových událostí. To poskytlo možnost studovat hydrologickou reakci segmentů za rozdílných vnějších podmínek, během delších srážkových epizod i suchých období. Na druhou stranu nebyla zkoumána extrémní srážková epizoda, a to ani v případě nově zrekonstruovaných segmentů, s dobou opakování delší než jeden rok, nebo delší srážkově nadprůměrná období, která by umožnila zkoumat kompletně nasycené segmenty.

Dalším experimentálním omezením je, že není povrchová teplota sledovaných segmentů měřena přímo. Povrchová teplota byla vypočtena z měření pyrgeometru, umístěného na blízké meteostanici. Měření je vzdálené přibližně 5 metrů od segmentů nad obdobným substrátem jako byl použitý pro **TECH**. U segmentu **OPTI** je možné očekávat, že se skutečná povrchová teplota bude od takto odvozené lišit. Během několika srážkových epizod navíc vzrostla teplota substrátu rychleji než povrchová teplota. Takový jev nebylo možné popsat použitým modelem (Obr. 19).

Souvrství zelené střechy je navrženo tak, aby byla část zásoby vody po srážkové epizodě uložena v drenážní vrstvě. Tato zásoba vody není přímo hydraulicky propojena s povrchem substrátu (je oddělena vzduchovou mezerou a geotextílií). Možným způsobem, jak se může vody z drenážní vrstvy přesunout zpět do substrátu, je evaporace vody z nopů a její následná kondenzace na geotextílii (Qin et al., 2016), nebo odčerpání kořeny rostlin, které sahají až do drenážní vrstvy a následná transpirace vody do atmosféry. Přesný průběh a intenzita tohoto procesu by měla být dále zkoumána.

Při modelování hydrologického a tepelného režimu není uvažována prostorová heterogenita modelovaného systému (hydraulické a tepelné charakteristiky půdy, variabilita rozložení kořenového odběru, zastínění atd.). Výsledky tak nemusí být přenositelné na střechy s výrazně větší plochou. Podobně to platí pro klimatické podmínky, za kterých experiment probíhá. Reakce zelených souvrství v jiných klimatických podmínkách se může významně lišit.

## 5. ZÁVĚRY

### 5.1. ANALÝZA HYDROLOGICKÝCH A KLIMATICKÝCH DAT

Provedena byla analýza měřených srážkových dat, odtoku ze segmentů, teploty a vlhkosti substrátu segmentů a snímků vegetačního pokryvu. Zjištěna byla výrazná závislost odtokového koeficientu zelených střech na aktuální vegetační pokrývnosti. Důvodem je vegetací zvýšená retenční kapacita souvrství. Odtokový koeficient zelených střech je obecně závislý na retenční kapacitě drenážní vrstvy, typu a mocnosti použitého substrátu, vegetační pokrývnosti a velikosti a distribuci srážkových epizod v průběhu roku.

Pozorován byl dále vývoj pokrývnosti u segmentů osázených rozchodníkovými řízkami a předpěstovaným rozchodníkovým kobercem v průběhu tří navazujících let. Zatímco se rozchodníkové řízkami postupně rozšiřovaly, docházelo v případě rozchodníkových koberců k mírnému úpadku. Během nepříznivého suchého období třetího roku se pokrývnost všech ploch téměř vyrovnala. Rozchodníkové koberce tak mají potenciál plnit funkce vegetačního krytu zelených střech ihned po osázení. Došlo u nich ovšem k rozšíření mechového porostu v třetím roce. Při osázení rozchodníkovými řízkami je nezbytné použít vyšší vrstvu substrátu pro dosažení stejné výšky vegetačního souvrství jako u rozchodníkových koberců. Vegetaci navíc může trvat více než tři roky, než dosáhne požadované kvality. Na druhou stranu přirozeně rozšířená vegetace by mohla více odolávat nepříznivým podmínkám.

Rozchodníkové koberce plní funkci tepelného izolantu. Obecně vegetace během teplých období ochlazuje svoje okolí a během mrazů chrání nižší vrstvy před promrzáním. U ploch s rozchodníkovými řízkami byl častější pokles měřené teploty substrátu pod bod mrazu. Vliv zvoleného typu substrátu je u takto tenkých půdních profilů z hlediska transportu tepla spíše zanedbatelný.

V segmentech s rozchodníkovým kobercem byla pozorována z počátku experimentu vyšší vlhkost substrátu. Zvlhčování a vysušování jejich substrátu během a po srážkových epizodách bylo oproti segmentům s rozchodníkovými řízkami pomalejší. Odhadnuta byla hodnota intercepční kapacity rozchodníkového pokryvu pomocí analýzy průniku srážkové vody k vlhkostním čidlům,  $C_m = 1,5$  mm. Zjištěnou hodnotu je nutné považovat za odhad vyžadující zpřesnění dalším cíleným výzkumem.

### 5.2. POROVNÁNÍ ZÁKLADNÍCH MODELŮ

Modely nelineárního rezervoáru a kaskády lineárních rezervoárů byly ověřeny a porovnány pro účel simulace odtoku z experimentálních segmentů extenzivních zelených střech. Odtok byl počítán epizodicky s využitím největších srážkoodtokových epizod z dvou po sobě jdoucích sezón.

Porovnání obou modelů prokázalo, že nelineární rezervoár je pro použití u extenzivních zelených střech vhodnější než kaskáda lineárních rezervoárů. Nelineární rezervoár byl schopen lépe popsat rychlou reakci sledovaných systémů, to znamená strmou vzestupnou větev hydrogramu, typickou pro tenké půdní profily. V principu je odtok dešťové vody ze zelených střech ovlivňován jejich retenční schopností (redukce objemu odtoku) a detenční schopností (zpoždění a snížení špičkového odtoku). U zkoumaných segmentů s plochou  $1 \text{ m}^2$  lze pozorovat vliv a velikost jejich retenční schopnosti, které lze použít u skladebně podobných zelených střech. Detenční schopnost se odvíjí od velikosti a geometrie pozorované zelené střechy. Předložené výsledky jsou tedy z hlediska detence relevantní pouze pro střechy podobné velikosti (tj. s dobou koncentrace odpovídající vzdálenosti 1 m).

Nelineární rezervoár vykázal dobré výsledky především u segmentu s více propustným komerčním substrátem (RMSE menší než 0,82 mm/h a NSE větší než 0,52 pro všechny optimalizační scénáře). Kaskáda lineárních rezervoárů u tohoto segmentu vykázal také uspokojivé výsledky, ovšem často nebyl schopen postihnout variabilitu odtoku v rámci jednotlivých epizod.

Ani jeden z modelů neposkytl dostatečně dobré výsledky v případě segmentu s lokálním substrátem Technosol. Způsobeno je to především vyšší maximální retenční kapacitou tohoto segmentu (danou substrátem a orientací drenážní vrstvy), díky které je značně variabilní aktuální zaplněnost retenční kapacity před jednotlivými epizodami. Tato variabilita současně způsobuje vyšší chybovost modelů při předpokladu konstantně nulové zásoby vody na počátku každé epizody.

Pro souvrství s vysokou retenční kapacitou je tak nezbytné uvážení proměnné retenční kapacity, odrážející skutečný stav segmentů. Uvážení konstantní počáteční retenční kapacity pro simulaci epizodického odtoku není dostatečné. Pro zvýšení úspěšnosti modelů je nezbytné zahrnout odhad počáteční retenční kapacity dle charakteru meziepizodického období. To znamená zahrnutí evapotranspirace do modelové struktury.

### 5.3. POUŽITÍ S1D MODELU

Pokles retenční zásoby souvrství zelených střech během meziepizodických období zachycuje vhodným způsobem model kořenového odběru vody využívající gradientu potenciálu kapilárního tlaku. Model je integrován do fyzikálního modelu S1D schopného simulovat proudění vody v proměnlivě nasyceném půdním prostředí. Tento model byl zvolen pro vyhodnocení hydrologického a tepelného režimu segmentů zelených střech. Z porovnání měřeného a simulovaného odtoku a teploty substrátu vyplývá, že srážko-odtoková reakce segmentů a jejich vnitřní teplotní výkyvy je možné úspěšně modelovat předloženým postupem.

Porovnány byly nejprve dvě varianty zjednodušení svislého řezu segmentů (sdružený a dvouvrstvý). Použitím obou variant bylo dosaženo podobné úspěšnosti popisu měřených veličin. V obou případech je retenční kapacita souvrství dána tvarem retenční křivky jednotlivých vrstev a zvolenou dolní okrajovou podmínkou, což tyto charakteristiky dělá zásadními z hlediska hydrologické reakce segmentů. Bohužel, retenční charakteristiky často nejsou k dispozici při zakládání nových zelených střech, stejně jako měřené hydrologické veličiny, což znesnadňuje optimalizaci fyzikálních modelů. Z analýzy vyplývá, že správně odhadnutý retenční prostor dokáže objasnit neshodu měřeného a simulovaného odtoku.

Rozdíl mezi dvěma testovanými substráty (lokálním Technosolem a komerčním substrátem Optigreen) byl demonstrován na jejich schopnosti zadržovat vodu. Dvouvrstvá varianta svislého řezu odhalila, že segment **TECH** zadržuje vodu převážně v substrátové vrstvě, zatímco substrát **OPTI** přispěl k celkové retenční kapacitě segmentu jen omezeně (s převahou retenční zásoby v drenážní vrstvě).

Uspokojivého výsledku bylo dosaženo v případě modelování prostupu tepla s ohledem na měřenou teplotu substrátu v hloubce 3,5 cm pod povrchem. Použity byly nezávisle stanovené tepelné parametry s dodatečnou optimalizací.

Vyhodnoceny byly také návrhové scénáře pro zhodnocení vlivu mocnosti substrátu a typu vegetace na hydrologický a tepelný režim segmentů. Zvyšující se mocnost substrátu způsobila nárůst kořenového odběru vody (z důvodu zvýšené retenční kapacity substrátu a delšího času dotoku) a výrazné snížení maximální teploty substrátu. Tenké půdní profily jsou také více náchylné na použitý typ vegetace. Zjištěné poznatky jsou použitelné pro návrh zelených střech se stejnými klimatickými podmínkami.

### 5.4. VYBRANÉ ASPEKTY FYZIKÁLNÍHO MODELOVÁNÍ

Studována byla intercepce srážek na vegetaci, dvojitá propustnost souvrství a rozdělení evapotranspirace dle procentuálního zastoupení jednotlivých ploch.

Intercepce srážek byla stanovena intercepčním modelem. Určeny byly parametry modelu, kterými jsou v čase proměnný index listové plochy, parametr aktivity vegetace a maximální intercepční kapacita. V případě segmentů s rozchodníkovými koberci byla zjištěna intercepce přibližně 17–24 % srážkového úhrnu ve zkoumaných obdobích při pokryvnosti asi 90 %. U segmentů s řízků v závislosti na stoupající pokryvnosti mezi 1 a 11 %. Podobně jako u odtokového koeficientu je velikost intercepční ztráty závislá na velikosti a distribuci srážkových událostí v průběhu sledovaného období. Výsledky intercepčního modelu nebylo možné ověřit porovnáním s terénním měřením.

Uvažování dvojitá propustnosti v modelu S1D umožnilo dosažení dobré shody modelu s měřením odtoku a vlhkosti substrátu. Zahrnutí preferenční domény pomohlo zachovat tvarové

parametry retenční křivky substrátu na laboratorně zjištěných hodnotách. Užití dvojí propustnosti se ukázalo jako výhodné především při současném uvážení výparu z půdy. Koncept dvojí propustnosti nabízí řadu možností, jak dále studovat hydrologický režim antropogenních půd. Vliv bimodálního charakteru retenčních křivek používaných substrátů lze zahrnutím dvojí propustnosti potenciálně postihnout s ohledem na hydrologický režim segmentů (tvorbu odtoku a zásobu vody).

Simulace se shodným nastavením ale pouze s jednou doménou si vynutila skrze optimalizační proces úpravu laboratorně zjištěných parametrů substrátu. Simulovaná vlhkost a zásoba vody navíc u segmentu s rozchodníkovým kobercem neklesá pod 50 % jejich nasycené hodnoty, tedy nereálné hodnoty během delšího bezdeštného období.

Uvážení výparu z půdy výrazněji nezměnilo reakci modelu s ohledem na shodu s měřenými veličinami. Na druhou stranu ovlivnilo časoprostorové rozložení vlhkosti zkoumaného souvrství. Evaporace rychleji vysušuje horní vrstvu substrátu, zatímco kořenový odběr probíhá po celé výšce profilu. U evaporace byla zaznamenána mírně vyšší intenzita, a tedy rychlejší vysušení celého souvrství při vysokém procentuálním zastoupení holé půdy. Patrně vzhledem k velmi malé mocnosti celého souvrství a zároveň skutečnosti, že je vždy zahrnuto alespoň malé zastoupení vegetace, díky které je povrchová vrstva dotována prouděním vody skrz kořenový systém. Vegetace tak v případě extenzivních zelených střech poskytuje ochranu před rychlým vysycháním. V případě vyšších souvrství, např. intenzivních zelených střech, je potřeba intenzitu výparu ploch s různým pokryvem ověřit.

## 6. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- Alexandri, E., Jones, P., 2007. Developing a one-dimensional heat and mass transfer algorithm for describing the effect of green roofs on the built environment: Comparison with experimental results. *Build. Environ.* 42 (8), 2835–2849. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2006.07.004>
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and drainage paper 56. Food and Agriculture Organization, Rome.
- Arganda-Carreras, I., Kaynig, V., Rueden, C., Eliceiri, K.W., Schindelin, J., Cardona, A., Seung, H.S., 2017. Trainable Weka Segmentation: a machine learning tool for microscopy pixel classification. *Bioinformatics* 33, 2424–2426. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btx180>
- Ascione, F., Bianco, N., de' Rossi, F., Turni, G., Vanoli, G.P., 2013. Green roofs in European climates. Are effective solutions for the energy savings in air-conditioning? *Appl. Energy* 104, 845–859. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.11.068>
- Barenblatt, G.I., Zheltov, I.P., Kochina, I.N., 1960. Basic concepts in the theory of seepage of homogeneous liquids in fissured rocks. *J. Appl. Math. Mech.* 24 (5), 1286–1303. [https://doi.org/10.1016/0021-8928\(60\)90107-6](https://doi.org/10.1016/0021-8928(60)90107-6)
- Bechmann, M., Schneider, C., Carminati, A., Vetterlein, D., Attinger, S., and Hildebrandt, A., 2014. Effect of parameter choice in root water uptake models – the arrangement of root hydraulic properties within the root architecture affects dynamics and efficiency of root water uptake. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 18, 4189–4206. <https://doi.org/10.5194/hess-18-4189-2014>
- Beck, D.A., Johnson, G.R., Spolek, G.A., 2011. Amending greenroof soil with biochar to affect runoff water quantity and quality. *Environmental Pollution* 159(8–9), 2111–2118. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.022>
- Bengtsson, L., Grahn, L., Olsson, J., 2005. Hydrological function of a thin extensive green roof in southern Sweden. *Hydrology Research* 36 (3), 259–268. <https://doi.org/10.2166/nh.2005.0019>
- Berndtsson, J. C., 2010. Green roof performance towards management of runoff water quantity and quality: a review. *Ecol. Eng.* 36, 351–360. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.12.014>
- Berndtsson, J.C., Emilsson, T., Bengtsson, L., 2006. The influence of extensive vegetated roofs on runoff water quality. *Sci. Total Environ.* 355 (1–3), 48–63. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.02.035>
- Blanusa, T., Vaz Monteiro, M.M., Fantozzi, F., Vysini, E., Li, Y., Cameron, R.W.F., 2013. Alternatives to Sedum on green roofs: can broad leaf perennial plants offer better “cooling service”? *Build. Environ.* 59, 99–106. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2012.08.011>
- Blanusa, T., Hadley, J., 2019. Impact of plant choice on rainfall runoff delay and reduction by hedge species. *Landsc. Ecol. Eng.* 15, 401–411. <https://doi.org/10.1007/s11355-019-00390-x>
- Bowler, D.E., Buyung-Ali, L., Knight, T.M., Pullin, A.S., 2010. Urban greening to cool towns and cities: a systematic review of the empirical evidence. *Landscape Urban Plan.* 97, 147–155. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.05.006>
- Braaker, S., Ghazoul, J., Obrist, M.K., Moretti, M., 2014. Habitat connectivity shapes urban arthropod communities: the key role of green roofs. *Ecology* 95 (4), 1010–1021. <https://doi.org/10.1890/13-0705.1>
- Brunetti, G., Porti, M., Piro, P., 2018. Multi-level numerical and statistical analysis of the hygrothermal behavior of a non-vegetated green roof in a mediterranean climate. *Appl. Energy* 221, 204–219. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.03.190>
- Brunetti, G., Simunek, J., Piro, P., 2016. A comprehensive analysis of the variably saturated hydraulic behavior of a green roof in Mediterranean climate. *Vadose Zone J.* 5 (9). <https://doi.org/10.2136/vzj2016.04.0032>.
- Butler, C., Orians, C.M., 2011. Sedum cools soil and can improve neighboring plant performance during water deficit on a green roof. *Ecol. Eng.* 37 (11), 1796–1803. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.025>
- Cao, C.T.N., Farrell, C., Kristiansen, P.E., Rayner, J.P., 2014. Biochar makes green roof substrates lighter and improves water supply to plants. *Ecol. Eng.* 71, 368–374. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.06.017>
- Carter, T., Jackson, C.R., 2007. Vegetated roofs for stormwater management at multiple spatial scales. *Landsc. Urban Plan.* 80 (1–2), 84–94. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2006.06.005>

- Castleton, H.F., Stovin, V., Beck, S.B.M., Davison, J.B., 2010. Green roofs; building energy savings and the potential for retrofit. *Energ. Build.* 42 (10), 1582–1591. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2010.05.004>
- ČHMÚ (online). Český hydrometeorologický ústav, Praha. Dostupné z: <https://www.chmi.cz/>
- Chowdhury, R. K., Abaya, J.S., 2018. An Experimental Study of Greywater Irrigated Green Roof Systems in an Arid Climate. *J. Water Manag. Model.* 26:C437. <https://doi.org/10.14796/JWMM.C437>
- Cirkel, D.G., Voortman, B.R., Van Veen, T., Bartholomeus, R.P., 2018. Evaporation from (Blue-)Green Roofs: Assessing the Benefits of a Storage and Capillary Irrigation System Based on Measurements and Modeling. *Water* 10 (9), 1253. <https://doi.org/10.3390/w10091253>
- Cook-Patton, S.C., Baurle, T.L., 2012. Potential benefits of plant diversity on vegetated roofs: A literature review. *J. Environ. Manage.* 106, 85–92. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.04.003>
- Côte, J., Konrad, J.M., 2005. A generalized thermal conductivity model for soils and construction materials. *Can. Geotech. J.* 42 (2), 443–485. <https://doi.org/10.1139/t04-106>
- Cristescu, M., Anton, D., Manuela, M., Nicu, C., 2011. Study of leaves structures that determine the resistance to dryness at succulent plants. *J. of Horticulture, Forestry and Biotechnology* 14, 60–64.
- de Jong van Lier, Q., van Dam, J.C., Durigon, A., dos Santos, M.A., Metselaar, K., 2013. Modeling Water Potentials and Flows in the Soil-Plant System Comparing Hydraulic Resistances and Transpiration Reduction Functions. *Vadose Zone J.* 12 (3). <https://doi.org/10.2136/vzj2013.02.0039>
- de Vries, S., van Dillen, S.M.E., Groenewegen, P.P., Spreeuwenberg, P., 2013. Streetscape greenery and health: Stress, social cohesion and physical activity as mediators. *Soc. Sci. Med.* 94, 26–33. <https://doi.org/10.1016/j.socscimed.2013.06.030>
- De-Ville, S., Menon, M., Jia, X., Reed, G., Stovin, V., 2017. The impact of green roof ageing on substrate characteristics and hydrological performance. *J. Hydrol.* 547, 332–344. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.02.006>
- Djedjig, R., Ouldboukhitine, S.E., Belarbi, R., Bozonnet, E., 2012. Development and validation of a coupled heat and mass transfer model for green roofs. *Int. Commun. Heat Mass Transf.* 39 (6), 752–761. <https://doi.org/10.1016/j.icheatmasstransfer.2012.03.024>
- Doherty, J., Brebber, L., Whyte, P., 1994. Model-independent Parameter Estimation, User 's Manual. Watermark Computing, Australia.
- Doherty, J., Johnston, J.M., 2003. Methodologies for calibration and predictive analysis of a watershed model. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 39 (2), 251–265. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2003.tb04381.x>
- Durner, W., 1994. Hydraulic conductivity estimation for soils with heterogeneous pore structure. *Water Resour. Res.* 30 (2), 211–223. <https://doi.org/10.1029/93WR02676>
- EFB, 2015. White Paper Market Report, European Federation of Green Roofs & Walls. Online dostupné z: [http://efb-greenroof.eu/wp-content/uploads/2016/12/efb\\_whitepaper\\_2015.pdf](http://efb-greenroof.eu/wp-content/uploads/2016/12/efb_whitepaper_2015.pdf)
- Eigenbrod, C., Gruda, N., 2015. Urban vegetable for food security in cities. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 35 (2), 483–498. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0273-y>
- Feddes, R.A., Kowalik, P.J., Zaradny, H. 1978. Simulation of field water use and crop yield. PUDOC, Wageningen, the Netherlands.
- Feitosa, R.C., Wilkinson, S., 2016. Modelling green roof stormwater response for different soil depths. *Landsc. Urban Plan.* 153, 170–179. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.05.007>
- Fernandez-Canero, R., Gonzalez-Redondo, P., 2010. Green Roofs as a Habitat for Birds: A Review. *J Anim Vet Adv* 9, 2041–2052. <https://doi.org/10.3923/javaa.2010.2041.2052>
- Fields, J.S., Fonteno, W.C., Jackson, B.E., Heitman, J.L., Owen Jr., J.S., 2014. Hydrophysical Properties, Moisture Retention, and Drainage Profiles of Wood and Traditional Components for Greenhouse Substrates. *HortScience* 49, 827–832. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.49.6.827>
- FLL, 2008. Guidelines for the planning, construction and maintenance of green roofing. Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e.V, Bonn, Germany.
- Flores-Ramírez, E., Abel, S., Nehls, S., 2018. Water retention characteristics of coarse porous materials to construct purpose-designed plant growing media. *J. Plant. Nutr. Soil Sci.* 64 (2), 181–189. <https://doi.org/10.1080/00380768.2018.1447293>
- Fowdar, H.S., Hatt, B.E., Breen, P., Cook, P.L.M., Deletic, A., 2017. Designing living walls for greywater treatment. *Water Res.* 110, 218–232. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.12.018>
- Fylstra, D., Lasdon, L., Watson, J., Waren, A., 1998. Design and use of the Microsoft excel solver. *Journal Interfaces* 28, 29–55. <https://doi.org/10.1287/inte.28.5.29>
- Gabrych, M., Kotze, D.J., Lehvavirta, S., 2016. Substrate depth and roof age strongly affect plant abundances on sedum-moss and meadow green roofs in Helsinki, Finland. *Ecol. Eng.* 86, 95–104. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.10.022>

- Gerke, H.H., van Genuchten, M.Th., 1993. A dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media. *Water Resour. Res.* 29, 305–319. <https://doi.org/10.1029/92WR02339>
- Gerzhova, N., Blanchet, P., Dagenais, C., Côté, J., Ménard, S., 2019. Heat Transfer Behavior of Green Roof Systems under Fire Condition: A Numerical Study. *Buildings*. 9 (9), 206. <https://doi.org/10.3390/buildings9090206>
- Getter, K.L., Rowe, D.B., 2006. The Role of Extensive Green roofs in Sustainable Development. *HortScience*. 41 (5), 1276–1285. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.41.5.1276>
- Getter, K.L., Rowe, D.B., Gregg, B.M., 2009b. Solar radiation intensity influences extensive green roof plant communities. *Urban For. Urban Green*. 8 (4), 269–281. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2009.06.005>
- Getter, K.L., Rowe, D.B., Robertson, G.P., Cregg, B.M., Andresen, J.A., 2009a. Carbon Sequestration Potential of Extensive Green Roofs. *Environ. Sci. Technol.* 43 (19), 7564–7570. <https://doi.org/10.1021/es901539x>
- Groh, J., Putz, T., Gerke, H.H., Vanderborcht, J., Vereecken, H., 2019. Quantification and prediction of nighttime evapotranspiration for two distinct grassland ecosystems. *Water Resour. Res.* 55, 2961–2975. <https://doi.org/10.1029/2018WR024072>
- Gupta, H.V., Kling, H., Yilmaz, K.K., Martinez, G. F., 2009. Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *J. Hydrol.* 377, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.003>
- Hakimdavar, R., Culligan, P.J., Finazzi, M., Barontini, S., Ranzi, R., 2014. Scale dynamics of extensive green roofs: Quantifying the effect of drainage area and rainfall characteristics on observed and modeled green roof hydrologic performance. *Ecol. Eng.* 73, 494–508. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.080>
- Hamouz, V., Muthanna, T.M., 2019. Hydrological modelling of green and grey roofs in cold climate with the SWMM model. *J. Environ. Manage.* 249. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109350>
- Hečková, P., Bareš, V., Stránský, D., Sněhota, M., 2022. Performance of experimental bioretention cells during the first year of operation. *J. Hydrol. Hydromech.*, 70, 42–61. <https://doi.org/10.2478/johh-2021-0038>
- Hillel, D., 1998. *Environmental Soil Physics*. Academic Press, San Diego.
- Hilten, R.N., Lawrence, T.M., Tollner, E.W., 2008. Modeling stormwater runoff from green roofs with HYDRUS-1D. *J. Hydrol.* 358 (3–4), 288–293. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.06.010>
- Howell, T.A., Evett, S.R., 2004. The Penman-Monteith Method. Section 3 in *Evapotranspiration: Determination of Consumptive Use in Water Rights Proceedings*. Continuing Legal Education in Colorado, Inc. Denver.
- Jahanfar, A., Drake, J., Sleep, B., Gharabaghi, B., 2018. A modified FAO evapotranspiration model for refined water budget analysis for Green Roof systems. *Ecol. Eng.* 119, 45–53. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.04.021>
- Jarvis, N.J., 1994. The MACRO model Version 3.1: Technical description and sample simulation. Rep. Diss. Dep. Soil Sci. Swed. Univ. Agric. Sci. 19, 51.
- Jelínková, V., Dohnal, M., Pícek, T., 2015. A green roof segment for monitoring the hydrological and thermal behaviour of anthropogenic soil systems. *Soil Water Res.* 10 (4), 262–270. <https://doi.org/10.17221/17/2015-SWR>
- Jelínková, V., Dohnal, M., Šácha, J., 2016. Thermal and water regime studied in a thin soil layer of green roof systems at early stage of pedogenesis. *J. Soils Sediments*. 16 (11), 2568–2579. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1457-7>
- Ji, P., Sæbø, A., Stovin, V., Hanslin, H.H., 2018. Sedum root foraging in layered green roof substrates. *Plant Soil* 430, 263–276. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3729-z>
- Jia, Z., Wang, Z., Wang, H., 2019. Characteristics of Dew Formation in the Semi-Arid Loess Plateau of Central Shaanxi Province, China. *Water* 11(1), 126. <https://doi.org/10.3390/w11010126>
- Kasmin, H., Stovin, V., Hathway, E.A., 2010. Towards a generic rainfall-runoff model for green roofs. *Water Sci. Technol.* 62 (4), 898–905. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.352>
- Kim, S.Y., Na, W., Jun, C., Seo, H., Kim, Y., 2021. Hydrological Performance of Green Roof Systems: A Numerical Investigation. *Front. Environ. Sci.* 9:806697 <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.806697>
- Kodešová R., Vlasáková M., Fér M., Teplá D., Jakšík O., Neuberger P., Adamovský R., 2013. Thermal properties of representative soils of the Czech Republic. *Soil & Water Res.* 8, 141–150. <https://doi.org/10.17221/33/2013-SWR>
- Kodešová, R., Fér, M., Klement, A., Nikodem, A., Teplá, D., Neuberger, P., Bureš, P., 2014. Impact of various surface covers on water and thermal regime of Technosol. *J. Hydrol.* 519, 2272–2288. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.10.035>

- Kool, D., Agam, N., Lazarovitch, N., Heitman, J.L., Sauer, T.J., Ben-Gal, A., 2014. A review of approaches for evapotranspiration partitioning, *Agric. For. Meteorol.* 184, 56–70. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2013.09.003>
- Krebs, G., Kuoppamäki, K., Kokkonen, T., Koivusalo, H., 2016. Simulation of green roof test bed runoff. *Hydrol. Process.* 30, 250–262. <https://doi.org/10.1002/hyp.10605>
- Kuoppamäki, K., Lehvävirta, S., 2016. Mitigating nutrient leaching from green roofs with biochar. *Landsc. Urban Plan.* 152, 39–48. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.04.006>
- Kuronuma, T., Watanabe, H., Ishihara, T., Kou, D., Touda, K., Ando, M., Shindo, S., 2018. CO<sub>2</sub> Payoff of Extensive Green Roofs with Different Vegetation Species. *Sustainability.* 10 (7), 2256. <https://doi.org/10.3390/su10072256>
- Lazzarin, R.M., Castellotti, F., Busato, F., 2005. Experimental measurements and numerical modelling of a green roof. *Energ. Build.* 37 (12), 1260–1267. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2005.02.001>
- Li, J., Wai, O.W.H., Li, Y.S., Zhan, J., Ho, Y.A., Li, J., Lam, E., 2010. Effect of green roof on ambient CO<sub>2</sub> concentration. *Build Environ* 45 (12), 2644–2651. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2010.05.025>
- Li, R., Peng, C., Chiang, P.C., Cai, Y.P., Wang, X., Yang, Z.F., 2019a. Mechanisms and applications of green infrastructure practices for stormwater control: A review. *J. Hydrol.* 568, 626–637. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.10.074>
- Li, S.X., Qin, H.P., Peng, Y.N., Soon T. K., 2019b. Modelling the combined effects of runoff reduction and increase in evapotranspiration for green roofs with a storage layer. *Ecol. Eng.* 127, 302–311. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.12.003>
- Liu, R., Fassman-Beck, E., 2017. Hydrologic response of engineered media in living roofs and bioretention to large rainfalls: experiments and modeling. *Hydrol. Process.* 31, 556–572.
- Liu, S., 1997. A new model for the prediction of rainfall interception in forest canopies. *Ecol. Model.* 99 (2–3), 151–159. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(97\)01948-0](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(97)01948-0)
- Longoardi, A., D'Ambrosio, R., Mobilia, M., 2019. Predicting Stormwater Retention Capacity of Green Roofs: An Experimental Study of the Roles of Climate, Substrate Soil Moisture, and Drainage Layer Properties. *Sustainability* 11 (24), 6956. <https://doi.org/10.3390/su11246956>
- Lundholm, J., Tran, S., Gebert, L., 2015. Plant functional traits predict Green roof ecosystem services. *Environ. Sci. Technol.* 49, 2366–2374. <https://doi.org/10.1021/es505426z>
- MacIvor, J.S., Ranalli, M.A., Lundholm, J.T., 2011. Performance of dryland and wetland plant species on extensive green roofs. *Ann. Bot.* 107 (4), 671–679. <https://doi.org/10.1093/aob/mcr007>
- Marquardt, D.W., 1963. An algorithm for least-squares estimation of nonlinear parameters. *J. Soc. Ind. Appl. Math.* 11 (2), 431–441. <https://doi.org/10.1137/0111030>
- Mentens, J., Raes, D., Hermy, M., 2006. Green roofs as a tool for solving the rainwater runoff problem in the urbanized 21st century? *Landsc. Urban Plan.* 77 (3), 217–226. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.02.010>
- Mitchell, V.G., Cleugh, H.A., Grimmond, C.S.B., Xu, J., 2007. Linking urban water balance and energy balance models to analyse urban design options. *Hydrol. Process.* 22 (16), 2891–2900. <https://doi.org/10.1002/hyp.6868>
- Monteith, J.L., 1965. Evaporation and environment. *Symp. Soc. Exper. Biol.* 19, 205–234.
- Monterusso, M.A., Rowe, D.B., Rugh, C.L., 2005. Establishment and persistence of *Sedum* spp. and native taxa for green roof applications. *Hortscience.* 40 (2), 391–396. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.40.2.391>
- Mualem, Y., 1976. A new model to predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resour. Res.* 12 (3), 513–522. <https://doi.org/10.1029/WR012i003p00513>
- Nagase, A., Dunnett, N., 2012. Amount of water runoff from different vegetation types on extensive green roofs: Effects of plant species, diversity and plant structure. *Landsc. Urban Plan.* 104, 356–363. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.11.001>
- Nash, C., Clough, J., Gedge, D., Lindsay, R., Newport, D., Ciupala, M.A., Connop, S., 2016. Initial insights on the biodiversity potential of biosolar roofs: a London Olympic Park green roof case study. *Isr. J. Ecol. Evol.* 62 (1–2), 74–87. <https://doi.org/10.1080/15659801.2015.1045791>
- Nash, J.E., 1957. The form of the instantaneous unit hydrograph. *International Association of Hydrological Sciences General Assembly, 1957*, 114–121.
- Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models part I – a discussion of principles. *J. Hydrol.* 10 (3), 282–290. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)
- Němec, J., 1965. *Hydrologie. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 1965, 237 s.*
- Ouldboukhitine, S., Spolek, G., Belarbi, R., 2014. Impact of plants transpiration, grey and clean water irrigation on the thermal resistance of green roofs. *Ecol. Eng.* 67, 60–66. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.052>
- Palla, A., Gnecco, I., Lanza, L.G., 2009. Unsaturated 2D modelling of subsurface water flow in the coarse-grained porous matrix of a green roof. *J. Hydrol.* 379 (1–2), 193–204. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.10.008>



- Palla, A., Gnecco, I., Lanza, L.G., 2012. Compared performance of a conceptual and a mechanistic hydrologic models of a green roof. *Hydrol. Process.* 26 (1), 73–84. <https://doi.org/10.1002/hyp.8112>
- Palla, A., Sansalone, J.J., Gnecco, I., Lanza, L.G. 2011. Storm water infiltration in a monitored green roof for hydrologic restoration. *Water Sci. Technol.* 64 (3), 766–773. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.171>
- Parkins, K.L., Clark, J.A., 2015. Green roofs provide habitat for urban bats. *Glob. Ecol. Conserv.* 4, 349–357. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.07.011>
- Penman, H.L., 1948. Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proc. R. Soc. London A* 193, 120–145.
- Perez-Harguindeguy, N., Diaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., et al., 2013. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Aust. J. Bot.* 61 (3), 167–234. <https://doi.org/10.1071/BT12225>
- 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 For. Urban Green.* 20, 328–337. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.08.002>
- Pradhan, S., Al-Ghamdi, S., Mackey, H.M., 2019. Greywater recycling in buildings using living walls and green roofs: A review of the applicability and challenges. *Sci. Total Environ.* 652, 330–344. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.226>
- Qin, H., Peng, Y., Tang, Q., Yu, S., 2016. A HYDRUS model for irrigation management of green roofs with a water storage layer. *Ecol. Eng.* 95, 399–408. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.077>
- Ray, C., Ellsworth, T.R., Valocchi, A.J., Boast, C.W., 1997. An improved dual porosity model for chemical transport in macroporous soils. *J. Hydrol.* 193, 270–292. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(96\)03141-1](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(96)03141-1)
- Razzaghmanesha, M., Beechama, S., Salembib, T., 2016. The role of green roofs in mitigating Urban Heat Island effects in the metropolitan area of Adelaide, South Australia. *Urban For. Urban Green.* 15, 89–102. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.11.013>
- Refahi, A.H., Talkhabi, H., 2015. Investigating the effective factors on the reduction of energy consumption in residential buildings with green roofs. *Renew. Energy.* 80, 595–603. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2015.02.030>
- Rieger, M., Litvin, P., 1999. Root system hydraulic conductivity in species with contrasting root anatomy. *J. Exp. Bot.* 50 (331), 201–209. <https://doi.org/10.1093/jexbot/50.331.201>
- Rowe, D.B., Getter, K.L., Durhman, A.K., 2012. Effect of green roof media depth on Crassulacean plant succession over seven years. *Landsc Urban Plan.* 104, 310–319. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.11.010>
- Rutter, A.J., Kershaw, K.A., Robins, P.C., Morton, A.J., 1971. A predictive model of rainfall interception in forests, 1. Derivation of the model from observations in a plantation of Corsican pine. *Agric. Meteorol.* 9, 367–384.
- Sahin, U., Anapali, O., Ercisli, S., 2002. Physico-Chemical and Physical Properties of some Substrates Used in Horticulture. *Eur. J. Hortic. Sci.* 67, 55–60.
- Sailor, D.J., 2008. A green roof model for building energy simulation programs. *Energy Build.* 40 (8), 1466–1478. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2008.02.001>
- Sailor, D.J., Bass, B., 2014. Development and Features of the Green Roof Energy Calculator (GREC). *J. Living Archit.* 1 (3), 36–58. <https://doi.org/10.46534/jliv.2014.01.03.036>
- Sakai, M., Jones, S.B., Tuller, M., 2011. Numerical evaluation of subsurface soil water evaporation derived from sensible heat balance. *Water Resour. Res.* 48, W02547. <https://doi.org/10.1029/2010WR009866>
- 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. *Sol. Energy.* 103, 682–703. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2012.07.003>
- Savi, T., Andri, S., Nardini, A., 2013. Impact of different green roof layering on plant water status and drought survival. *Ecol. Eng.* 57, 188–196. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.048>
- Schaap, M.G., Leij, F.J., van Genuchten, M.T., 2001. ROSETTA: A computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. *J. Hydrol.* 251 (3–4), 163–176. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00466-8](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00466-8)
- Schindelin, J., Arganda-Carreras, I., Frise, E. 2012. Fiji: an open-source platform for biological-image analysis. *Nat. Methods* 9, 676–682. <https://doi.org/10.1038/nmeth.2019>
- Schindler, Y.B., Blank, L., Levy, S., Kadas, G., Pearlmutter, D., Blaustein, L., 2016. Integration of photovoltaic panels and green roofs: review and predictions of effects on electricity production and plant communities. *Israel Journal of Ecology & Evolution* 62 (1–2), 68–73. <https://doi.org/10.1080/15659801.2015.1048617>

- Schwemmler, R., Demand, D., Weiler, M., 2021. Technical note: Diagnostic efficiency – specific evaluation of model performance. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 25, 2187–2198. <https://doi.org/10.5194/hess-25-2187-2021>
- Sherrard Jr., J.A., Jacobs, J.M., 2012. Vegetated Roof Water-Balance Model: Experimental and Model Results. *J. Hydrol. Eng.* 17 (8). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000531](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000531)
- Skala, V., 2018. Modelování odtoku ze segmentů zelených. České vysoké učení technické v Praze, Praha. Diplomová práce.
- Skala, V., Dohnal, M., Votrubová, J., Jelínková, V., 2019. The use of simple hydrological models to assess outflow of two green roofs systems. *Soil Water Res.* 14 (2), 94–103. <https://doi.org/10.17221/138/2018-SWR>
- Skala, V., Dohnal, M., Votrubová, J., Vogel, T., Dušek, J., Šácha, J., Jelínková, V., 2020. Hydrological and thermal regime of a thin green roof system evaluated by physically-based model. *Urban For. Urban Green.* 48. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126582>
- Skalová, V., Dohnal, M., Votrubová, J., Vogel, T., Šanda, M. 2022. Interannual Variability of Catchment Water Balance in a Montane Spruce Forest. *Aktuálně v revizním řízení.*
- Skerget, L., Tadeu, A., Brebbia, C.A., 2018. Transient numerical simulation of coupled heat and moisture flow through a green roof. *Eng. Anal. Bound. Elem.* 95, 53–68. <https://doi.org/10.1016/j.enganabound.2018.06.018>
- Sněhota, M., Hanzlíková, J., Sobotková, M., Moravčík, P., 2020. Water and thermal regime of extensive green roof test beds planted with sedum cuttings and sedum carpets. *J. Soils Sediments* 21, 2089–2101. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02778-x>
- Solcerova, A., van de Ven, F., Wang, M., Rijdsdijk, M., van de Giesen, N., 2017. Do green roofs cool the air? *Build. Environ.* 111, 249–255. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2016.10.021>
- Soulis, K.X., Valiantzas, J.D., Ntoulas, N., Kargas, G., Nektarios, P.A., 2017. Simulation of green roof runoff under different substrate depths and vegetation covers by coupling a simple conceptual and a physically based hydrological model. *J. Environ. Manage.* 200, 434–445. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.012>
- Squier, M., Davidson, C.I., 2016. Heat flux and seasonal thermal performance of an extensive green roof. *Build. Environ.* 107, 235–244.
- Starry, O., Lea-Cox, J.D., Kim, J., van Iersel, M.W., 2014. Photosynthesis and water use by two Sedum species in green roof substrate. *Environ. Exp. Bot.* 107, 105–112. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2014.05.014>
- Stovin, V., Vesuviano, G., De-Ville, S., 2015. Defining green roof detention performance. *Urban Water J.* 14 (6), 574–588. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2015.1049279>
- Sun, T., Bou-Zeid, E., Wang, Z., Zerba, E., Ni, G.H., 2013. Hydrometeorological determinants of green roof performance via a vertically-resolved model for heat and water transport. *Build. Environ.* 60, 211–224.
- Svaz zakládání a údržby zeleně, kol. autorů, 2019. Vegetační souvrství zelených střech standardy pro navrhování, provádění a údržbu. Svaz zakládání a údržby zeleně, Brno. Dostupné z: <https://www.zelenestrechy.info/standardy-ke-stazeni>
- Tabares-Velasco, P.C., Srebric, J., 2012. A heat transfer model for assessment of plant based roofing systems in summer conditions. *Build. Environ.* 49, 310–323. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.07.019>
- Tadeu, A., Simoes, N., Almeida, R., Manuel, C., 2019. Drainage and water storage capacity of insulation cork board applied as a layer on green roofs. *Constr Build Mater.* 209, 52–65. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.03.073>
- Tonietto, R., Fant, J., Ascher, J., Ellis, K., Larkin, D., 2011. A comparison of bee communities of Chicago green roofs, parks and prairies. *Landsc. Urban Plan.* 103 (1), 102–108. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.07.004>
- van Genuchten, M.T., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci Soc Am J* 44 (5), 892–898. <https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x>
- Van Renterghem, T., Botteldooren, D., 2009. Reducing the acoustical façade load from road traffic with green roofs. *Build. Environ.* 44 (5), 1081–1087. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2008.07.013>
- Van Renterghem, T., Botteldooren, D., 2011. In-situ measurements of sound propagating over extensive green roofs. *Build. Environ.* 46 (3), 729–738. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2010.10.006>
- Van Seters, T., Rocha, L., Smith, D., MacMillan, G., 2009. Evaluation of Green Roofs for Runoff Retention, Runoff Quality, and Leachability. *Water Qual. Res. J. Can.* 44 (1), 33–47. <https://doi.org/10.2166/wqrj.2009.005>
- van Woert, N.D., Rowe, D.B., Andersen, J.A., Rugh, C.L., Xiao, L., 2005b. Watering Regime and Green Roof Substrate Design Affect Sedum Plant Growth. *HortScience.* 40 (3), 659–664. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.40.3.659>

- van Woert, N.D., Rowe, D.B., Andresen, J.A., Rugh, C.L., Fernandez, R.T., Xiao, L., 2005a. Green roof stormwater retention: effects of roof surface, slope, and media depth. *J. Environ. Qual.* 34 (3), 1036–1044. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.0364>
- Vesuviano, G., Stovin, V., 2013. A generic hydrological model for a green roof drainage layer. *Water Sci. Technol.* 68 (4), 769–775. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.294>
- Vijayaraghavan, K., Joshi, U.M., Balasubramanian, R., 2012. A field study to evaluate runoff quality from green roofs. *Water Res.* 46 (4), 1337–1345. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.050>
- Villarreal, E.L., Semadeni-Davies, A., Bengtsson, L., 2004. Inner city stormwater control using a combination of best management practices. *Ecol. Eng.* 22, 279–298. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.06.007>
- Vogel, T., Březina, J., Dohnal, M., Dušek, J., 2010. Physical and numerical coupling in dual-continuum modeling of preferential flow. *Vadose Zone J.* 9, 260–267. <https://doi.org/10.2136/vzj2009.0091>
- Vogel, T., Dohnal, M., Dušek, J., Votrubová, J., Tesař, M., 2013. Macroscopic Modeling of Plant Water Uptake in a Forest Stand Involving Root-Mediated Soil Water Redistribution. *Vadose zone J.* 12 (1), <https://doi.org/10.2136/vzj2012.0154>
- Vogel, T., Dohnal, M., Votrubová, J., 2011. Modeling heat fluxes in macroporous soil under sparse young forest of temperate humid climate. *J. Hydrol.* 402 (3–4), 367–376. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.03.030>
- Vogel, T., Gerke, H.H., Zhang, R., van Genuchten, M.Th., 2000. Modeling flow and transport in a two-dimensional dual-permeability system with spatially variable hydraulic properties. *J. Hydrol.* 238, 78–89.
- Vogel, T., Votrubová, J., Dušek, J., Dohnal, M., 2016. Mesoscopic aspects of root water uptake modeling – Hydraulic resistances and root geometry interpretations in plant transpiration analysis. *Adv. Water Resour.* 88, 86–96. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2015.12.006>
- Vrugt, J.A., Gupta, H.V., Bouten, W., Sorooshian, S., 2003. A Shuffled Complex Evolution Metropolis algorithm for optimization and uncertainty assessment of hydrologic model parameters. *Water Resour. Res.* 39 (8). <https://doi.org/10.1029/2002WR001642>
- Walters, S.A., Midden, K.S., 2018. Sustainability of Urban Agriculture: Vegetable Production on Green Roofs. *Agriculture.* 8 (11), 1–16. <https://doi.org/10.3390/agriculture8110168>
- Whittinghill, L.J., Rowe, D.B., Cregg, B.M., 2013. Evaluation of Vegetable Production on Extensive Green Roofs. *Agroecol. Sustain. Food Syst.* 37 (4), 465–484. <https://doi.org/10.1080/21683565.2012.756847>
- Wolf, D., Lundholm, J.T., 2008. Water uptake in green roof microcosms: Effects of plant species and water availability. *Ecol. Eng.* 33 (2), 179–186. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.02.008>
- Yang, J., Yu, Q., Gong, P., 2008. Quantifying air pollution removal by green roofs in Chicago. *Atmos. Environ.* 42 (31), 7266–7273. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.07.003>
- Yang, W.Y., Li, D., Sun, T., Ni, G.H., 2015. Saturation-excess and infiltration-excess runoff on green roofs. *Ecol. Eng.* 74, 327–336. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.10.023>
- Zhang, Z., Szota, C., Fletcher, T.D., Williams, N.S.G., Werdin, J., Farrell, C., 2018. Influence of plant composition and water use strategies on green roof stormwater retention. *Sci. Total Environ.* 625, 775–781. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.231>
- Zhao, M., Tabares-Velasco, P.C., Srebric, J., Komarneni, S., Berghage, R., 2014. Effects of plant and substrate selection on thermal performance of green roofs during the summer. *Build Environ.* 78, 199–211. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2014.02.011>
- Zhou, L.W., Wang, Q., Li, Y., Liu, M., Wang, R.Z., 2018. Green roof simulation with a seasonally variable leaf area index. *Energy Build.* 174, 156–167. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2018.06.020>
- Zoch, R.T., 1934. On the relation between rainfall and streamflow. *Monthly Weather Review*, 62 (9), 315–322.
- Zwieniecki, M.A., Boersma, L., 1997. A technique to measure root tip hydraulic conductivity and root water potential simultaneously. *J. Exp. Bot.* 48 (307), 333–336. <https://doi.org/10.1093/jxb/48.2.333>

# 7. PŘÍLOHY

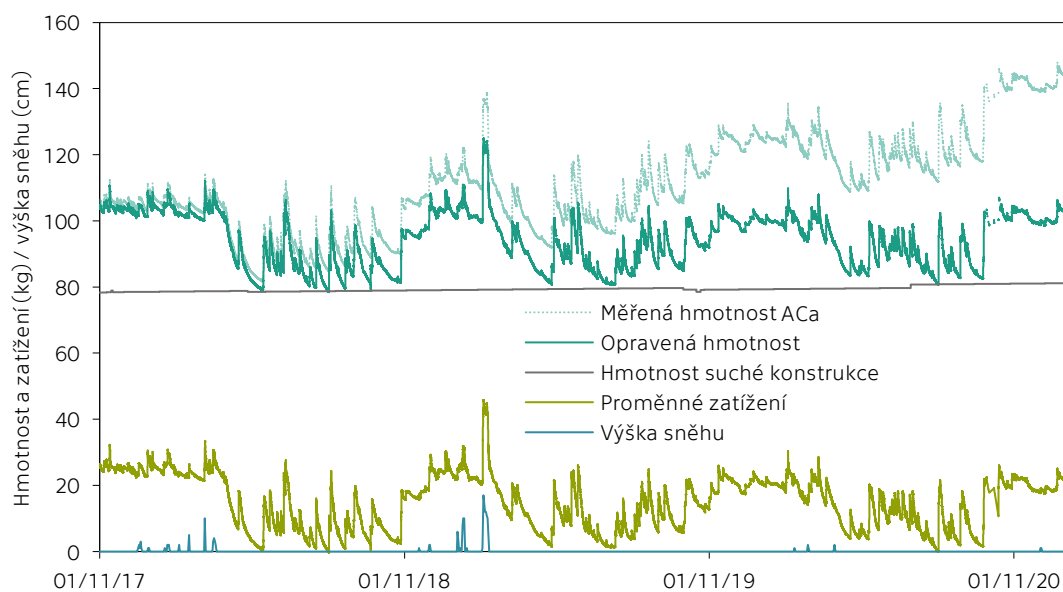
## 7.1. NOMENKLATURA

Veličiny využitě v disertační práci. Jednotky jsou uvedeny v nejčastěji vyskytující se formě. Symboly pro evapotranspiraci mohou označovat buď intenzitu ( $\text{m s}^{-1}$ ) nebo množství za určitý časový úsek (m).

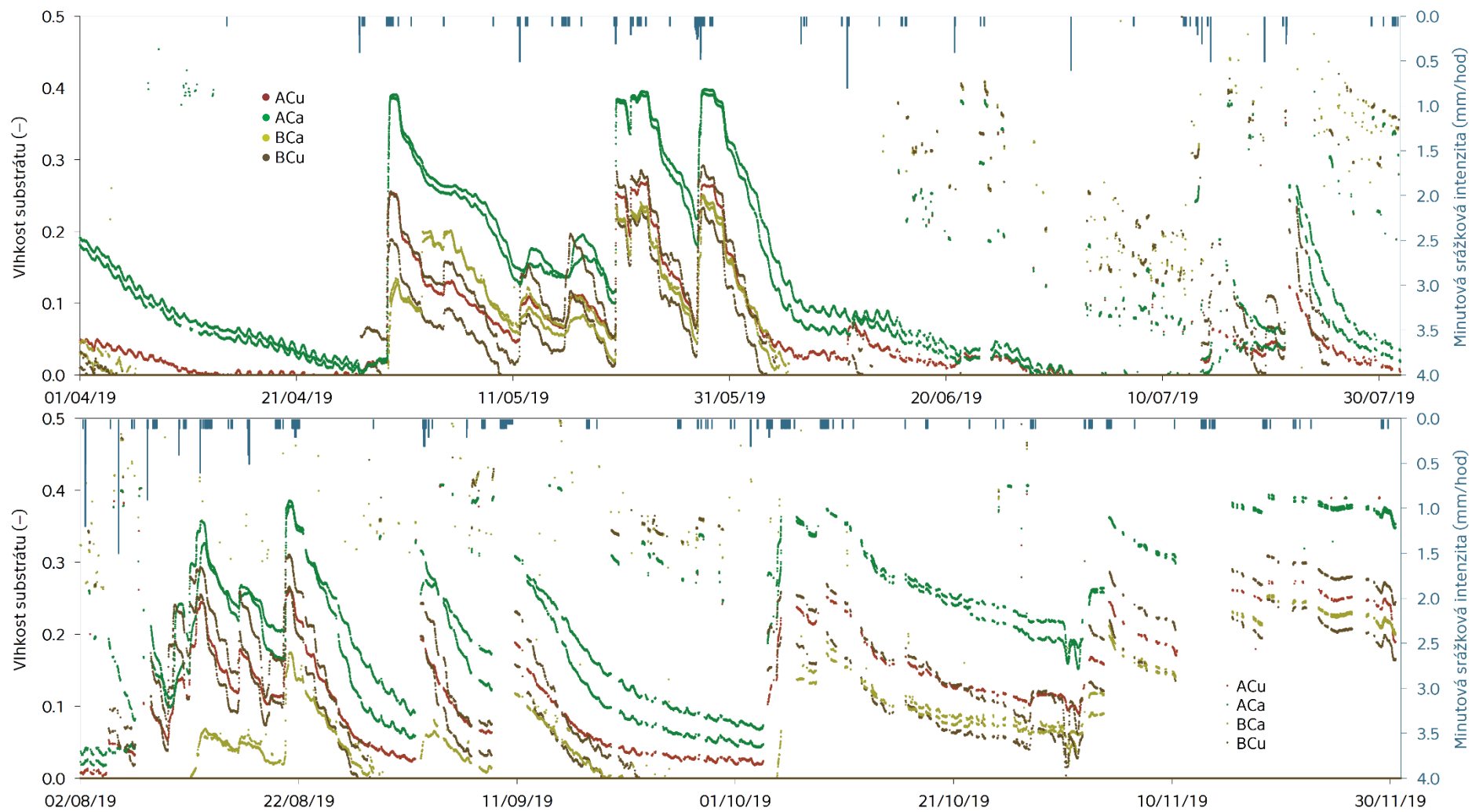
Symbol	Název	Jednotky	Symbol	Název	Jednotky
<b>Obecné</b>			$c_p$	specifická izobarická tepelná kapacita vzduchu	( $\text{J kg}^{-1} \text{K}^{-1}$ )
$t$	čas	(s)	$p_{vs}$	tlak nasycené vodní páry	(Pa)
$i$	pořadí časového kroku	(-)	$p_v$	aktuální tlak vodní páry	(Pa)
<b>Základní konceptuální modely</b>			$r_a$	aerodynamický odpor	( $\text{s m}^{-1}$ )
$S_D$	detenční zásoba	(mm)	$\gamma$	psychrometrická konstanta	( $\text{Pa K}^{-1}$ )
$S_R$	max. retenční kapacita	(mm)	$d$	výškový posun nulové hladiny	(m)
$S_{Ra}$	aktuální retenční zásoba	(mm)	$h_c$	průměrná výška vegetace	(m)
$P$	efektivní srážkový úhrn / pulz	(mm)	$z_m$	výška měření rychlosti větru	(m)
$Q$	množství odtoku	(mm)	$z_h$	výška měření vlhkosti vzduchu	(m)
$K_{NR}$	parametr NR modelu	( $\text{mm}^{(1-n_{NR})}$ )	$z_{om}$	drsnostní výška přenosu hybnosti	(m)
$n_{NR}$	parametr NR modelu	(-)	$z_{oh}$	drsnostní výška přenosu vodní páry	(m)
$\mu$	transformační funkce	( $\text{min}^{-1}$ )	$k$	von Karmanova konstanta	(-)
$\Gamma(n_{LC})$	gama funkce rozdělení pravděpodobnosti	(-)	$u$	rychlost větru	( $\text{m s}^{-1}$ )
$k_{LC}$	konstanta exponenciálního rozpadu	(min)	$ET$	evapotranspirace	( $\text{m s}^{-1}$ )
$n_{LC}$	počet rezervoárů	(-)	$ET_p$	potenciální $ET$	( $\text{m s}^{-1}$ )
$q_s$	intenzita odtoku	( $\text{mm min}^{-1}$ )	$ET_a$	aktuální $ET$	( $\text{m s}^{-1}$ )
<b>Intercepce dešťové vody a evapotranspirace</b>			$E_p$	potenciální evaporace	( $\text{m s}^{-1}$ )
$D$	volná intercepční kapacita	(-)	$E_a$	aktuální evaporace	( $\text{m s}^{-1}$ )
$I$	intercepční ztráta	(mm)	$T_p$	potenciální transpirace	( $\text{m s}^{-1}$ )
$k_c$	vegetační pokrývnost	(-)	$T_a$	aktuální transpirace	( $\text{m s}^{-1}$ )
$H_p$	srážkový úhrn	(mm)	$r_s$	povrchový odpor vegetace	( $\text{m s}^{-1}$ )
$C_m$	maximální intercepční kapacita vegetace	(mm)	$r_l$	stomatální odpor dobře osvětleného listu	( $\text{m s}^{-1}$ )
$a_c$	koeficient aktuální aktivity vegetace	(-)	$LAI$	index aktivní listové plochy	( $\text{m}^2 \text{m}^{-2}$ )
$E_{A1}$	aktuální evaporace zachycené dešťové vody	( $\text{m s}^{-1}$ )	$LAI_{aktiv}$	index listové plochy	( $\text{m}^2 \text{m}^{-2}$ )
$E_{A11}$ $E_{A12}$	aktuální evaporace zachycené dešťové vody	( $\text{m s}^{-1}$ )	<b>Kritéria shody modelu s měřením</b>		
$\rho_w$	hustota vody	( $\text{kg m}^{-3}$ )	$RMSE$	zobecněná směrodatná odchylka	(dle posuzované veličiny)
$\Lambda$	specifické latentní teplo výparu	( $\text{J kg}^{-1}$ )	$NSE$	modelová efektivita	(-)
$\delta$	sklon křivky tlaku nasycené vodní páry	( $\text{Pa K}^{-1}$ )	$R^2$	koeficient determinace	(-)
$R_n$	čistá radiace	( $\text{W m}^{-2}$ )	$n$	počet časových kroků	(-)
$Q_G$	tok tepla do půdy	( $\text{W m}^{-2}$ )	$Q_i^{sim}$	simulovaný odtok	( $\text{mm min}^{-1}$ )
$\rho_a$	průměrná hustota vzduchu	( $\text{kg m}^{-3}$ )	$Q_i^{obs}$	měřený odtok	( $\text{mm min}^{-1}$ )
			$\Phi$	průměr měřeného odtoku	( $\text{mm min}^{-1}$ )

Symbol	Název	Jednotky	Symbol	Název	Jednotky
<b>Proudění vody</b>			<b>Přenos tepla</b>		
$\theta$	objemová vlhkost	(cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> )	$T$	teplota půdy	(K)
$\theta_r$	reziduální vlhkost	(cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> )	$q$	tok vody v půdě	(m s <sup>-1</sup> )
$\theta_s$	nasyčená vlhkost	(cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> )	$\epsilon_s$	objemové zastoupení minerální hmoty	(-)
$Z$	svislá souřadnice	(cm)	$\epsilon_o$	objemové zastoupení organické hmoty	(-)
$h$	tlak půdní vody	(cm)	$C$	objemová tepelná kapacita	(J m <sup>-3</sup> K <sup>-1</sup> )
$K$	hydraulická vodivost	(cm d <sup>-1</sup> )	$C_s$	objemová tepelná kapacita půdy	(J m <sup>-3</sup> K <sup>-1</sup> )
$K_s$	nasyčená hydraulická vodivost	(cm d <sup>-1</sup> )	$C_w$	objemová tepelná kapacita vody	(J m <sup>-3</sup> K <sup>-1</sup> )
$\alpha_{VG}$	tvárový parametr retenční křivky	(cm <sup>-1</sup> )	$\kappa$	tvárový parametr půdy	(-)
$n_{VG}$	tvárový parametr retenční křivky	(-)	$\lambda$	zjevná tepelná vodivost půdy	(W m <sup>-1</sup> K <sup>-1</sup> )
$m$	index pro doménu matrice		$\lambda_{dry}$	tepelná vodivost suché půdy	(W m <sup>-1</sup> K <sup>-1</sup> )
$f$	index pro prefer. doménu		$\lambda_{sat}$	tepelná vodivost nasycené půdy	(W m <sup>-1</sup> K <sup>-1</sup> )
$w$	objemový podíl matrice / preferenčních cest	(-)	$\lambda_o(\theta)$	funkce tepelné vodivosti	(W m <sup>-1</sup> K <sup>-1</sup> )
$\Gamma$	přenosový člen	(d <sup>-1</sup> )	$d$	tepelná disperzivita	(m)
$S_e$	efektivní vlhkost	(-)	$N$	pórovitost	(-)
<b>Kořenový odběr vody</b>			$\chi$	parametr zohledňující tvar půdních částic	(W m <sup>-1</sup> K <sup>-1</sup> )
			$\eta$	parametr zohledňující tvar půdních částic	(-)
$S$	intenzita odběru vody kořeny	(d <sup>-1</sup> )	$H_{soil}$	potenciál vody v půdě	(cm)
$r_o$	průměrný aktivní poloměr kořenů	(cm)	$H_{rx}$	potenciál vody v xylemu	(cm)
$R$	hustota prokořenění	(cm <sup>-2</sup> )	$H_{crit}$	kritická hodnota potenciálu vody v xylemu	(cm)
$r_{soil}$	hydraulický odpor půdy	(d)	$z_o$	souřadnice dolní hranice kořenové zóny	(cm)
$r_{root}$	radiální odpor kořenů	(d)	$z_R$	souřadnice horní hranice kořenové zóny	(cm)

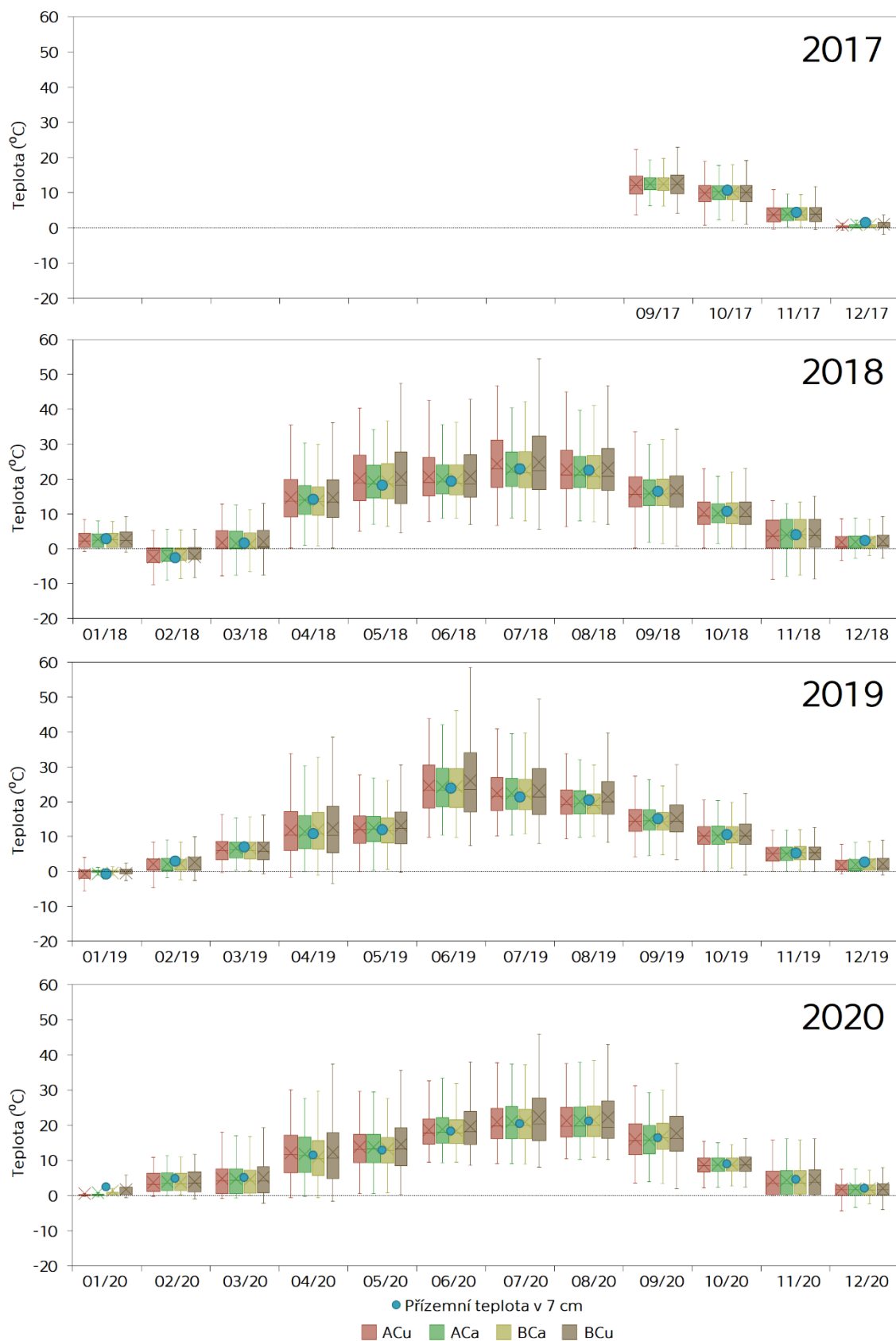
## 7.2. OBRÁZKY A TABULKY



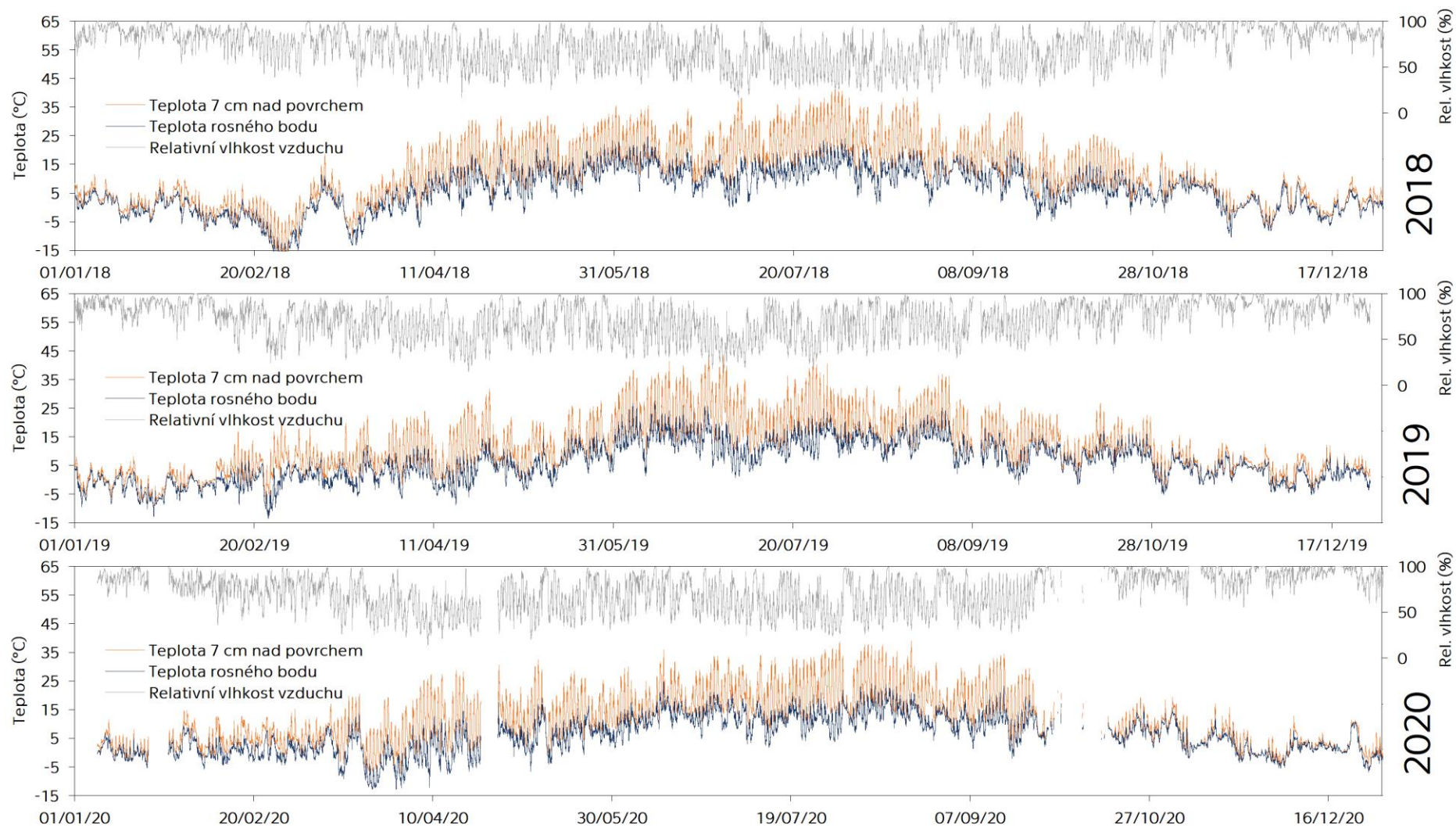
Obr. P1: Separace proměnného zatížení z měřené hmotnosti segmentu Aca. Nejprve byla opravena systematická chyba měření, následně byla odečtena hmotnost suché konstrukce. Výška sněhové pokrývky byla změřena meteorologickou stanicí Praha – Ruzyně (ČHMÚ).



Obr. P2: Vlhkost substrátu jednotlivých segmentů vypočítaná z měření vlhkostních čidel během vegetační části roku 2019. Každý segment obsahuje dvojici čidel. Chybné měření jednoho z čidel v segmentu ACu není zobrazeno.

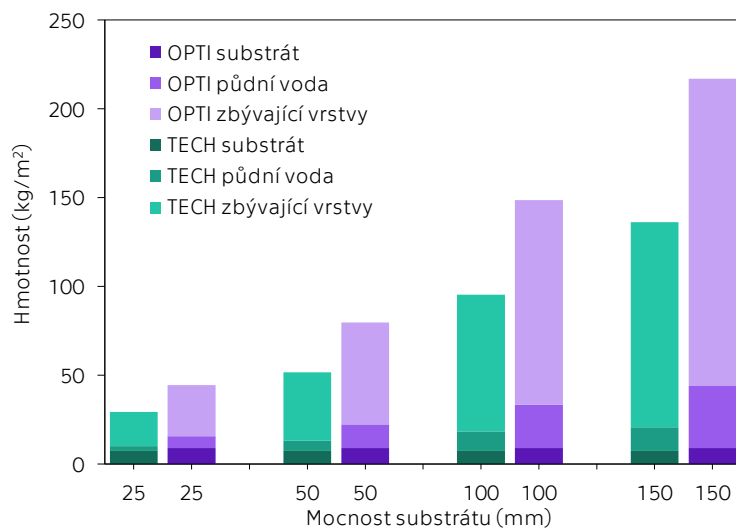


Obr. P3: Teploty substrátu čtyř segmentů zelených střech a vzduchu 7 cm nad povrchem střechy budovy UCEEB v jednotlivých měsících let 2017–2020. V každém měsíci je definována minimální hodnota, dolní kvartil, medián, průměr, horní kvartil a maximální hodnota.

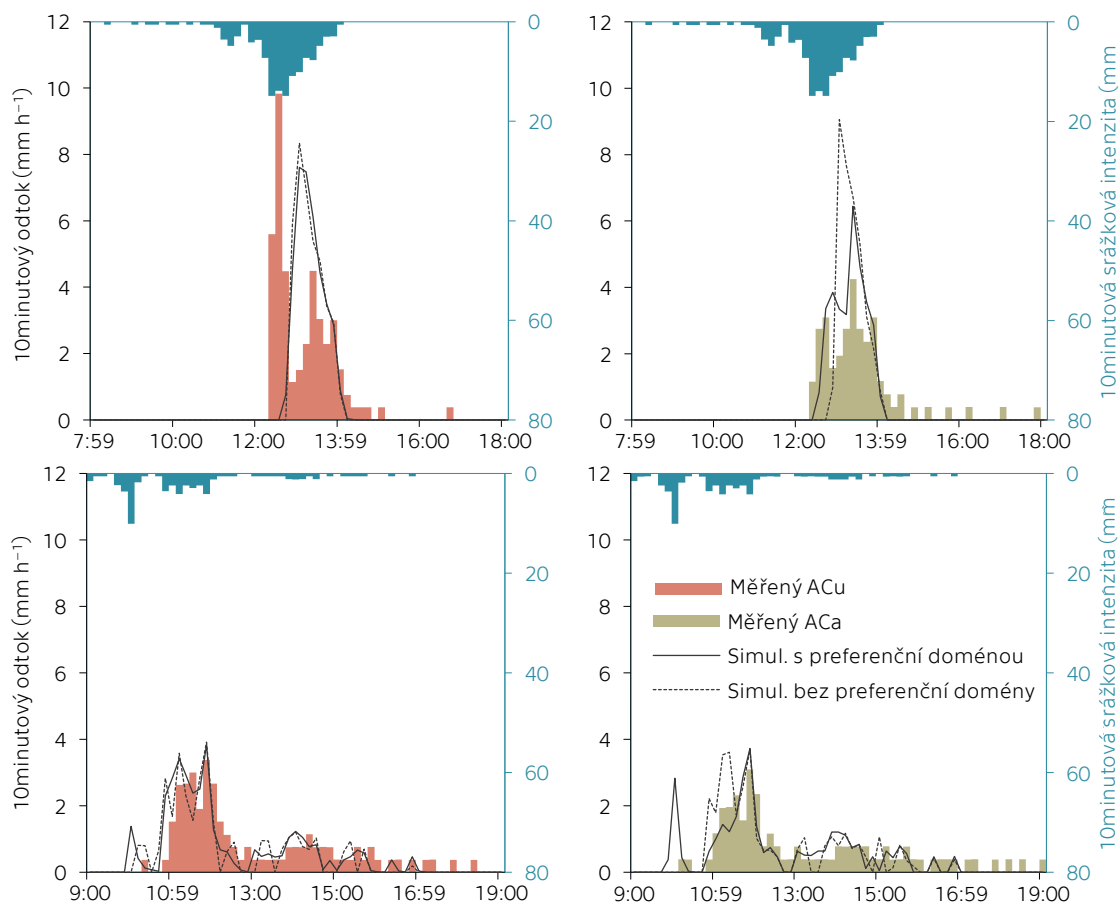


Obr. P4: Podkladová data pro analýzu tvorby rosy na střeše budovy UCEEB z let 2018, 2019 a 2020. K překročení teploty nad povrchem střešky teplotou rosného bodu došlo pouze mimo vegetační části let a během dní s teplotou blízko bodu mrazu.





Obr. P5: Vliv mocnosti substrátu na celkovou hmotnost zeleného souvrství. Hmotnost půdní vody je odvozena od maximální vlhkosti vypočtené modelem během sledovaného období.



Obr. P6: Porovnání aktuálního měřeného a simulovaného odtoku ze dvou segmentů zelených střech během dvou srážko-odtokových epizod z 20. května (nahore) a 27. května (dole) 2019. Simulace byly provedeny modelem s preferenční doménou a bez preferenční domény s dvouvrstvou konceptualizací a rozdělením evapotranspirace.

Tab. P1: Hydraulické parametry variantní simulace segmentu ACa s fixovaným  $w_f = 20\%$  a koeficient shody NSE simulovaného a měřeného odtoku pro optimalizační období (15.–31. května 2019). Reziduální vlhkost byla ve všech případech uvažována jako nulová. Tučně zvýrazněné hodnoty byly získány optimalizací.

Segment, dělení ET	Doména proudění – vrstva	$\theta_s$ ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ )	$\alpha_{VG}$ ( $\text{cm}^{-1}$ )	$n_{VG}$ (–)	$K_s$ ( $\text{cm d}^{-1}$ )	w (%)	NSE (–)
ACa dvouvrstvá s rozdělením ET	Matrice – substrátová	0,389	0,011	1,36	50	80,0	†0,34 (0,36)
	Matrice – drenážní	0,169	0,800	2,40	5000		
	Preferenční – společná	0,035	<b>0,366</b>	<b>2,76</b>	2000	20,0	

$\theta_s$  je nasycená vlhkost,  $K_s$  nasycená hydraulická vodivost,  $\alpha_{VG}$  a  $n_{VG}$  tvarové parametry retenční křivky (van Genuchten, 1980), w objemový podíl matriční, respektive preferenční domény

†NSE je uvedeno pro kumulativní odtok, v závorce pak pro aktuální odtok

### 7.3. MOŽNOSTI NAVÁZÁNÍ NA VÝZKUM

Na předloženou práci lze navázat řadou dalších analýz měřených dat. Hydrometeorologické veličiny jsou na budově UCEEB kontinuálně měřeny a lze tedy předložené analýzy obohatit o další roky. Delší řada měření umožňuje spolehlivější vyhodnocení změn hydrologického a tepelného režimu v průběhu času. Možností je vyhodnocení dalšího vývoje vegetačního pokryvu s rozdílným typem počátečního osázení.

Zálivky o známém objemu, které proběhly na segmentech ACu, ACa, BCa a BCu jsou zdrojem nepřesností při posuzování reakce segmentů na přirozené srážkové události. Potenciálně je však lze využít pro kalibraci hmotnostních čidel a matematických modelů, reakci segmentů na ně porovnat s reakcí na podobně velké srážky, případně použít pro návrh závlahových scénářů.

Pomocí inverzního modelování lze také studovat strukturální změny souvrství skrze změny reakce na srážkové události. Změny jsou nejvýraznější během prvních měsíců existence segmentů (Jelínková et al., 2016). Rozsah strukturálních změn se odvíjí od druhu použitého substrátu (De-Ville et al., 2017). Simulační období lze dále rozšířit o zimní měsíce za předpokladu, že by byl zahrnut do modelu proces zamrzání půdy a tání sněhu. Výsledky je možné porovnat s článkem Hamouze a Muthanny (2019), kteří jako jedni z mála tání sněhu na zelené střeše modelovali. Rozšířené simulační období by mohlo být využito jako validační.

Dalším důležitým krokem by mohlo být spuštění modelu s dvourozměrnou sítí za účelem posouzení retenční schopnosti segmentů, či vlivu tohoto kroku na výsledek optimalizace. Další výzkum je v neposlední řadě důležitý při užití modelu kořenového odběru vody a stanovení intercepce srážek u sukulentních rostlin.

### 7.4. PUBLIKOVANÉ PRÁCE

Pro napsání disertační práce byly použity mimo jiné poznatky získané v průběhu vypracování dvou příložených článků. Jedná se o článek *The use of simple hydrological models to assess outflow of two green roofs systems* (Skala et al., 2019) představující dva základní konceptuální modely (nelineární rezervoár a kaskádu lineárních rezervoárů) určené pro stanovení odtoku ze dvou experimentálních segmentů zelených střech z odlišnými substráty. Článek vyšel v časopise *Soil and Water Research*. Autor přispěl zpracováním a vyhodnocením dat, tvorbou konceptu článku, obrázků a tabulek. K datu dokončení práce má článek dle Web of Science 8 citací.

Druhým článkem je *Hydrological and thermal regime of a thin green roof system evaluated by physically-based model* (Skala et al., 2020), který byl publikován v časopise *Urban Forestry & Urban Greening*. V článku je využito fyzikálního modelu S1D pro odhad odtoku a tepelného režimu stejných segmentů jako v prvním článku. Dále je rozebrán vliv změny mocnosti substrátu na celkový hydrologický a tepelný režim. Autor přispěl zpracováním a vyhodnocením dat, tvorbou konceptu článku, obrázků a tabulek. K datu dokončení práce má článek dle Web of Science 7 citací.

# The use of simple hydrological models to assess outflow of two green roofs systems

VOJTĚCH SKALA<sup>1</sup>, MICHAL DOHNAL<sup>1\*</sup>, JANA VOTRUBOVÁ<sup>1</sup>, VLADIMÍRA JELÍNKOVÁ<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Faculty of Civil Engineering, Czech Technical University in Prague, Prague, Czech Republic

<sup>2</sup>University Centre for Energy Efficient Buildings, Czech Technical University in Prague, Buštěhrad, Czech Republic

\*Corresponding author: [michal.dohnal@cvut.cz](mailto:michal.dohnal@cvut.cz)

**Citation:** Skala V., Dohnal M., Votrubová J., Jelínková V. (2019): The use of simple hydrological models to assess outflow of two green roofs systems. *Soil & Water Res.*, 14: 94–103.

**Abstract:** Hydrological response of anthropogenic soil systems, including green roofs, has crucial importance in many fields of water engineering and management. As a consequence, there is an increasing need for modelling of the anthropogenic soil systems behaviour. To obtain empirical data, two green roof test beds were established on a green roof of University Centre for Energy Efficient Buildings, Czech Technical University in Prague. Each test bed is 1 m<sup>2</sup> in area and is instrumented for the runoff monitoring. One test bed was filled with less permeable local soil, the other with highly permeable commercial soil substrate, both were planted with stonecrops. Two simple deterministic lumped models – a nonlinear reservoir model and a linear reservoir cascade model – were used to assess the hydrological response of these green roof systems. The nonlinear reservoir model seems more appropriate for extensive green roof systems than the linear reservoir cascade model because of better description of rapid system reaction typical for thin soil systems. Linear reservoir cascade model frequently failed to mimic internal variability of observed hydrographs. In systems with high potential retention (represented by the test bed with local soil), episodically applied models that consider the same initial retention capacity for all episodes do not allow plausible evaluation of the actual episode-related retention. In such case, simulation model accounting for evapotranspiration between the rainfall events is needed.

**Keywords:** extensive green roof; herbaceous perennials; linear reservoir cascade; nonlinear reservoir model; rainfall-runoff event; storm water detention

Increasing use of buildings with green roofs has various positive impacts in urbanized areas. The most important environmental benefits of green roofs are a decrease of storm event runoff and a delay of peakflow. These facts lead to a reduction of risk induced by sewer system overloading. Green roofs also contribute to the improvement of microclimate as the vegetation captures dust, cools the air, reduces noise, etc. On the other hand, the climate is a main external forcing the green roofs are subjected to (STOVIN *et al.* 2012). The functioning of the green

roofs is mostly given by soil substrate, drainage board (layers with the highest retention capacity and room for root growth) and vegetation (due to interception and transpiration). Vegetation has to be continuously monitored to verify its health state (PIRO *et al.* 2017) and possible effects of ageing on green roof hydrological performance (DE-VILLE *et al.* 2018).

Evaluation of green roofs hydrological response needs high-quality data and adequate simulation models. These models may assist in effective designing of green roofs in various constructional and

---

Supported by the Czech Science Foundation, Project No. 17-21011S and by the Grant Agency of the Czech Technical University in Prague, Grant No. SGS18/171/OHK1/3T/11.

<https://doi.org/10.17221/138/2018-SWR>

climatic conditions (e.g., BRUNETTI *et al.* 2018). In general, either simple conceptual models or complex soil-hydrology models solving Richard's equation are applicable for runoff prediction from green roofs. Conceptual models are computationally less intensive and have easily interpretable parameters (LOCATELLI *et al.* 2014). For example, PALLA *et al.* (2012) compared the performance of simple conceptual model (similar to the model used by STOVIN *et al.* (2012)) and complex soil-hydrology model adapted for the green roof (e.g., typical green roof vertical profile simulated by Hydrus-1D). They found the complex model more accurate but the conceptual model still applicable to green roof designing, especially when little information is available. However, results vary according to how the model is used (episodic vs. continuous basis) (KASMIN *et al.* 2010).

The main goal of the present study is to assess the adequacy of two simple hydrological models for predicting runoff from green roof systems. These models represent first-choice methods that can be easily implemented and could be treated as reference for other cases. The specific objectives are twofold: (1) to adapt two simple models, a nonlinear reservoir model and an linear reservoir cascade model, for modeling the hydrological response of two green roof test beds, and (2) to compare the model results against the experimental data in order to test the model applicability for modeling the hydrological behavior of green roof system.

## MATERIAL AND METHODS

**Experimental site.** The experimental site is located on an extensive green roof of the University Centre for Energy Efficient Buildings, Czech Technical University In Prague, Czech Republic (coordinates 50°9.41797'N, 14°10.19195'E). The roof has an area of 941 m<sup>2</sup>, a mean slope of 2%, and an elevation of 355 m above sea level or 10 m above the surrounding

terrain. The area is characterized by a mild climate with the mean annual precipitation amount of 500 mm and the mean annual temperature of 8°C.

At the site, two green roof test beds with continuously measured outflow are installed (see next section for details). The site is also equipped for monitoring of the rainfall (rain gauge Young 52202-R.M. Young Company, 200 cm<sup>2</sup> catchment area, resolution 0.1 mm) the air and soil temperatures, the wind speed and direction, the air relative humidity and the net radiation. All hydrometeorological data are recorded with one-minute time step.

**Test bed construction and instrumentation.** The two green roof test beds, hereafter denoted by S1 and S2, were assembled in June 2014. Both test beds have identical structure. They have a metal construction insulated to prevent unwanted thermal influence, adjustable legs allowing variable slope (set to 2% in our study), and the catchment area of 1 m<sup>2</sup>. The vertical profile (Figure 1) was as follows: vegetation cover (stonecrops), soil substrate (depth of 50 mm), filter textiles, a drainage layer (drainage board, Optigreen type FKD 25 W), protection textiles, a water-resistive layer, and thermal insulation (extruded polystyrene foam). Both test beds were equipped with tipping bucket flowmeters.

The only difference between the test beds is the type of the substrate used and the drainage board maximal retention capacity. S1 was filled with topsoil scraped at a nearby allotment with admixed light components (e.g., ceramsite and crushed bricks, referred to as Technosol (1.15 g/cm<sup>3</sup>, total organic carbon in solid 2.30% C). The measured soil porosity is 0.54 cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup>, the drainage board retention capacity is 5 mm. Hydraulic and thermal properties of Technosol type soils were studied by KODEŠOVÁ *et al.* (2014). S2 was filled with a commercial lightweight substrate (Optigreen green roof extensive substrate Type E) consisting of expanded shale, lave, pumice, clay, crushed bricks, and green waste compost (0.77 g/cm<sup>3</sup>, total organic

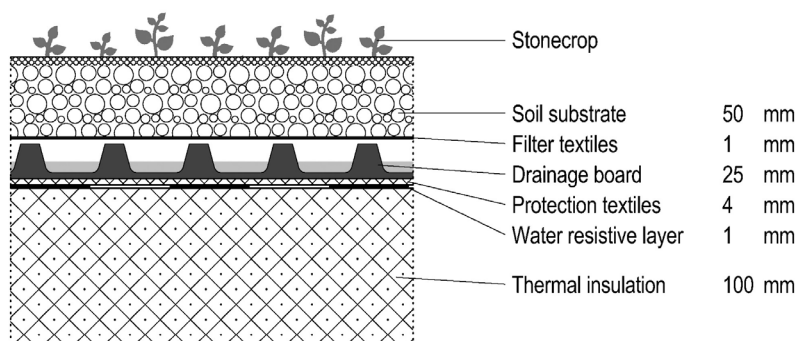


Figure 1. Vertical profile of the test beds

carbon in solid 0.73% C). The measured soil porosity is  $0.35 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ , the drainage board retention capacity is 3.6 mm. Stonecrops were planted on the 9<sup>th</sup> of July 2014 in the test bed S1 and on the 4<sup>th</sup> of September 2014 in S2. The mixture of sedum (*Sedum album*, *Sedum hybridum*, *Sedum spurium*, *Sedum acre*) was used. The development of vegetation cover was regularly monitored (JELÍNKOVÁ *et al.* 2015).

Principally, the hydrological performance of a green roof during a rainfall consists of retention (i.e., reduction of the runoff volume) and detention (i.e., delay and redistribution of the runoff over time). Note that our test beds with an area of  $1 \text{ m}^2$  are a representative substitute for green roofs regarding the retention function. The detention functioning expressed in the temporal redistribution of runoff is closely related to the size and geometry of the roof and thus the observed data are directly relevant only for very small roofs (i.e., with distance to the conduit less than 1 m). Larger green roofs will likely manifest more complex runoff reaction controlled mainly by the drainage layer functioning.

**Experimental data.** The rainfall and outflow from the test beds observed between September 2014 and November 2015 are used in the present study. The experimental data measured with one-minute time step were aggregated to five-minute time steps. Discrete rainfall events were separated from the data series. The start of a rainfall event was set to the first observed tip of the rain gauge and the end to the last tip of the rain gauge. The minimum dry interval between separate events was considered to be 6 hours. Only events with total rainfall amount higher than 6 mm were used in further processing. In total, eight events in 2014 (events No. 1–8 in Table 1) and ten events in 2015 (events No. 9–18 in Table 1) were obtained. Each rainfall event was paired with the induced outflow from the test beds and the basic rainfall-runoff characteristics were calculated (Table 1). None of the rainfall events had the return period longer than one year (according to NĚMEC 1965). The event-based runoff coefficients were calculated as a fraction of the amount of runoff to the amount of precipitation received during the event.

Table 1. Basic parameters of the selected rainfall-runoff events

Event No.	Initial time	Rainfall depth <sup>†</sup> (mm)	Max. rainfall intensity (mm/h)	Rainfall-runoff episode duration (min)	Runoff coefficient <sup>‡</sup> (–)	
					S1	S2
1	08/09/2014 15:05	6.6	32.4	870	0.04	0.56
2	11/09/2014 15:20	51.4	30.0	1700	0.65	0.76
3	21/09/2014 19:45	12.2	38.4	525	0.17	0.49
4	13/10/2014 23:00	14.4	12.0	685	0.09	0.71
5	15/10/2014 10:50	11.4	16.8	1720	0.41	0.94
6	21/10/2014 22:00	6.1	12.0	530	0.05	0.37
7	22/10/2014 11:15	6.1	2.4	1320	0.39	0.98 <sup>#</sup>
8	18/11/2014 02:55	23.4	4.8	2230	0.30	0.97 <sup>#</sup>
9	27/04/2015 19:15	17.3	30.0	1515	0.17	0.58
10	05/05/2015 21:30	10.4	6.0	895	0.05	0.49
11	08/06/2015 21:50	13.9	6.0	940	0.12	0.55
12	25/07/2015 05:35	6.0	30.0	315	0.02	0.31
13	16/08/2015 16:00	14.9	43.2	735	0.11	0.68
14	17/08/2015 07:15	34.9	8.4	2185	0.90	1.00 <sup>#</sup>
15	07/10/2015 04:35	20.2	6.0	2045	0.33	0.80
16	14/10/2015 03:10	17.2	6.0	3320	0.88	1.00 <sup>#</sup>
17	19/11/2015 16:35	13.2	19.2	895	0.29	0.66
18	29/11/2015 23:15	12.2	6.0	2200	0.77	0.76

<sup>†</sup>The total rainfall depth of all inspected events in 2014 and 2015 was 131.6 and 160.2 mm respectively; <sup>‡</sup>the runoff coefficient relating amount of runoff to the amount of precipitation received for the rainfall-runoff event; <sup>#</sup>due to the short failure of the outflow monitoring mechanism in S2 during the intense parts of rainstorms 7, 8, 14, and 16, approximate values of the runoff coefficients are presented; S1, S2 – test beds

<https://doi.org/10.17221/138/2018-SWR>

**Nonlinear reservoir model.** First, the three-parameter nonlinear reservoir model (NR model) described by KASMIN *et al.* (2010) was used. The model combines a simple nonlinear reservoir model, which links the outflow from the system,  $Q$ , to the actual detention storage,  $S$ , with a simple effective rainfall separation procedure prescribing that the storage  $S$  starts filling after the retention capacity of the system,  $R_{NR}$ , is filled. The water storage at a time interval  $i$  is described with a balance equation

$$S_i = S_{i-1} + P_i - Q_i \quad (1)$$

where:

- $S_{i-1}$  – water storage in the previous time step (mm)
- $P_i$  – the effective rainfall during the actual time step (mm)
- $Q_i$  – test bed outflow depth during the actual time step (mm)

$P$  is given by the observed rainfall pulses,  $Q$  is related to the storage:

$$Q_i = k_{NR} S_{i-1}^{n_{NR}} \quad (2)$$

where:

- the left hand side expresses the outflow depth  $Q_i = q_i \Delta t$
- $q_i$  – outflow flux density (mm/min)
- $n_{NR}$  – routing parameter (–)
- $k_{NR}$  – routing parameter ( $\text{mm}^{(1-n_{NR})}/\text{min}$ )
- $\Delta t$  – time step (min)

For  $n_{NR} = 1$  the model reduces to the linear reservoir system

**Linear reservoir cascade model.** Alternatively, the test bed reaction to rainfall was approximated with a series of linear reservoirs. Similarly as for NR model, effective rainfall is derived by subtracting the retention capacity  $R_{LC}$  from the initial part of the rainfall. NASH (1957) derived an equation describing outflow from a series of linear reservoirs induced by an instantaneous input of a unit volume (linear reservoir cascade, LC):

$$u = \frac{1}{k_{LC} \Gamma(n_{LC})} e^{-t/k_{LC}} \left( \frac{t}{k_{LC}} \right)^{n_{LC}-1} \quad (3)$$

where:

- $u$  – outflow from the system (1/min)
- $k_{LC}$  – exponential decay constant describing reaction of separate reservoirs (min)
- $n_{LC}$  – represents the number of reservoirs (–)
- $\Gamma(n_{LC}) = (n_{LC} - 1)!$  – gamma probability distribution function
- $t$  – time (min)

The reaction of the system to a series of rainfall pulses is calculated as a convolution of rainfall pulses and the transformation function described by (3):

$$q_i = \sum_{j=0}^i P_j u_{i-j} \quad (4)$$

where:

- $q_i$  – outflow flux density at the end of a time increment  $i$  (mm/min)
- $P_j$  – preceding incremental rainfall pulses (mm)

**Model application.** All calculations were conducted in a constant five-minute time step. Models were applied episodically considering the same initial retention capacity for all episodes. The retention capacity value reflects integrated retention of the soil substrate and the drainage board, as well as the water intercepted on the construction and vegetation.

Both models treat the retention in the same way (see above), they differ in the detention mechanism. In NR model, the runoff at any time is determined solely by the volume of water in the detention storage at that time. In LC model, the runoff at any time reflects the distribution of the previous rainfall. In principle, both models become the same if  $n_{NR} = 1$  and  $n_{LC} = 1$ .

Surface runoff is not explicitly considered in either model. The assumption could be substantiated by high permeability of soil substrates used and the fact that no surface runoff was observed on the test beds during the experimental period.

**Optimization procedure and performance measures.** Optimal parameters of both models were determined considering two subsets of rainfall-runoff events observed in separate vegetation seasons (optimization scenario A, giving separate results for 2014 and 2015). Alternatively, optimization was performed for a complete set of rainfall-runoff events including both vegetation seasons (optimization scenario B).

The optimization was conducted using generalized reduced gradient nonlinear method (FYLSTRA *et al.* 1998). The objective function was composed of the sum of squared residuals between observed and calculated cumulative runoff. Parameter optimization was constrained as follows:  $n_{LC}$  is between 1 to 10 (if  $n_{LC} = 1$  the model reduces to the linear reservoir model; more than ten reservoirs do not bring additional flexibility to optimization process);  $k_{LC}$  and  $k_{NR}$  are positive (required in Eq. (2) and (3));  $n_{NR}$  is between 1 and 10 (if  $n_{NR} = 1$  the model reduces to the linear reservoir model).

Initial parameters' values should be reasonably close to optimal values to ensure convergence of

optimization procedure for the nonlinear problem. The choice of the initial estimate can considerably affect optimization results. However, for tested models and dataset used, the effect of different randomly selected initial estimates on optimized parameter values was negligible (SKALA 2018). Thus, for each model a single set of initial parameter estimates was used. Selected initial parameter values are presented in Table 2. Parameters  $n_{NR}$  and  $k_{NR}$  were set to values recommended by KASMIN *et al.* (2010). For LC model, two reservoirs in cascade and 10 min as an initial value of parameter  $k_{LC}$  were used. Initial values of retention capacity were estimated from known maximum retention capacity of substrate and drainage board.

Model performance was assessed using root mean square error (RMSE)

$$RMSE = \left[ n^{-1} \sum_{i=1}^n (q_i^{sim} - q_i^{obs})^2 \right]^{1/2} \quad (5)$$

where:

$q^{sim}$  – model predicted value of the outflow

$q^{obs}$  – observed value

$i$  – time step

$n$  – number of time steps

The measure is dependent on the scale of the numbers used and has a unit of the analyzed variable. Thus, no generally acceptable values exist, however in our case it allows comparing model performances in respective seasons. Another performance measure was Nash-Sutcliffe model efficiency (NSE, NASH & SUTCLIFFE 1970)

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (q_i^{sim} - q_i^{obs})^2}{\sum_{i=1}^n (\mu - q_i^{obs})^2} \quad (6)$$

where:

$\mu$  – mean of the observed outflows

Table 2. Initial parameter values used in optimization

Model	Parameter	S1	S2
Nonlinear reservoir model (NR)	$n_{NR}$ (–)	2	2
	$k_{NR}$ ( $\text{mm}^{(1-n_{NR})}/\text{min}$ )	0.15	0.15
	$R_{NR}$ (mm)	10	4
Linear reservoir cascade (LC)	$n_{LC}$ (–)	2	2
	$k_{LC}$ (min)	10.0	10.0
	$R_{LC}$ (mm)	10	4

$k_{NR}$  and  $k_{LC}$  are empirical routing parameters; the  $n_{NR}$  is an empirical parameter and  $n_{LC}$  is a number of linear reservoirs in series;  $R$  indicates retention capacity of the whole test bed system; S1, S2 – test beds

NSE criterion ranges from  $-\infty$  to 1.  $NSE < 0$  represents situation when observed mean  $\mu$  is a better approximation than the model prediction.  $NSE = 1$  indicates a perfect match.

The performance criteria were evaluated separately for each rainfall-runoff event.

## RESULTS AND DISCUSSION

**Outflow characteristics.** Initially, an overall hydrological performance of the test beds was assessed with the runoff coefficients (expressing what portion of the precipitation leaves the system as the outflow over a considered time period). The seasonal runoff coefficient relating total amount of runoff to the total amount of precipitation received during a given period (from September to November in 2014, and from April to November in 2015), for S1 was 0.38 in 2014 and 0.28 in 2015. The seasonal runoff coefficient for S2 was 0.73 in 2014 and 0.46 in 2015. The event based runoff coefficients (Table 1) varied broadly from 0.04 to 0.9 for S1 and from 0.31 to 1.00 for S2. The difference between the two test beds is caused mainly by their different retention capacity. Considering the drainage board characteristics and measured porosity of the substrates, the maximum retention capacity is about 7.7 mm in S1 and about 5.35 mm in S2. Additionally, the test beds differ in the vegetation coverage which affects the runoff characteristics too.

Higher organic matter content in the substrate S1 probably contributed to the better development of vegetation cover (JELÍNKOVÁ *et al.* 2016). Figure 2 shows changes in the plant coverage in time and the relationship between the plant coverage and the 50-day runoff coefficients. The clear difference between the runoff coefficients observed in S1 and S2 is probably related to the structural differences as discussed above. However, a decreasing trend of the runoff coefficient with increasing vegetation coverage can be seen in each test bed separately. The mechanisms by which the vegetation helps to reduce the runoff include rainfall interception and retention capacity recovery due to plant water uptake.

The lag times, i.e., the delay between the maximum rainfall intensity and the peak flow, were in average 57 min for S1 and 56 min for S2 (with high standard deviations of 83 and 76 min respectively). Due to multiple peak character of analyzed rainfall-runoff episodes observed year-to-year changes of lag times were not conclusive either.

<https://doi.org/10.17221/138/2018-SWR>

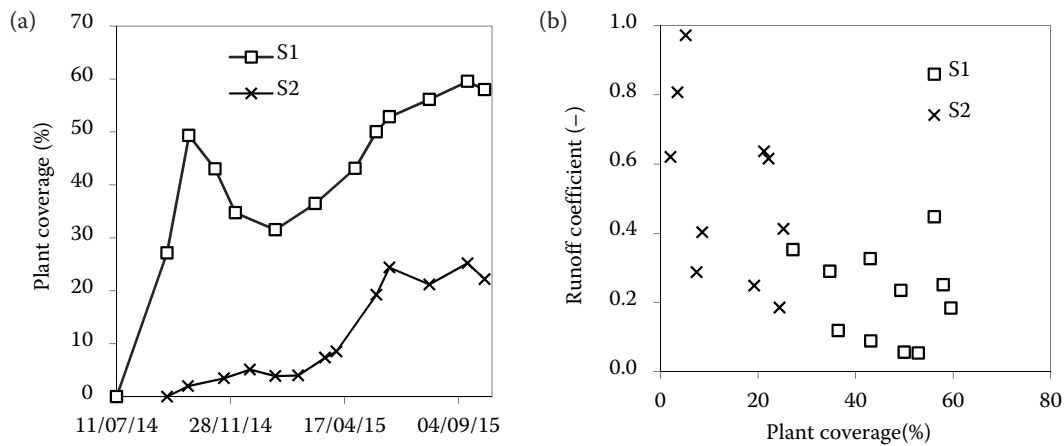


Figure 2. The development of the vegetation cover on both test beds (a) was monitored by a digital camera; each state of vegetation is compared with the runoff coefficient from the period covering 25 days before and after taking the picture (b); except two instances for which the continuous outflow record during the relevant 50-day period is not available

**Effective parameter values – scenario A and B.**

First, parameters  $k$ ,  $n$  and  $R$  were optimized to find an effective parameter set for each vegetation season (results for 2014 and 2015 presented in Table 3 and 4).

In case of test bed S1, both models described the runoff with acceptable values of RMSE, however, NSE criterion was negative in all instances. In general, the ability of both models to simulate measured data in test bed S1 was unsatisfactory, particularly regarding timing of runoff (negative values of NSE).

For test bed S2, both models provided acceptable results, NR model being more efficient in terms of both criteria (lower RMSE and higher NSE). Comparing model performance in separate seasons, the runoff in 2015 was simulated better in both test beds (see RMSE criterion in Table 3 and 4). This is probably due to the initial system settling and vegetation

cover development occurring in 2014. The optimized integrated retention capacity of the roof system is lower than the initial guess (compare initial guess for S2 4 mm with optimized values 2.25 and 2.85 mm in average). This is an expected result as the initial value was estimated for an empty system while the optimized values reflect the fact that in some episodes the initial retention was partially depleted.

Note that for LC model, in three of the four cases the optimization reduced the reservoir cascade to a single linear reservoir. This is probably caused by fast reactions of analyzed green roof systems demonstrated by steep rising limbs of runoff hydrographs. It also indicates that the runoff at any time is mainly defined by the amount of water in detention storage without much influence from previous rainfall distribution.

Table 3. Effective parameter values of nonlinear reservoir (NR) model for scenarios A and B, i.e., optimization to rainfall-runoff events in both vegetation seasons and the whole dataset

Scenario	$k_{NR}$ (mm <sup>(1-n<sub>NR</sub>)</sup> /min)	$n_{NR}$ (-)	$R_{NR}$ (mm)	NSE (-)	RMSE (mm/h)
<b>Test bed S1</b>					
A (2014)	9.5E-01	1.8	14.9	-0.30 ± 0.42	0.75 ± 1.18
A (2015)	4.0E-06	6.1	5.7	-0.50 ± 0.88	0.46 ± 0.22
B (whole dataset)	4.0E-06	6.1	10.4	-0.03 ± 0.24	0.45 ± 0.36
<b>Test bed S2</b>					
A (2014)	4.7E-02	2.1	2.3	0.52 ± 0.25	0.82 ± 0.50
A (2015)	8.9E-03	3.6	2.2	0.66 ± 0.18	0.56 ± 0.24
B (whole dataset)	1.6E-02	3.1	2.2	0.59 ± 0.23	0.68 ± 0.41

NSE and RMSE values are arithmetic averages of criteria obtained for individual rainfall-runoff episodes included in the respective scenario and are complemented by standard deviations



Table 4. Optimal parameter values of linear reservoir cascade (LC) model for scenarios A and B, i.e., optimization to rainfall-runoff events in both vegetation seasons and the whole dataset

Scenario	$k_{LC}$ (min)	$n_{LC}$ (-)	$R_{LC}$ (mm)	NSE (-)	RMSE (mm/h)
<b>Test bed S1</b>					
A (2014)	10.5	1.0	10.2	$-0.59 \pm 1.72$	$0.51 \pm 0.41$
A (2015)	35.2	1.0	7.0	$-1.39 \pm 2.35$	$0.50 \pm 0.20$
B (whole dataset)	18.0	1.4	9.7	$-1.24 \pm 2.67$	$0.55 \pm 0.42$
<b>Test bed S2</b>					
A (2014)	34.8	1.0	1.7	$0.48 \pm 0.22$	$0.88 \pm 0.55$
A (2015)	7.3	2.2	4.0	$0.48 \pm 0.22$	$0.81 \pm 0.62$
B (whole dataset)	9.6	1.9	2.8	$0.48 \pm 0.21$	$0.84 \pm 0.58$

NSE and RMSE values are arithmetic averages of criteria obtained for individual rainfall-runoff episodes included in the respective scenario and are complemented by standard deviations

Characteristic performance of both models is illustrated in Figure 3 (results for rainfall-runoff event No. 13 for both test beds). In test bed S1, LC model provided better results than NR model. Particularly, the timing of the main runoff peak and the total runoff volume were satisfactorily described. On the other hand, the main peak flow was slightly overestimated and the first smaller peak was not captured. Regarding NR model results, neither timing nor shape of the simulated runoff corresponded to the measured data. The same rainfall-runoff episode in test bed S2 was correctly characterized by NR model. LC model provided an acceptable fit in term of volume. The internal variability of hydrograph, i.e., the falling limbs and the main peak, was poorly described.

Figure 3a illustrates a typical example of poorly described rainfall-runoff events with low runoff coef-

ficient. In our case, it is associated with the model assumption that the system integrated retention capacity is the same for all rainfall-runoff events. In reality, it varies according to the previous history of rainfall and evapotranspiration. Consequently, the models fail to capture the runoff volume in individual rainfall-runoff events (see Figure 4 and related discussion). High potential retention capacity of the test bed S1 leads to a high variability in event-related actual retention and consequently to worse model predictions in terms of the event-related runoff volumes. High potential retention capacity causes the low runoff coefficients observed in test bed S1 compared with S2 (13 of 18 events have runoff coefficient lower than 0.35, see Table 1). The temporal variability of the effective retention capacity could be captured with continuous simulation accounting for evapotranspiration.

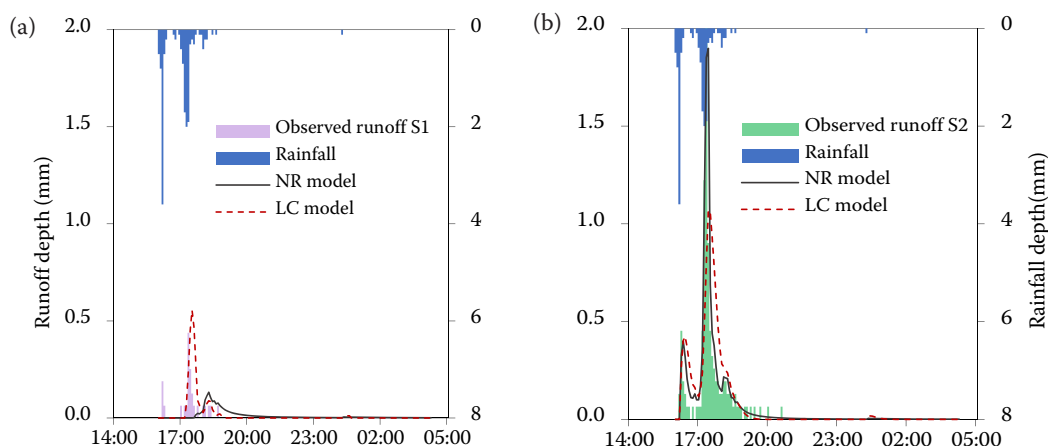


Figure 3. Example of nonlinear reservoir (NR) and linear reservoir cascade (LC) model performance for rainfall-runoff event No. 13 from 16<sup>th</sup> of August 2015 (results obtained with parameters optimized for individual years - scenario A); Nash-Sutcliffe model efficiency/RMSE value was  $-1.61/0.93$  mm/h and  $-0.69/0.75$  mm/h for NR and LC model respectively in S1 (a) and  $0.88/1.17$  mm/h and  $0.49/2.44$  mm/h for NR and LC model respectively in S2 (b)

<https://doi.org/10.17221/138/2018-SWR>

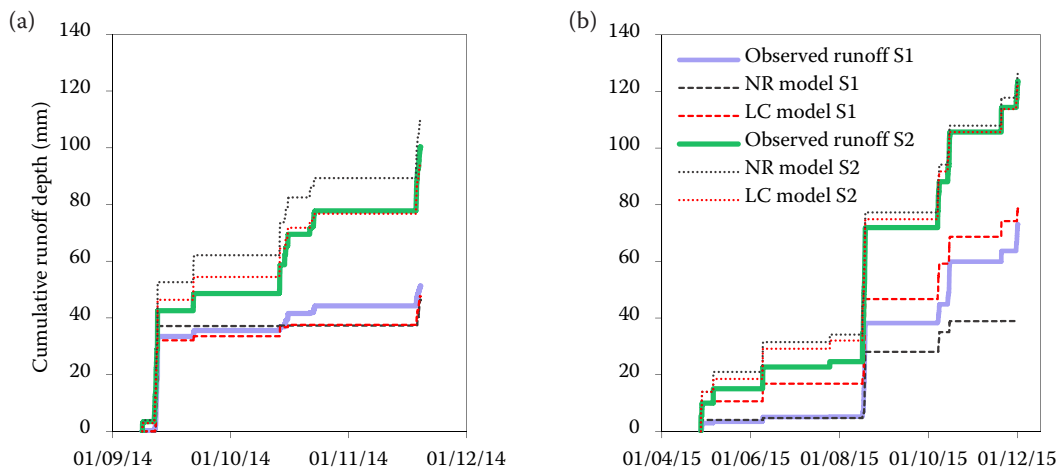


Figure 4. Comparison of measured and simulated runoff depth (results obtained with parameters optimized for individual years – scenario A) for nonlinear reservoir model (NR) and linear reservoir cascade model (LC); periods with measured data available in 2014 (a) and 2015 (b) are shown; only simulated rainfall-runoff event are included

Difficulty in capturing the low-runoff episodes is a more general problem. KREBS *et al.* (2016) dealt with a similar problem when modeling runoff from green roof test bed by SWMM LID-GR model. Their results suggest that the model performs better for events with higher runoff coefficients (e.g., > 0.50). Smaller rainfall-runoff events seem to be unsuitable for modeling with SWMM model. Krebs also figured out, that these events are not important for the determination of the total runoff because they produced less than 2% of the monitored runoff volume. However, in our case, events with the runoff coefficient

below 0.35 account for more than 20% of the total runoff volume. According to KREBS *et al.* (2016), to ensure better performance of the model for events with low runoff coefficients involving information about soil water status in the roof system is needed.

Figure 4 provides an overall comparison of simulated runoff volumes in scenario A. In 2014, measured and simulated total runoff depths were relatively close for both test beds (difference less than 10 mm for S2, and 5 mm for S1). In 2015, the fit of the total runoff is even better. The runoff volume estimation error on the episode basis is of the same extent (ex-

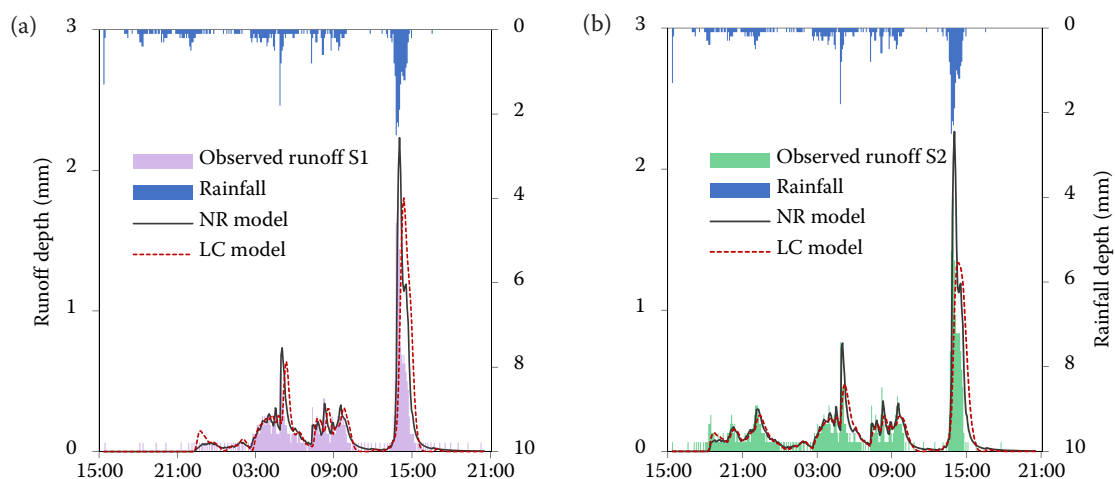


Figure 5. Example of nonlinear reservoir (NR) and linear reservoir cascade (LC) model performance for rainfall event No. 2 from September 11, 2014; individually evaluated Nash-Sutcliffe model efficiency/RMSE value of event No. 2 simulated by NR and LC model (Scenario B) in S1 was 0.57/1.69 mm/h and 0.45/1.91 mm/h, respectively (a); for S2 Nash-Sutcliffe model efficiency was 0.57/1.68 mm/h and 0.52/1.77 mm/h for NR and LC model, respectively (b)

tremes are approximately  $\pm 10$  mm). Better results are obtained for S2 compared to S1, and for 2015 compared to 2014. The inability of the models to describe the runoff volume is given by the assumption of a constant retention capacity for all episodes, as discussed above. It can be seen that for S1 in 2014 (Figure 4a), optimized NR model predicts no outflow in six of eight episodes. The worse simulation performance for S1 is given by higher variability of the episode-related retention capacity observed in S1 compared to S2 (calculated as the difference between the rainfall and runoff depths). On the other hand, very good simulation results were obtained for S2 in 2015 (coefficient of determination of cumulative runoff curves higher than 0.99).

Model parameters were alternatively optimized to determine parameters for the whole examined period. These effective parameter sets are in Tables 3 and 4.

In this scenario, both models provide acceptable results for test bed S2 only (NSE = 0.59 and 0.48). As expected, the results are slightly worse than the best in the previous scenario; optimization process was forced to find compromise value of parameters describing wider range of diverging situations. The performance of the models is presented on a well-described rainfall-runoff event No. 2 (Figure 5).

The difference in the total cumulative runoff depth between models and measured outflow (calculated for simulated episodes only) was less than 10%.

Comparison of the models' performance with parameter sets optimized either for the whole two-year period or separately for each season indicated low transferability of the results to other years or studies.

## CONCLUSIONS

A nonlinear reservoir model and a linear reservoir cascade model were employed for modeling the runoff from experimental green roof test beds. The runoff was computed on episodic basis during major rainfall-runoff events in two consecutive vegetation seasons.

Comparing both models, the nonlinear reservoir model seems more appropriate for the extensive green roof systems than the linear reservoir cascade model. NR model provided better description of rapid system reaction, i.e., the steep rising limbs of hydrographs, typical for thin soil systems. The results may be affected by the small catchment area of the test beds.

For the test bed filled with the commercial substrate, NR model produces satisfactory results with

RMSE below 0.82 mm/h and NSE above 0.52 in all optimization scenarios. LC model also yield acceptable results, however, in contrast with NR model, it frequently failed to mimic internal variability of observed hydrographs.

Neither model provided acceptable results for the test bed filled with locally prepared Technosol. This finding is related to higher maximum retention capacity of this test bed that causes higher variability of the episode-related actual retention capacity. Thus, the error introduced by assuming a constant retention capacity for all episodes is bigger in S1 than in S2. Moreover, as the higher retention capacity leads to lower overall runoff, the relative impact of this error becomes crucial.

In systems with higher potential retention, correct evaluation of episode-effective retention becomes crucial. Episodically applied models considering the same initial retention capacity for all episodes are not sufficient. Simulation models accounting for evapotranspiration between the rainfall events are needed.

**Acknowledgments.** Green roof system and meteorological data were available through the courtesy of the University Centre for Energy Efficient Buildings, Czech Technical University in Prague.

## References

- Brunetti G., Porti M., Piro P. (2018): Multi-level numerical and statistical analysis of the hygrothermal behavior of a non-vegetated green roof in a mediterranean climate. *Applied Energy*, 221: 204–219.
- De-Ville S., Menon M., Jia X., Stovin V. (2018): A longitudinal microcosm study on the effects of ageing on potential green roof hydrological performance. *Water*, 10: 784–784.
- Fylstra D., Lasdon L., Watson J., Waren A. (1998): Design and use of the microsoft excel solver. *Journal Interfaces*, 28: 29–55.
- Jelínková V., Dohnal M., Píček T. (2015): A green roof segment for monitoring the hydrological and thermal behaviour of anthropogenic soil systems. *Soil and Water Research*, 10: 262–270.
- Jelínková V., Dohnal M., Šácha J. (2016): Thermal and water regime studied in a thin soil layer of green roof systems at early stage of pedogenesis. *Journal of Soils and Sediments*, 16: 2568–2579.
- Kasmin H., Stovin V., Hathway E.A. (2010): Towards a generic rainfall-runoff model for green roofs. *Water Science and Technology*, 62: 898–905.

<https://doi.org/10.17221/138/2018-SWR>

- Kodešová R., Fér M., Klement A., Nikodem A., Teplá D., Neuberger P., Bureš P. (2014): Impact of various surface covers on water and thermal regime of Technosol. *Journal of Hydrology*, 519: 2272–2288.
- Krebs G., Kuoppamaki K., Kokkonen T., Koivusalo H. (2016): Simulation of green roof test bed runoff. *Hydrological Processes*, 30: 250–262.
- Locatelli L., Mark O., Mikkelsen P.S., Arnbjerg-Nielsen K., Jensen M.B., Binning P.J. (2014): Modelling of green roof hydrological performance for urban drainage applications. *Journal of Hydrology*, 519: 3237–3248.
- Nash J.E. (1957): The form of the instantaneous unit hydrograph. *International Association of Hydrological Sciences General Assembly*, 1957: 114–121.
- Nash J.E., Sutcliffe J.V. (1970): River flow forecasting through conceptual models part I – a discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10: 282–290.
- Němec J. (1965): *Hydrology*. Prague, State Publishing House of Technical Literature. (in Czech)
- Palla A., Gnecco I., Lanza L.G. (2012): Compared performance of a conceptual and a mechanistic hydrologic models of a green roof. *Hydrological Processes*, 26: 73–84.
- Piro P., Porti M., Veltri S., Lupo E., Moroni M. (2017): Hyperspectral monitoring of green roof vegetation health state in sub-mediterranean climate: preliminary results. *Sensors*, 17: 662.
- Skala V. (2018): Modeling of runoff from green roof test beds. [Diploma Thesis.] Prague, Czech Technical University in Prague. (in Czech)
- Stovin V., Vesuviano G., Kasim H. (2012): The hydrological performance of green roof test bed under UK climatic conditions. *Journal of Hydrology*, 414–415: 148–161.

Received for publication June 25, 2018

Accepted after corrections September 4, 2018

Published online January 11, 2019



ELSEVIER

Contents lists available at ScienceDirect

## Urban Forestry &amp; Urban Greening

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/ufug](http://www.elsevier.com/locate/ufug)

Original article

## Hydrological and thermal regime of a thin green roof system evaluated by physically-based model

Vojtech Skala<sup>a</sup>, Michal Dohnal<sup>a,\*</sup>, Jana Votrubova<sup>a</sup>, Tomas Vogel<sup>a</sup>, Jaromir Dusek<sup>a</sup>, Jan Sacha<sup>a</sup>, Vladimira Jelinkova<sup>b</sup><sup>a</sup> Faculty of Civil Engineering, Czech Technical University in Prague, Prague, Czech Republic<sup>b</sup> University Centre for Energy Efficient Buildings, Czech Technical University in Prague, Buzehrad, Czech Republic

## ARTICLE INFO

Handling Editor: Nicholas Williams

## Keywords:

Design of green infrastructure systems  
 Extensive green roof  
 Heat transport  
 Soil water regime  
 Water balance

## ABSTRACT

Green roofs, as an element of the green infrastructure, contribute to the urban heat island effect mitigation and the urban drainage outflow reduction. To achieve the desired functions, it is essential to understand the role of the individual roof layers and ensure their proper design.

A physically-based model was used to assess the hydrological and thermal regime of two experimental green roof test beds containing distinct soil substrates (a local Technosol and a more permeable commercial substrate "Optigreen"). The test beds together with a meteorological station were built on the building green roof. Each test bed has an effective area of one square meter and is equipped with a soil temperature sensor and an outflow gauge; one of the test beds is continuously weighed. The observed conditions were simulated using one-dimensional numerical model describing the water flow in variably saturated porous medium by Richards' equation and the heat transport by the advection-conduction equation.

The model was able to satisfactorily reproduce the measured outflow and soil temperature. The water-potential-gradient based root water uptake module effectively captured the water storage depletion between the rainfall events. The difference between the two soil substrates tested is demonstrated by the contrasting ability of the soil layers to retain water. Model representation of the thermal conditions within the green roof soils was achieved using independently evaluated thermal properties of the soils and drainage board. The model was also used to analyze the effects of the substrate depth and type of vegetation cover on the transpiration and soil water regime of the green roofs. Increasing the substrate depth causes a rise of root water uptake and induces a significant reduction of the maximal temperature. The thinner soil profiles are more sensitive to the plant species selection.

## 1. Introduction

Anthropogenic soil-plant systems, including green roofs, comprise an important part of the green infrastructure in urban areas and become increasingly used for their various environmental benefits. The ability of green roofs to mitigate outflow, delay outflow culmination, and change biochemical properties of passing water is frequently evaluated in scientific studies (e.g., Mentens et al., 2006; Dvorak and Volder, 2010; Li and Babcock, 2014). Analyses of green roof hydrological performance were conducted for a variety of climate conditions (Jim and Peng Lilliana, 2012; Liu et al., 2012; D'Orazio et al., 2012) and roof constructions (Rosatto et al., 2013; Guo et al., 2014).

An effective way to study hydrological functioning of green roofs is the use of mathematical models (Li et al., 2019a). In the case of

simulation studies, physically-based models employing Richards' equation have recently prevailed (e.g., Hilten et al., 2008; Palla et al., 2012; Hakimdavar et al., 2014). They are often used to simulate outflow from individual rainfall episodes, e.g., design storms. Far less frequent is the use of physically-based models to study not only the roof system outflow but also its water regime, including root water uptake over a longer period (Skerget et al., 2018). Continuous evaluation of green roof soil-water regime allows a better understanding of soil-plant interactions but at the same time is considerably more demanding of data (e.g., complete micrometeorological data for determination of potential evapotranspiration).

The simulation studies also vary in the level of the green roof system schematization. From studies assessing vertical water fluxes in a single soil substrate or drainage layer (Feitosa and Wilkinson, 2016;

\* Corresponding author at: Faculty of Civil Engineering, Czech Technical University in Prague, Thakurova 7, Prague 6, 166 29, Czech Republic.

E-mail address: [michal.dohnal@cvut.cz](mailto:michal.dohnal@cvut.cz) (M. Dohnal).

<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126582>

Received 12 July 2019; Received in revised form 17 December 2019; Accepted 2 January 2020

Available online 03 January 2020

1618-8667/ © 2020 Elsevier GmbH. All rights reserved.

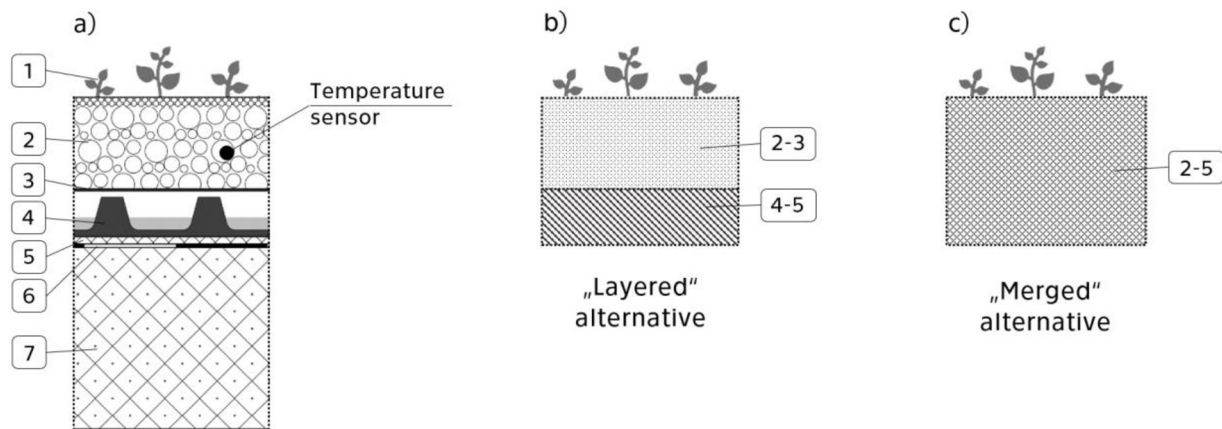


Fig. 1. a) Vertical profile of the test beds: 1. vegetation cover, 2. soil substrate 50 mm, 3. filter layer, 4. drainage layer 25 mm, 5. protection layer, 6. water-resistive layer, 7. thermal insulation 100 mm. Model representations of the green roof system: b) Layered profile and c) Merged profile.

Vesuviano and Stovin, 2013) to more complex two-dimensional simulation studies including interactions between soil and other components of the roof structure (Palla et al., 2012).

Another important aspect of green roofing – the thermal load reduction of building construction – can be evaluated by several different modeling approaches (e.g., Sailor, 2008; Tabares-Velasco and Srebric, 2012; Djedjig et al., 2012). Most frequent are physically-based models describing the heat and mass transfer through the air, plant canopy, soil medium, and building roof construction (Alexandri and Jones, 2007; Sailor, 2008). However, the vast majority of these studies do not consider water flow effects on heat transport.

As the thickness of the extensive green roofs is usually small (about 50–200 mm), the effect of atmospheric forcing on soil water and thermal regimes is crucial. Repetitive rapid changes of the green roof soil moisture status between complete saturation and dry soil are common (Savi et al., 2013). Thus, plant species with tolerance to drought and ability to withstand prolonged periods of limited transpiration are preferred (Monterusso et al., 2005; Wolf and Lundholm, 2008). At the same time, models allowing the analysis of both these extremes are needed.

The green infrastructure facilities of the University Centre for Energy Efficient Buildings (CTU in Prague) serve as a basis for studying heat load and stormwater reduction in lightweight green-roof systems. Jelinkova et al. (2015) designed simple and durable test beds equipped for automatic continuous monitoring, suitable for long-term testing of different green-roof systems. Jelinkova et al. (2016) studied the thermal and water regime of two green roof assemblies with different soil mixtures during the first months of their life cycle. The temporal changes of soil structure and composition were studied using X-ray computed tomography. Recently, two simple deterministic lumped models – a nonlinear reservoir model and a linear reservoir cascade model – were used to assess the rainfall-runoff response of the two green roof systems (Skala et al., 2019).

The objectives of the present study are twofold: (i) To reproduce the hydrological and thermal performance of extensive green roof systems with a one-dimensional numerical model of water flow and heat transport. In this respect, the soil water regime and outflow prediction for two green roof test beds are studied while two different model representations of the system (Layered and Merged) are examined. (ii) To use the numerical model as an analytical design tool. In this regard, the effects of soil depth variation and vegetation layer alteration are examined.

## 2. Materials and methods

### 2.1. Study site

The study site is on the green roof of the University Centre for Energy Efficient Buildings (UCEEB), Kladno, Czech Republic (50°09'24.8"N 14°10'10.8"E, elevation 365 m a.s.l.). The mean annual precipitation is 504 mm and the mean annual air temperature is 8.2 °C (weather station Prague – Ruzyne, 1981–2010). The corresponding values for the studied period (from April to September) are 349 mm and 14.3 °C. The present study relates to the vegetation period 2015, which was considerably drier and warmer than average – with a precipitation of only 186 mm and mean temperature of 16.5 °C (weather station UCEEB – Roof).

The building green roof (941 m<sup>2</sup>) is located 10 m above the ground and is equipped with a complete weather station (air and substrate temperature, relative air humidity, incoming and outgoing shortwave and longwave radiation, wind speed, wind direction, and precipitation). The data are recorded with one-minute resolution. Aggregated five-minute series were compiled to be used in our numerical experiments.

### 2.2. Green roof test bed assemblies

In 2014, two raised green roof test beds were established on the UCEEB building green roof nearby the weather station (at a distance of about 5 m). The test beds were fully operational in 2015. Each test bed has an area of 1 m<sup>2</sup>, a total depth of 175 mm (Fig. 1), and a slope adjusted to 2 % (for detail see Jelinkova et al., 2015, 2016). The beds contain 50 mm of distinct soil substrates. One was filled with stripped local topsoil with admixed crushed expanded clay and bricks having a dry bulk density of 1.15 kg m<sup>-3</sup> (hereafter labeled TECH), the other with commercial green roof substrate Optigreen Type E (Optigrün International AG) having a dry bulk density of 0.77 kg m<sup>-3</sup> (hereafter labeled OPTI). The standard commercial drainage and storage board OPTIGREEN FKD 25 (Optigrün International AG) was used in both test beds. In TECH bed, the board was installed with large naps facing up having the water retention capacity of approx. 5.0 mm, while in OPTI bed, it was installed with small naps facing up having the retention capacity of approx. 3.6 mm. Both test beds were planted with a mixture of stonecrops (*Sedum album* L., *Sedum hybridum* L., *Sedum spurium* M. Bieb., *Sedum acre* L.). The complete vertical profile of the studied green roof test beds is shown in Fig. 1a.

Each test bed was equipped for continuous monitoring of the soil substrate temperature (109 Temperature probe, Campbell Sci. Ltd.; at the depth of 35 mm) and the drainage layer outflow (purpose-built tipping bucket flowmeter). The OPTI test bed is weighed (load cells LCMAD-50, Omega Eng. Inc.). Five-minute weight averages calculated

based on 10-second measurements are recorded.

### 2.3. Soil water flow and heat transport model

One-dimensional vertical flow of soil water is described by Richards' equation:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left( K \left( \frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \right) - S \quad (1)$$

where  $\theta$  is the volumetric soil water content ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ),  $h$  is the soil water pressure head (m),  $K$  is the soil hydraulic conductivity ( $\text{m s}^{-1}$ ),  $S$  is the intensity of root water uptake ( $\text{s}^{-1}$ ),  $t$  is time (s), and  $z$  is the vertical coordinate (m) assumed positive upwards. The governing equation is solved numerically by the computer code S1D (Vogel et al., 2010a, 2010b).

A substantial component of the green-roof system water balance is the plant transpiration, implemented in the model via the root water uptake. Therefore, evaluation of the root water uptake term  $S$  is a crucial part of the simulation. In this study, the water-potential-gradient formulation of the root water uptake (WPG approach), as implemented in the S1D code (Vogel et al., 2013, 2016), was used. This approach considers the root water uptake to be distributed according to the water availability and allows roots to redistribute the soil water between wet and dry layers.

The WPG approach assumes that the water flux between the soil and the plant roots is forced by the difference of water potential between the soil and the root xylem. At the same time, it is controlled by the hydraulic resistances along the way:

$$S(z) = \frac{2\pi r_0 R(z)}{r_{\text{soil}}(z) + r_{\text{root}}} [H_{\text{soil}}(z) - H_{\text{rx}}] \quad (2)$$

where  $r_0$  is the average active root radius (m),  $R(z)$  is the root length density ( $\text{m}^{-2}$ ),  $r_{\text{soil}}$  is the soil hydraulic resistance (s),  $r_{\text{root}}$  is the root radial resistance (s),  $H_{\text{soil}}$  is the bulk-soil water potential (m), and  $H_{\text{rx}}$  is the root xylem water potential (m). The soil resistance  $r_{\text{soil}}$  is evaluated based on the soil hydraulic conductivity and the characteristic length associated with water transport from the bulk soil to the root surface (Vogel et al., 2016).

An integral of  $S$  over the depth of rooting defines the plant transpiration rate,  $E_T$  ( $\text{m s}^{-1}$ ):

$$E_T = \int_{z_R}^{z_0} S(z) dz \quad (3)$$

where  $z_0$  and  $z_R$  represent the coordinates of the upper and lower boundary of the root zone (m), respectively.

At each time step of the numerical solution, the root xylem water potential,  $H_{\text{rx}}$ , is evaluated so that the calculated transpiration rate meets the prescribed potential transpiration,  $E_T = E_{\text{Tp}}$ . If  $H_{\text{rx}}$  for a given potential transpiration rate falls below a critical value of  $H_{\text{crit}}$ ,  $H_{\text{rx}}$  is set equal to  $H_{\text{crit}}$ , and a reduced actual transpiration rate,  $E_{\text{Ta}} < E_{\text{Tp}}$ , is calculated. The  $H_{\text{rx}}$  value is then used to calculate the root water uptake intensity  $S(z)$  (from eq. 2) and to update the value of the sink term in eq. 1.

The heat transport is described by the advection-conduction equation implemented into S1D code (Vogel et al., 2011):

$$\frac{\partial CT}{\partial t} + \frac{\partial q C_w T}{\partial z} - \frac{\partial}{\partial z} (\lambda \frac{\partial T}{\partial z}) = -S C_w T \quad (4)$$

where  $C$  is the volumetric heat capacity ( $\text{J m}^{-3} \text{K}^{-1}$ ),  $T$  is the soil temperature (K),  $q$  is the soil water flux ( $\text{m s}^{-1}$ ),  $C_w$  is the volumetric heat capacity of water ( $\text{J m}^{-3} \text{K}^{-1}$ ), and  $\lambda$  is the soil thermal conductivity ( $\text{W m}^{-1} \text{K}^{-1}$ ).

To express the soil thermal conductivity as a function of the soil water content, the methodology proposed by Côté and Konrad (2005) is used.

### 2.4. Model application

#### 2.4.1. Simulation period and model discretization

The S1D model is used to simulate water and heat fluxes in the green roof test beds during the vegetation period 2015 (April 1<sup>st</sup> through September 30<sup>th</sup>). The test beds are approximated by a vertical one-dimensional 75-mm-deep soil column. Two levels of schematization are tested for the water flow and heat transport simulations: (1) in the Layered alternative, the substrate and the drainage board layers are described separately by distinct sets of hydraulic and heat transport parameters based on individual properties of each material (Fig. 1b); (2) in the Merged alternative, the whole system is assumed homogeneous, represented by a single set of effective hydraulic and heat transport parameters (Fig. 1c).

#### 2.4.2. Boundary conditions

For water flow model, the measured precipitation intensities, aggregated in 5 min time steps, are used to define the flux at the upper boundary. Surface runoff is not considered because it was not observed. At the bottom, a seepage face boundary condition is imposed allowing water to leave the test bed under saturated conditions. The potential evapotranspiration of the stonecrops is estimated hourly using the Penman-Monteith equation (Monteith, 1981), and is used to evaluate the root water uptake. For the heat transport model, a variable surface temperature prescribes the upper boundary. The temperature is determined from the measured outgoing long-wave radiation using Stefan-Boltzmann law assuming that the ground behaves like a perfect blackbody. The radiation is measured directly at the roof over the roof surface with the same composition as the TECH test bed. As the test beds are heavily insulated at the sides and bottom, zero gradient condition is assumed at the bottom boundary. Still, the heat can leave the system at the bottom by advection.

#### 2.4.3. Hydraulic parameters

Initially, the hydraulic parameters of separate layers were evaluated independently. For the soil substrates (Jelinkova et al., 2015), the retention curve was determined combining information obtained from the particle size distribution and bulk density using the neural network model Rosetta of Schaap et al. (2001) with the results of standard laboratory methods (sand bed and pressure plate apparatus) applied to 100 cm<sup>3</sup> packed samples. The saturated hydraulic conductivity  $K_s$  was estimated based on a laboratory ponded infiltration experiment performed on large packed samples (1,000 cm<sup>3</sup>). The drainage board parameters were set to mimic the board characteristics provided by the manufacturer (Table 1). As the board can be completely dry, the residual water content  $\theta_r$  is set to zero. The values of saturated water content  $\theta_s$  and the retention curve shape parameters  $\alpha_{\text{VG}}$  and  $n_{\text{VG}}$  were set to ensure that the retention capacity of the drainage board (reported by the manufacturer) was reproduced (maximum retention capacity of the TECH bed is 7.4 mm in the soil profile and 5 mm in the drainage board; for the OPTI bed, it is 0.8 mm and 3.6 mm, respectively). The saturated hydraulic conductivity was set to 5,000 cm d<sup>-1</sup> to allow fast drainage. The resulting parameters of the drainage board are similar to those of a coarse material (e.g., gravel).

To achieve optimal model performance, hydraulic parameters of the soil substrates were upscaled by means of parameter optimization procedure. PEST software package for model-independent parameter estimation (Doherty et al., 1994) based on the Levenberg-Marquardt algorithm for nonlinear optimization (Marquardt, 1963) was used. The sum of squared residuals between the measured and simulated cumulative outflow served as an objective function. Specifically, the water retention parameters  $\alpha_{\text{VG}}$ ,  $n_{\text{VG}}$ , and  $\theta_s$ , as well as the saturated hydraulic conductivity, were optimized. The resulting parameter values are shown in Table 1. Relative changes in values of saturated water content before and after upscaling procedure were about 30 %. The hydraulic conductivity and soil water retention parameter  $n_{\text{VG}}$  exhibited changes

**Table 1**  
Hydraulic parameters of the test beds.

Alternative	Layer	Depth (mm)	$\theta_r$ ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ )	$\theta_s$ ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ )	$\alpha_{\text{VG}}$ ( $\text{cm}^{-1}$ )	$n_{\text{VG}}$ (-)	$K_s$ ( $\text{cm d}^{-1}$ )
TECH – Layered	soil	50	0.05	0.380	0.54	1.77	64.7
	drainage board	25	0.00	0.235	0.45	2.70	5,000
TECH – Merged	merged profile	75	0.05	0.328	0.30	2.66	78.6
OPTI – Layered	soil	50	0.05	0.254	0.76	3.08	687
	drainage board	25	0.00	0.169	0.45	2.70	5,000
OPTI – Merged	merged profile	75	0.05	0.250	0.68	3.05	872

$\theta_r$  and  $\theta_s$  are the residual and saturated water contents,  $K_s$  is the saturated hydraulic conductivity, and  $\alpha_{\text{VG}}$  and  $n_{\text{VG}}$  are shape parameters (van Genuchten, 1980).

up to 170 %. Changes in the order of magnitude occurred in the empirical parameter  $\alpha_{\text{VG}}$ . Residual water contents and the drainage board parameters were fixed at their original values.

#### 2.4.4. Root water uptake parameters

For the root water uptake model, the root length density of stonecrops within the test bed is assumed depth-invariant with a value of  $R = 0.3 \text{ cm}^{-2}$  (the value is within the generally reported range for field-grown plants, Perez-Harguindeguy et al., 2013). The average active root radius is set equal to a constant value of  $r_0 = 0.014 \text{ cm}$  (similar value was reported by Ji et al. (2018) for *Sedum album*), and the threshold value of the root xylem water potential  $H_{\text{crit}} = -150 \text{ m}$  (e.g., Bechmann et al., 2014). The radial hydraulic resistance of the root tissues was determined by sequential optimization. The upscaling procedure of hydraulic parameters was repeated for four values of root resistances: 1,000, 7,500, 10,000, and 15,000 d. The optimal value of the root resistance was found to be  $r_{\text{root}} = 7,500 \text{ d}$ .

#### 2.4.5. Heat transport parameters

Thermal properties are assessed using methodology of Côte and Konrad (2005) (Table 2). Heat capacities and thermal conductivities of all constituents (i.e., water, organic matter, plastic drainage board, air, granite contained in TECH and mixture of expanded shale, pumice, bricks and compost contained in OPTI) were set to the values from the literature (e.g., Hillel, 1998; Kodešová et al., 2013). The bulk heat capacities and thermal conductivities given in Table 2 are calculated based on these values and volumetric fractions of each constituent. Note that for the drainage boards, most of the volume is permanently occupied by air and the organic matter fraction accounts for roots reaching into the drainage board. The thermal properties of the dry soil substrates (volumetric heat capacities and thermal conductivities) were also measured both in the laboratory and *in-situ* using ISOMET 2114 (Applied Precision Ltd.). Resulting values were in a good agreement. The soil thermal dispersivity is set equal to 0.5 cm. Assuming nearly linear relationships between bulk soil thermal conductivity and the soil water content, soil-type factor  $\kappa$  is 0.95 for the soil substrates. For the drainage boards,  $\kappa$  is set 0.6 to allow a faster decrease of conductivity when the board is drained.

#### 2.4.6. Performance criteria used

The ability of the model to predict the water and thermal regimes is

**Table 2**  
Thermal properties of the test beds.

Alternative	Layer	Depth (mm)	$\lambda_{\text{dry}}$ ( $\text{W m}^{-1} \text{K}^{-1}$ )	$\lambda_{\text{sat}}$ ( $\text{W m}^{-1} \text{K}^{-1}$ )	$\kappa$ (-)	$C_s$ ( $\text{kJ kg}^{-1} \text{K}^{-1}$ )	$\varepsilon_s$ (-)	$\varepsilon_o$ (-)
TECH – Layered	soil	50	0.158	0.706	0.95	1.913	0.420	0.200
	drainage board	25	0.037	0.077	0.60	2.300	0.060	0.100
OPTI – Layered	soil	50	0.226	0.565	0.95	1.368	0.639	0.107
	drainage board	25	0.037	0.063	0.60	2.300	0.060	0.100

$\lambda_{\text{dry}}$  and  $\lambda_{\text{sat}}$  are the soil thermal conductivities for dry and saturated soil, respectively,  $\kappa$  is a shape parameter dependent on the soil texture and composition (Côte and Konrad, 2005),  $C_s$  is the heat capacity of solids,  $\varepsilon_s$ ,  $\varepsilon_o$  are soil constituent – mineral and organic – fractions.

evaluated by the Nash–Sutcliffe model efficiency NSE (Nash and Sutcliffe, 1970) and root mean square error RMSE.

#### 2.4.7. Design simulations

The S1D model was used to test how the green roof changes affect its hydrological and thermal regime. Specifically, the effect of the soil substrate depth and the vegetation type was examined. The substrate depth was varied between 25 and 150 mm. Sedum plants can survive with only 25 mm of the substrate (van Woert et al., 2005) and 150 mm is often stated as the upper boundary for extensive green roofs. Changing vegetation was imitated by varying the root resistance  $r_{\text{root}}$  from 1,000 to 15,000 d, covering a wide spectrum of plant types (from maize and soybean to woody plants as reported by Rieger and Litvin (1999) or tomato and other agricultural plants mentioned in Zwieniecki and Boersma (1997) and de Jong van Lier et al. (2013)).

Another effect of the added substrate – the increasing weight of the green roof – was examined (again in the range of substrate depths 25–150 mm). The total weight of the green roof includes: (1) layer with changing weight (substrate of selected depth and maximal water content that occurred during simulation of vegetation season), and (2) layers with constant weight (filter textile layer  $0.4 \text{ kg m}^{-2}$ , drainage board considered as full of water –  $6.4 \text{ kg m}^{-2}$  in case of TECH and  $5.0 \text{ kg m}^{-2}$  in case of OPTI, protection textile layer  $0.4 \text{ kg m}^{-2}$ , and water-resistive layer  $1.3 \text{ kg m}^{-2}$ ).

### 3. Results and discussion

#### 3.1. Water balance components

Table 3 shows the water balance components for both test beds evaluated for the studied period (from April 1<sup>st</sup> to September 30<sup>th</sup>, 2015). Nearly twofold outflow height was observed for the OPTI bed compared to the TECH bed reflecting the difference in water retention capacity between the two systems; both the soil substrate and the drainage board of the TECH test bed provide larger water retention capacity than their counterparts in the OPTI test bed (Table 3).

The model results slightly underestimate the outflow in all cases (in TECH bed by about 3 %, in OPTI by about 4 %). For both test beds, the Layered alternative provides more accurate outflow predictions. It should be noted that the overall good agreement between the model and observation comes from the model having been optimized to



**Table 3**

Water balance components of the green roof test beds for the studied period. Measured rainfall, observed outflow, prescribed potential transpiration, as well as simulated outflow and actual transpiration are presented for two simulation alternatives for each of the two test beds.

Alternative	Rainfall (mm)	Observed outflow (mm)	Simulated outflow (mm)	$E_{Tp}$ (mm)	$E_{Ta}$ (mm)
TECH – Layered	186.0	44.6	43.6	556.5	142.4
TECH – Merged	186.0	44.6	42.8	556.5	143.2
OPTI – Layered	186.0	80.2	76.8	556.5	109.2
OPTI – Merged	186.0	80.2	75.8	556.5	110.2

provide good cumulative outflow prediction (presented in right-hand side panels of Fig. 2).

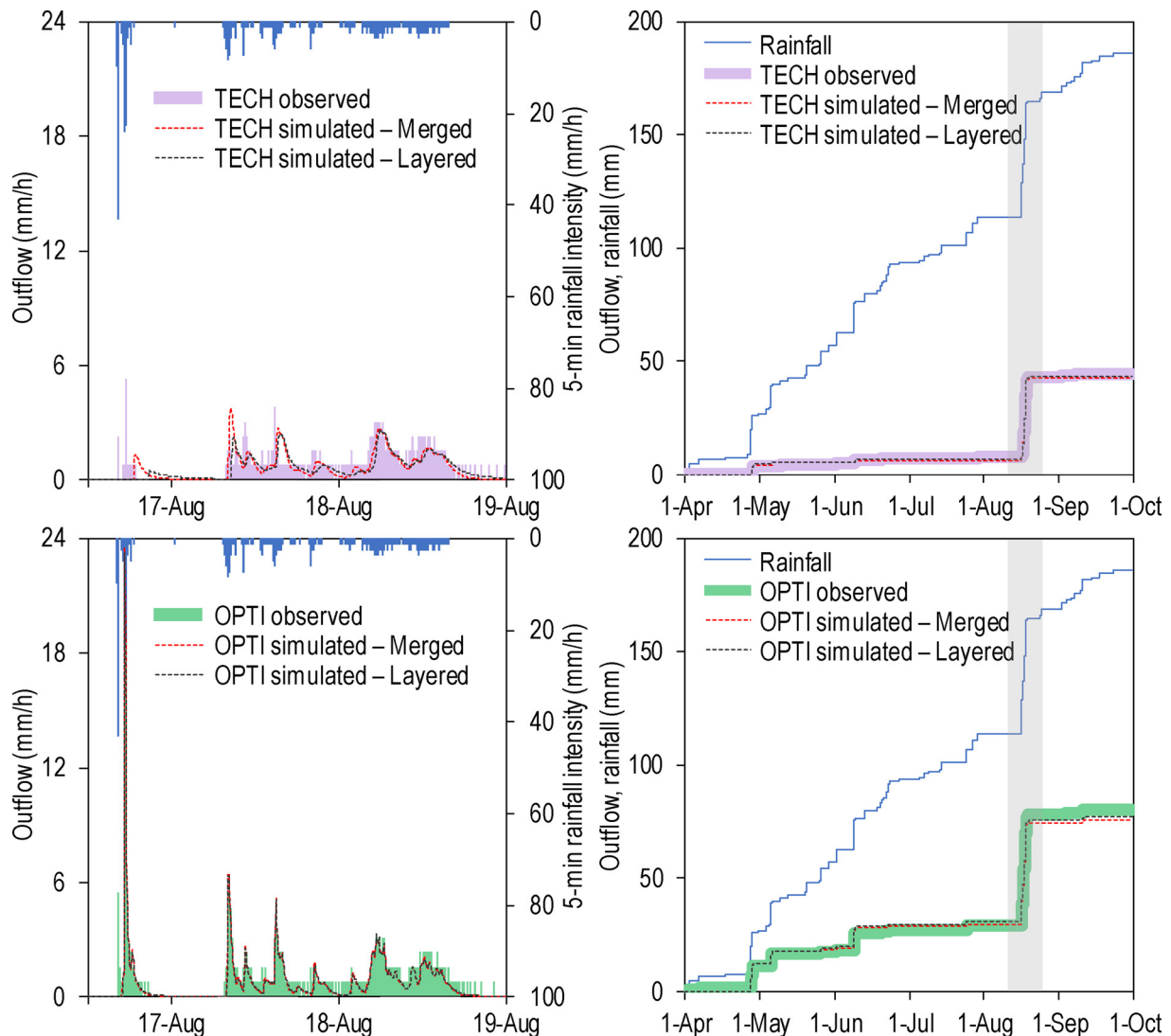
The 33-mm difference in the simulated outflow between the beds is mirrored by the difference in the actual transpiration. This again reflects the ability of the TECH bed components to hold more water, which can subsequently be used for plants transpiration. However, the reduction of transpiration is significant for both test beds, i.e., the actual transpiration comprises only 26 % and 20 % of the potential transpiration for TECH and OPTI test bed, respectively.

### 3.2. Rainfall-runoff relationship

The performance of the soil water flow model is demonstrated by comparing simulated and observed outflows (Fig. 2). The response of the two test beds to a major rainfall event is shown in the left-hand side panels. The event started on August 16th, and the total rainfall was 49.8 mm. The outflow during the event is satisfactorily simulated for the OPTI test bed (NSE higher than 0.7). For the TECH bed, the simulated outflow is considerably delayed as compared to the observations, which is reflected by the NSE criterion about 0.23. Still, the total outflow volume during this outflow event is matched very well.

Note that our results, obtained for test beds with an area of 1 m<sup>2</sup>, are representative for real green roofs regarding the retention function (i.e., reduction of the runoff volume) and have only limited relevance regarding the detention function (i.e., delay and redistribution of the runoff over time), which would become dominated by lateral flow effects as the roof area increases (e.g., Palla et al., 2011).

Vesuviano and Stovin (2013) studied in detail hydrological response of a drainage board. They concluded that simple storage routing models or power-law relationships are capable of mimicking hydrological functioning of the drainage layer. Skala et al. (2019) came to similar conclusions for a complete green roof system. However, they found episodically applied models, considering the same initial retention



**Fig. 2.** Comparison of observed and simulated test bed discharges during the August rainfall-runoff event (left) and the whole vegetation season 2015 with the August event marked in gray (right).

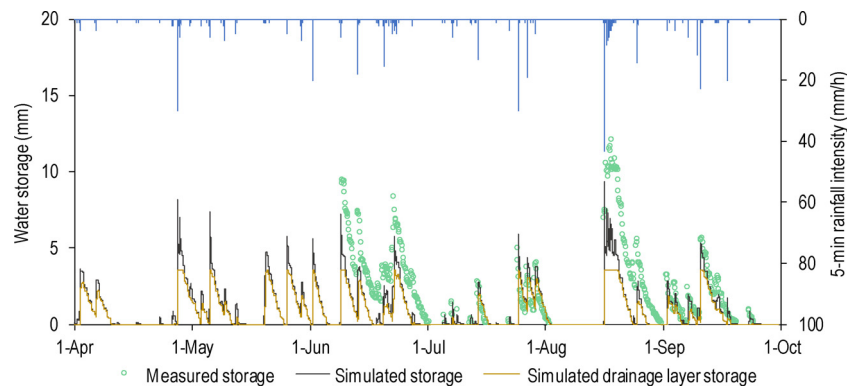


Fig. 3. Measured and simulated water storages in OPTI test bed (Layered alternative).

storage for all episodes, insufficient for green-roof segment with a high retention capacity. Simulation models accounting for evapotranspiration and the respective soil water status development between the rainfall events are needed. Nonlinear reservoir model of Skala et al. (2019) applied to the same green roof data exhibited average NSE =  $-0.5$ , while in the present study, with the use of physically-based model allowing for realistic root water uptake, NSE was about 0.2.

The drainage layer together with the bottom boundary condition play an important role in hydrological modeling of green roof systems. The two-layer model with an explicit drainage layer can be substituted by a single-layer model with uniform effective hydraulic properties, which however, must reflect the retention properties of the whole system including drainage board, not only of the soil layer. In our study, the hydraulic parameters of the Merged model are determined by means of inverse modeling and provide similar results as the Layered alternative (see Table 3 and Fig. 2).

### 3.3. Water retention and root water uptake

Temporal changes of the water amount stored in the OPTI test bed are presented in Fig. 3. The observed water storage was determined from the test bed weight by subtracting the dry weight of the assembly (76.5 kg). The simulated water storage was computed by the Layered alternative of the model. The courses of simulated and measured water storages are very similar ( $R^2 = 0.873$ ,  $NSE = 0.750$ ). However, the storage during and after rainfall events with rainfall exceeding 12 mm (e.g., June and September) is strongly underestimated.

Further analysis of Fig. 3 reveals that water storage in the drainage layer is a dominant component of the total OPTI bed storage during the studied period.

The spatiotemporal distribution of the simulated root water uptake  $S$  in the two test beds (Layered alternative) is depicted in Fig. 4 (darker color indicates the greater intensity of the root water uptake). This figure illustrates the different character of root water uptake in OPTI and TECH beds. As the TECH bed retains most of the water in the substrate (in average 4 times more than in the drainage layer, time-averaged storages in soil substrate and drainage layer are 2.65 mm and 0.64 mm, respectively), water for the plants is dominantly taken from this layer. For more permeable OPTI test bed, water for the plants is mostly available from the storage capacity of the drainage board.

The maximal rate of predicted actual transpiration is the same for both test beds as it is defined by the root water uptake parameters describing the plant ( $r_{\text{roots}}$ ,  $r_0$ ,  $R$ ,  $H_{\text{crit}}$ ) and is achieved only if the water is available throughout the whole rooting depth. As a certain part of the profile dries out, the root water uptake from that part becomes regulated by the increasing soil resistance and the total transpiration rate reduces.

The advantage of the approach used is that it can handle the spatial distribution of root water uptake while accounting for the availability

of water throughout the rooting zone. On the other hand, there is a lack of relevant parameter values for plants used in green roofs in the literature. In addition, some of the suitable plants (selected species from the *Sedum* genus) exhibit behavior not accounted for in our model (switching between C3 photosynthesis and CAM metabolism and vice versa during single vegetation season with prolonged drought periods (Starry et al., 2014)).

### 3.4. Thermal regime

Generally, the measured variance of soil temperature oscillations is expected to decrease markedly with the depth of the soil substrate. In addition, the peak temperatures are delayed. In the green roof system and vegetation season studied, the daily peak temperature amplitudes were reduced in green roof system by 6 °C in maximum and at the same time temperature peak was delayed by five hours.

Thermal regime of TECH test bed (Layered alternative) is documented in Fig. 5. Simulated and observed temperatures are presented for an eight-day period including the major precipitation event. During the first three days, the reduction and delay of the peak temperature between the soil surface (used as a boundary condition) and the soil substrate is clearly visible. During the rainfall episode, all temperatures become similar; the temperature of the soil substrate is cooled to a temperature of precipitation, which is in equilibrium with air. The match between simulated and measured soil temperatures is reasonably good (applies also for Merged system simulations – not shown here), still, discrepancies are evident during the peak temperatures when the substrate is dry (before the rainfall) and during the cooling phases when the substrate is wet (after the rainfall). In this context, note that the heat transport parameters were not *ad hoc* calibrated.

An overall comparison of the measured and simulated soil temperatures at a depth of 35 mm is shown in Fig. 6. The soil temperatures in both test beds are predicted with high consistency ( $NSE_{\text{TECH}} = 0.97$  and  $NSE_{\text{OPTI}} = 0.98$ ). The temperature predictions for the OPTI bed are more scattered in comparison with TECH. On the other hand, in the TECH test bed, temperatures above 25 °C are systematically overestimated.

### 3.5. Design simulations

Note, that our design simulations are built on relatively crude assumptions. First, hydraulic parameters determined for a 50-mm deep soil layer are used while the depth of the substrate is varied. Secondly, the soil substrate depth is likely to alter the thermal regime completely, including the temperature at the soil surface. However, presented heat transport simulations are conducted with the upper boundary condition unchanged among the variant simulations. Nevertheless, we believe that the results are relevant and valid for the systems studied.

The effect of the substrate depth on the simulated cumulative

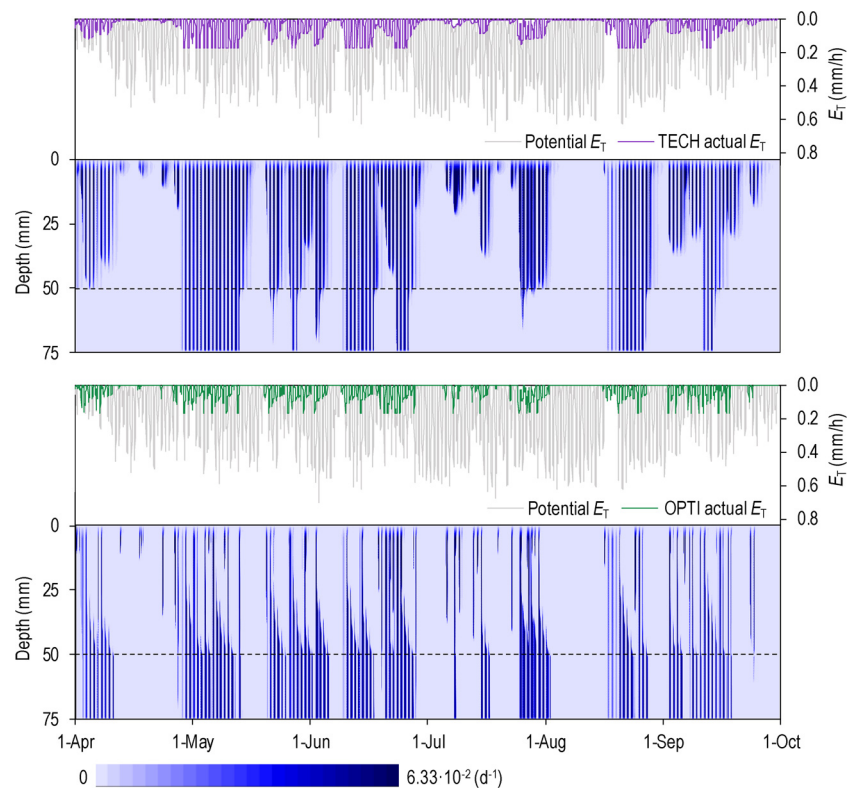


Fig. 4. Simulated spatiotemporal distribution of root water uptake for TECH and OPTI test beds (Layered alternative).

transpiration is shown in Fig. 7. Increasing the substrate depth causes a rise of root water uptake/transpiration due to increasing retention capacity and longer travel times of the substrate. The effect of increasing retention capacity is more pronounced for smaller depths of TECH (the nonlinear part of the respective curves in Fig. 7a). It is negligible for the OPTI test bed because the shape of OPTI retention curve (between 50 and 150 mm of substrate depth, the retention capacity expands by 0.2 mm only). Over the range of depths tested, the depth-increase related  $E_{Ta}$  change for OPTI is predominantly caused by the increasing time period after rain cessation available for water to pass through the substrate. Thus the increase of  $E_{Ta}$  is almost linear (Fig. 7a). This is consistent with the expectation that the hydrological response of highly-permeable substrates (with limited retention capacity and high hydraulic conductivity) is less affected by their depth. The importance of drainage layer decreases with increasing depth of the soil substrate.

Many studies omitted the drainage layer in the model structure used (e.g., Hilten et al., 2008; Yang et al., 2015; Hakimdavar et al., 2014). Together with different climatic conditions, this is probably the reason for considerably lower retention capacity of the vegetated soil layer as reported by Feitosa and Wilkinson (2016). They determined retention of soil substrate similar to TECH to be between 28 and 32 % of total rainfall (for 40 mm and 200 mm deep soil, respectively). In our study,

the drainage board covered by 25 mm and 150 mm deep soil added about 27 and 2 % to the seasonal storage, respectively.

The increase of cumulative transpiration with increasing substrate depth is accompanied by the corresponding decrease of cumulative outflow (not shown here). This is in agreement with the earlier studies of Feitosa and Wilkinson (2016) or Soulis et al. (2017). Li et al. (2019b) analyzed the hydrological benefits (e.g. reduction of outflow and increase of transpiration) of green roofs with increasing storage in drainage layer. The authors suggested that there is a critical substrate depth for which the slope of the cumulative outflow curve becomes significantly less steep compared to lower substrate depths. Above the critical depth the efficiency of further increasing the substrate depth diminishes. In our case, the modeling results indicate that the critical depth is about 60 mm for both TECH and OPTI bed (Fig. 7a).

Apart from changing depth, the impact of the plant species alteration was tested. The vegetation cover change was simulated by varying the radial root resistance parameter of the root water uptake model. Different plant species have different radial root resistance reflecting their water-use strategy. Simulated actual transpiration in reaction to changing substrate depth and plant radial root resistance is presented in Fig. 7b. It is clear that thinner soil profiles are more sensitive to plant species change. In general, when designing green roofs with thin (the

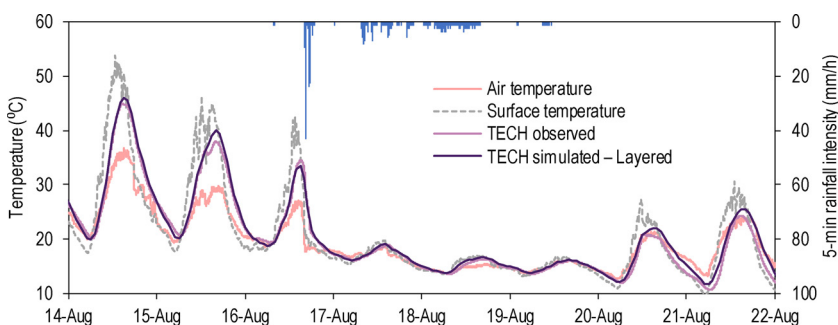


Fig. 5. Soil temperatures measured and simulated at a depth of 35 mm during the August rainfall-runoff event. Upper boundary conditions of the simulation: surface temperature determined from the measured outgoing long-wave radiation and rainfall intensity, are given together with air temperature measured nearby at 200 cm above the ground.

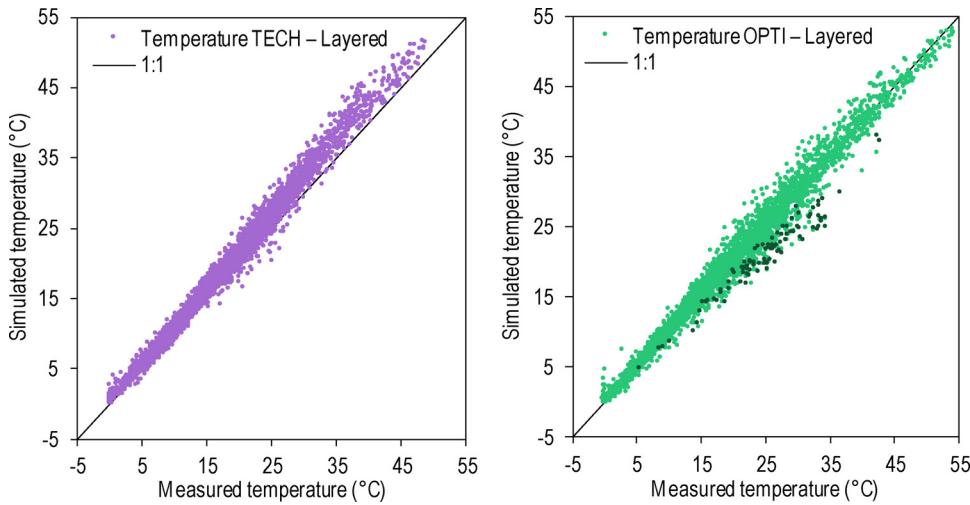


Fig. 6. Measured and simulated temperatures at a depth of 35 mm of TECH and OPTI test beds. Darker dots of OPTI bed indicate measured soil temperature at 35 mm depth that was higher than measured soil surface temperature used as an upper boundary condition. RMSE criterion of measured and calculated temperatures for TECH and OPTI test bed was 3.2 and 2.3 °C, respectively.

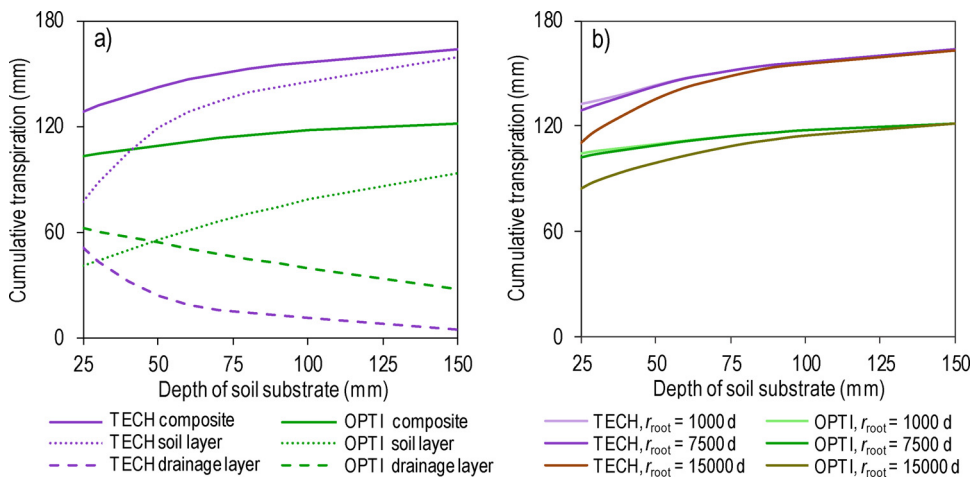


Fig. 7. Simulated cumulative transpiration as obtained for different depths of soil substrate and different vegetation type represented by a considerably different radial root resistance: a) contributions of soil and drainage layers to cumulative actual transpiration – assuming  $r_{root} = 7500$  d, and b) the effect of different radial root resistance.

depth less than 75 mm) soil substrate layer, the plant species selection seems to be a critical aspect.

Additionally, the effect of the soil substrate thickness on the thermal condition was inspected. While the average simulated temperatures at the bottom of the soil layer remain unchanged, increasing depth of the soil substrate induces a slight growth of the minimal temperatures and a significant reduction of the maximal temperature (by about 15 °C) in both test beds (Fig. 8). This reflects the fact that adding more matter increases thermal inertia of the whole system.

Finally, it should be noted that the depth of the substrate significantly affects the total weight of the roof structure. Water storage in soil represents only a minor part of the total weight, i.e., about 16 % in the case of TECH system and about 11 % in OPTI system. Remaining layers (filter layer, drainage layer with water, protection layer, and water-resistive layer) take a similarly small part of the total weight. The major part of the load of green roofs is due to the soil substrate.

### 3.6. Experimental and model limitations

The fact that the model underestimates both the outflow and the water storage (e.g., Fig. 3) is partly related to the difficulties associated with the measurements of high outflow rates (affecting the model parameters via the upscaling optimization procedure). Another model limitation could be associated with the effects of bimodal porosity of the OPTI substrate. Bimodal porosity may affect the retention properties of the soil (Durner, 1994). In artificially prepared soil substrate, natural soil aggregates are substituted by expanded shale, expanded

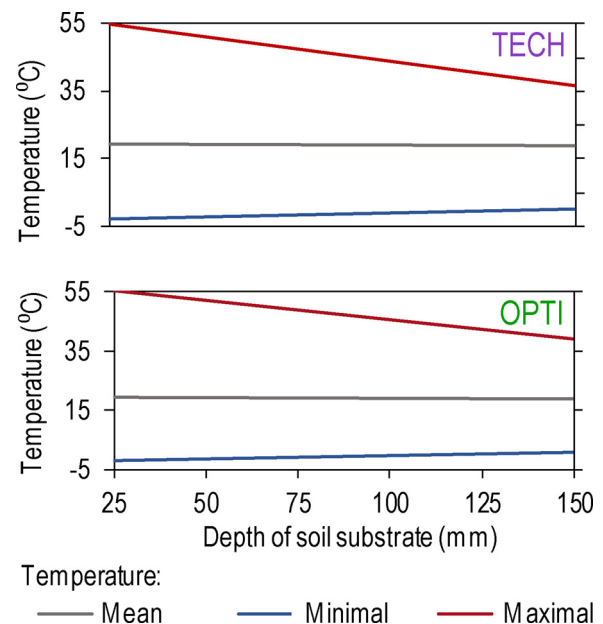


Fig. 8. Simulated temperatures (for both test beds, Layered alternative) as function of the depth of soil substrate.

clay, lava, pumice, or crushed brick. These materials have fine pores and correspondingly low hydraulic conductivity. When water infiltrates into a dry mixture, it tends to bypass these components. Thus, the pore space inside these porous particles is not immediately filled with water; it can be filled only if the wet conditions prevail for a sufficiently long time. Such behavior is not considered in our model, and thus, it is not reflected in the simulation results. The fact that the effective saturated water content of the OPTI substrate used in our simulation ( $0.254 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ ) is lower than that reported by the manufacturer ( $0.35 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ ) fits the hypothesis.

The presented analysis benefits from the fact that the available observation period – vegetation season 2015 – was dryer than average yet contained a number of significant rainfall–runoff events. This provided us with the opportunity to study the hydrological responses of the system under contrasting conditions involving both dry and wet periods. On the other hand, there was no extreme rainfall episode with the return period larger than one year that would allow us to test the system under ponding conditions, and also no long-lasting wet period fed by persisting or recurrent rainfalls. This brings us back to the effect of the bimodal porosity of OPTI substrate. The bimodal character could result in slightly different retention capacity of the substrate leading to different behavior of the substrate under extreme and/or prolonged rainfalls. For a specific mineral soil substrate, Brunetti et al. (2016) reported that the bimodal porosity model was able to more accurately reproduce hydrographs in both dry and wet periods and to account for daily fluctuations of soil moisture than the unimodal model. However, bimodal character of green roof substrates is better expressed in dual permeability than bimodal porosity models (Vogel et al., 2000).

The surface temperature of our test beds is not measured directly, it is deduced indirectly from a single downward placed pyrgeometer. The pyrgeometer measurement is conducted about five meters apart from the test beds with the prevailing substrate underneath the sensor similar to TECH. For OPTI test bed, occasional inconsistencies between the observed soil temperature and the surface temperature calculated from pyrgeometer measurement were encountered. After some rainfall events, the soil temperature rose higher than the surface temperature. Such a phenomenon cannot be reproduced by the model, which thus predicts soil temperature lower than the observed one (highlighted points in Fig. 6). The discrepancy is most remarkable after moderate to major rainfall events. It is likely that the overall scatter of the OPTI-bed simulated-to-observed-temperature plot is related to this phenomenon. On the other hand, the temperature overestimation encountered for the TECH bed is probably related to the deficiency in the assessment of the soil thermal parameters.

In our modeling approach, we assumed that the plant transpiration dominates over the soil surface evaporation. It can be shown that the substrate surface becomes quickly dry after the cessation of rainfall leading to a sharp decrease of the surface hydraulic conductivity which in turn cuts off the soil surface from the soil moisture storage below. As can be seen in Fig. 3, the green roof system is designed so that a considerable amount of water stored in the system after a rainfall event is contained within the drainage board. This water has no direct hydraulic connection with the soil surface (it is separated by air from the soil layer above), still, it gradually disappears (the measured weight of the system implies so). Given the system structure, it can leave via evaporation and subsequent capillary condensation (Qin et al., 2016) or for the most part through the plant roots that connect the drainage board water storage with the atmosphere (i.e. via transpiration flux). The similarity between the simulated and measured rates of system drying during inter-rain intervals (Fig. 3) confirms that the plant transpiration of the studied system dominates the evapotranspiration process.

#### 4. Conclusions

The soil water and thermal regimes of two green roof test beds were analyzed using a physically-based model. Comparison with observed

outflow and temperature indicates that the green roof rainfall-runoff responses and temperature fluctuations can be successfully simulated by the presented modeling approach. The water-potential-gradient based root water uptake algorithm proved effective in capturing the water storage depletion between the rainfall events.

Hydrological functioning of the green roof can be similarly well captured with both Layered and Merged description of the soil profile. In both alternatives, the shape of retention curve, together with the applied bottom boundary condition, defines the water retention capacity of the system and thus is crucial for the appropriate evaluation of the roof hydraulic responses. However, when designing new green roofs, soil water retention data are rarely available, and even less measurements are available to calibrate physically-based models. Our experience suggests that a proper estimation of the difference between saturated and residual water content of soil substrate plays a key role, explaining the majority of discrepancies between measured and simulated outflow.

The difference between the two soil substrates tested in the present study (local TECH soil and commercial OPTI soil) is demonstrated by the contrasting ability of the soil layers to retain water. The Layered simulations reveal, that the TECH soil layer accounts for most of the retention capacity in the TECH test bed, while the OPTI layer has only minor effect in the OPTI test bed (as the respective drainage layer dominates). Moreover, the comparison of simulated water storage with the monitored weight of the OPTI test bed hints at a possibility of the dual-porosity effects on the effective retention capacity of the OPTI soil substrate.

Satisfactory model representation of the thermal conditions of the green roof test beds was achieved using independently evaluated thermal properties of the substrates and drainage board. This pleasing result is partly related to the fact that the roof system was very thin and the surface temperature was used as the upper boundary condition.

The effects of varying soil substrate thickness and vegetation type were evaluated on green roof water and thermal regimes. Increasing the substrate depth causes an increase of root water uptake (due to increasing retention capacity and longer travel times) and induces a significant reduction of the maximal temperature. The thinner soil profiles are also more sensitive to the type of plant species grown. The obtained results can be used to design green roofs under similar conditions.

#### Nomenclature.

Symbol	Name	Unit
General		
$t$	time	(s)
$z$	vertical coordinate	(m)
Water flow model		
$\theta$	volumetric soil water content	( $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$ )
$\theta_r$	residual water content	( $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$ )
$\theta_s$	saturated water content	( $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$ )
$h$	soil water pressure head	(m)
$K$	soil hydraulic conductivity	( $\text{m s}^{-1}$ )
$K_s$	saturated hydraulic conductivity	( $\text{m s}^{-1}$ )
$\alpha_{VG}$	empirical parameter determining the shape of water retention and unsaturated hydraulic conductivity functions	( $\text{cm}^{-1}$ )
$n_{VG}$	empirical parameter determining the shape of water retention and unsaturated hydraulic conductivity functions	(–)
Root water uptake model		
$S$	intensity of root water uptake	( $\text{s}^{-1}$ )
$r_0$	average active root radius	(m)
$R$	root length density	( $\text{m}^{-2}$ )
$r_{\text{soil}}$	soil hydraulic resistance	(s)
$r_{\text{root}}$	root radial resistance	(s)
$H_{\text{soil}}$	bulk-soil water potential	(m)
$H_{\text{rx}}$	root xylem water potential	(m)
$H_{\text{crit}}$	critical root xylem water potential	(m)
$E_T$	plant transpiration rate	( $\text{m s}^{-1}$ )
$E_{Tp}$	potential transpiration rate	( $\text{m s}^{-1}$ )
$E_{Ta}$	actual transpiration rate	( $\text{m s}^{-1}$ )

$z_0$	coordinate of the upper boundary of the root zone	(m)
$z_R$	coordinate of the lower boundary of the root zone	(m)
Heat transport model		
$T$	soil temperature	(K)
$q$	soil water flux	( $m\ s^{-1}$ )
$\varepsilon_s$	volumetric fraction of the soil mineral constituents	(-)
$\varepsilon_o$	volumetric fraction of the soil organic constituents	(-)
$C$	volumetric heat capacity of soil	( $J\ m^{-3}\ K^{-1}$ )
$C_w$	volumetric heat capacity of water	( $J\ m^{-3}\ K^{-1}$ )
$C_s$	heat capacity of solids	(kJ)
$\lambda$	soil thermal conductivity	( $kg^{-1}\ K^{-1}$ )
$\lambda_{dry}$	thermal conductivity for dry soil	(W)
$\lambda_{sat}$	thermal conductivity for saturated soil	( $m^{-1}\ K^{-1}$ )
$\kappa$	soil-type factor	(-)

## Funding

Green roof systems and meteorological data were available through the courtesy of the University Centre for Energy Efficient Buildings, Czech Technical University in Prague. This study was supported by the Czech Science Foundation, project No. 17-21011S and by the Ministry of Education, Youth and Sports within National Sustainability Programme I, project number LO1605. Additional support was provided by the Grant Agency of the Czech Technical University in Prague, No. SGS18/171/OHK1/3T/11.

## CRediT authorship contribution statement

**Vojtech Skala:** Formal analysis, Visualization, Writing - original draft. **Michal Dohnal:** Methodology, Writing - review & editing, Supervision. **Jana Votrubova:** Investigation, Writing - review & editing. **Tomas Vogel:** Conceptualization, Supervision. **Jaromir Dusek:** Software, Resources. **Jan Sacha:** Data curation, Resources. **Vladimira Jelinkova:** Data curation, Methodology.

## References

- Alexandri, E., Jones, P., 2007. Developing a one-dimensional heat and mass transfer algorithm for describing the effect of green roofs on the built environment: comparison with experimental results. *Build. Environ.* 42 (8), 2835–2849. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2006.07.004>.
- Bechmann, M., Schneider, C., Carminati, A., Vetterlein, D., Attinger, S., Hildebrandt, A., 2014. Effect of parameter choice in root water uptake models – the arrangement of root hydraulic properties within the root architecture affects dynamics and efficiency of root water uptake. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 18, 4189–4206. <https://doi.org/10.5194/hess-18-4189-2014>.
- Brunetti, G., Šimůnek, J., Piro, P., 2016. A comprehensive analysis of the variably saturated hydraulic behavior of a green roof in a mediterranean climate. *Vadose Zone J.* 15. <https://doi.org/10.2136/vzj2016.04.0032>.
- Côte, J., Konrad, J.M., 2005. A generalized thermal conductivity model for soils and construction materials. *Can. Geotech. J.* 42 (2), 443–485. <https://doi.org/10.1139/t04-106>.
- D'Orazio, M., Di Perna, C., Di Giuseppe, E., 2012. Green roof yearly performance: a case study in a highly insulated building under temperate climate. *Energy Build.* 55, 439–451. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2012.09.009>.
- de Jong van Lier, Q., van Dam, J.C., Durigon, A., dos Santos, M.A., Metselaar, K., 2013. Modeling water potentials and flows in the soil-plant system comparing hydraulic resistances and transpiration reduction functions. *Vadose Zone J.* 12 (3). <https://doi.org/10.2136/vzj2013.02.0039>.
- Djedjig, R., Ouldboukhitine, S.E., Belarbi, R., Bozonnet, E., 2012. Development and validation of a coupled heat and mass transfer model for green roofs. *Int. Commun. Heat Mass Transf.* 39 (6), 752–761. <https://doi.org/10.1016/j.icheatmasstransfer.2012.03.024>.
- Doherty, J., Brebber, L., Whyte, P., 1994. *Model-independent Parameter Estimation. User's Manual.* Watermark Computing, Australia.
- Durner, W., 1994. Hydraulic conductivity estimation for soils with heterogeneous pore structure. *Water Resour. Res.* 30 (2), 211–223. <https://doi.org/10.1029/93WR02676>.
- Dvorak, B., Volder, A., 2010. Green roof vegetation for North American ecoregions: a literature review. *Landsc. Urban Plan.* 96 (4), 197–213. [\[landurbplan.2010.04.009\]\(https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.04.009\).

Feitosa, R.C., Wilkinson, S., 2016. Modelling green roof stormwater response for different soil depths. \*Landsc. Urban Plan.\* 153, 170–179. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.05.007>.

Guo, Y.P., Zhang, S.H., Liu, S.G., 2014. Runoff reduction capabilities and irrigation requirements of green roofs. \*Water Resour. Manage.\* 28 \(5\), 1363–1378. <https://doi.org/10.1007/s11269-014-0555-9>.

Hakimdavar, R., Culligan, P.J., Finazzi, M., Barontini, S., Ranzi, R., 2014. Scale dynamics of extensive green roofs: quantifying the effect of drainage area and rainfall characteristics on observed and modeled green roof hydrologic performance. \*Ecol. Eng.\* 73, 494–508. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.080>.

Hillel, D., 1998. \*Environmental Soil Physics.\* Academic Press, San Diego.

Hilten, R.N., Lawrence, T.M., Tollner, E.W., 2008. Modeling stormwater runoff from green roofs with HYDRUS-1D. \*J. Hydrol.\* 358 \(3–4\), 288–293. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.06.010>.

Jelinkova, V., Dohnal, M., Pícek, T., 2015. A green roof segment for monitoring the hydrological and thermal behaviour of anthropogenic soil systems. \*Soil Water Res.\* 10 \(4\), 262–270. <https://doi.org/10.17221/17/2015-SWR>.

Jelinkova, V., Dohnal, M., Sacha, J., 2016. Thermal and water regime studied in a thin soil layer of green roof systems at early stage of pedogenesis. \*J. Soils Sediments\* 16 \(11\), 2568–2579. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1457-7>.

Ji, P., Sæbø, A., Stovin, V., Hanslin, H.H., 2018. Sedum roof foraging in layered green roof substrates. \*Plant Soil\* 430, 263–276. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3729-z>.

Jim, C.Y., Peng Lilliana, L.L.H., 2012. Substrate moisture effect on water balance and thermal regime of a tropical extensive green roof. \*Ecol. Eng.\* 47, 9–23. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.06.020>.

Kodešová, R., Vlasáková, M., Fér, M., Teplá, D., Jakšík, O., Neuberger, P., Adamovský, R., 2013. Thermal properties of representative soils of the Czech Republic. \*Soil Water Res.\* 8, 141–150. <https://doi.org/10.17221/33/2013-SWR>.

Li, R., Peng, C., Chiang, P.C., Cai, Y.P., Wang, X., Yang, Z.F., 2019a. Mechanisms and applications of green infrastructure practices for stormwater control: a review. \*J. Hydrol.\* 568, 626–637. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.10.074>.

Li, S.X., Qin, H.P., Peng, Y.N., Soon, T.K., 2019b. Modelling the combined effects of runoff reduction and increase in evapotranspiration for green roofs with a storage layer. \*Ecol. Eng.\* 127, 302–311. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.12.003>.

Li, Y.L., Babcock, R.W., 2014. Green roofs against pollution and climate change. A review. \*Agron. Sustain. Dev.\* 34 \(4\), 695–705. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0230-9>.

Liu, T.C., Shyu, G.S., Fang, W.T., Liu, S.Y., Cheng, B.Y., 2012. Drought tolerance and thermal effect measurements for plants suitable for extensive green roof planting in humid subtropical climates. \*Energy Build.\* 47, 180–188. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2011.11.043>.

Marquardt, D.W., 1963. An algorithm for least-squares estimation of nonlinear parameters. \*J. Soc. Ind. Appl. Math.\* 11 \(2\), 431–441. <https://doi.org/10.1137/0111030>.

Mentens, J., Raes, D., Hermy, M., 2006. Green roofs as a tool for solving the rainwater runoff problem in the urbanized 21st century? \*Landsc. Urban Plan.\* 77 \(3\), 217–226. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.02.010>.

Monteith, J.L., 1981. Evaporation and surface-temperature. \*Q. J. R. Meteorol. Soc.\* 107 \(451\), 1–27. <https://doi.org/10.1256/smsqj.45101>.

Monterusso, M.A., Rowe, D.B., Rugh, C.L., 2005. Establishment and persistence of Sedum spp. and native taxa for green roof applications. \*Hortscience\* 40 \(2\), 391–396. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.40.2.391>.

Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models part I – a discussion of principles. \*J. Hydrol.\* 10 \(3\), 282–290. \[https://doi.org/10.1016/0022-1694\\(70\\)90255-6\]\(https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6\).

Palla, A., Gnecco, I., Lanza, L.G., 2012. Compared performance of a conceptual and a mechanistic hydrologic models of a green roof. \*Hydrol. Process.\* 26 \(1\), 73–84. <https://doi.org/10.1002/hyp.8112>.

Palla, A., Sansalone, J.J., Gnecco, I., Lanza, L.G., 2011. Storm water infiltration in a monitored green roof for hydrologic restoration. \*Water Sci. Technol.\* 64 \(3\), 766–773. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.171>.

Perez-Harguindeguy, N., Diaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., et al., 2013. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. \*Aust. J. Bot.\* 61 \(3\), 167–234. <https://doi.org/10.1071/AT12225>.

Qin, H.-P., Peng, Y.-N., Tang, Q.-L., Yu, S.-L., 2016. A HYDRUS model for irrigation management of green roofs with a water storage layer. \*Ecol. Eng.\* 95, 399–408. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.077>.

Rieger, M., Litvin, P., 1999. Root system hydraulic conductivity in species with contrasting root anatomy. \*J. Exp. Bot.\* 50 \(331\), 201–209. <https://doi.org/10.1093/jxbbot/50.331.201>.

Rosatto, H., Meyer, M., Laureda, D., Cazorla, L., Barrera, D., et al., 2013. Water retention efficiency of green roof systems in "extensive" and "intensive" type covers. \*Rev. Fac. Cienc. Agrar.\* 45 \(1\), 169–183.

Sailor, D.J., 2008. A green roof model for building energy simulation programs. \*Energy Build.\* 40 \(8\), 1466–1478. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2008.02.001>.

Savi, T., Andri, S., Nardini, A., 2013. Impact of different green roof layering on plant water status and drought survival. \*Ecol. Eng.\* 57, 188–196. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.048>.

Schaap, M.G., Leij, F.J., van Genuchten, M.T., 2001. ROSETTA: a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. \*J. Hydrol.\* 251 \(3–4\), 163–176. \[https://doi.org/10.1016/S0022-1694\\(01\\)00466-8\]\(https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00466-8\).

Skala, V., Dohnal, M., Votrubova, J., Jelinkova, V., 2019. The use of simple hydrological models to assess outflow of two green roof systems. \*Soil Water Res.\* 14 \(2\), 94–103. <https://doi.org/10.17221/138/2018-SWR>.

Skerget, L., Tadeu, A., Brebbia, C.A., 2018. Transient numerical simulation of coupled heat and moisture flow through a green roof. \*Eng. Anal. Bound. Elem.\* 95, 53–68. <https://doi.org/10.1016/j.enganabound.2018.06.018>.](https://doi.org/10.1016/j.</a></p>
</div>
<div data-bbox=)

- Starry, O., Lea-Cox, J.D., Kim, J., van Iersel, M.W., 2014. Photosynthesis and water use by two *Sedum* species in green roof substrate. *Environ. Exp. Bot.* 107, 105–112. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2014.05.014>.
- Soulis, K.X., Valiantzas, J.D., Ntoulas, N., Kargas, G., Nektarios, P.A., 2017. Simulation of green roof runoff under different substrate depths and vegetation covers by coupling a simple conceptual and a physically based hydrological model. *J. Environ. Manage.* 200, 434–445. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.012>.
- Tabares-Velasco, P.C., Srebric, J., 2012. A heat transfer model for assessment of plant based roofing systems in summer conditions. *Build. Environ.* 49, 310–323. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.07.019>.
- van Genuchten, M.T., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44 (5), 892–898. <https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x>.
- van Woert, N.D., Rowe, D.B., Andresen, J.A., Rugh, C.L., Fernandez, R.T., Xiao, L., 2005. Green roof stormwater retention: effects of roof surface, slope, and media depth. *J. Environ. Qual.* 34 (3), 1036–1044. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.0364>.
- Vesuviano, G., Stovin, V., 2013. A generic hydrological model for a green roof drainage layer. *Water Sci. Technol.* 68 (4), 769–775. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.294>.
- Vogel, T., Gerke, H.H., Zhang, R., van Genuchten, M. Th., 2000. Modeling flow and transport in a two-dimensional dual permeability system with spatially variable hydraulic properties. *J. Hydrol.* 238, 78–89.
- Vogel, T., Brezina, J., Dohnal, M., Dusek, J., 2010b. Physical and numerical coupling in dual-continuum modeling of preferential flow. *Vadose Zone J.* 9 (2), 260–267. <https://doi.org/10.2136/vzj2009.0091>.
- Vogel, T., Dohnal, M., Dusek, J., Votrubova, J., Tesar, M., 2013. Macroscopic modeling of plant water uptake in a forest stand involving root-mediated soil water redistribution. *Vadose Zone J.* 12 (1). <https://doi.org/10.2136/vzj2012.0154>.
- Vogel, T., Dohnal, M., Votrubova, J., 2011. Modeling heat fluxes in macroporous soil under sparse young forest of temperate humid climate. *J. Hydrol.* 402 (3–4), 367–376. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.03.030>.
- Vogel, T., Sanda, M., Dusek, J., Dohnal, M., Votrubova, J., 2010a. Using Oxygen-18 to study the role of preferential flow in the formation of hillslope runoff. *Vadose Zone J.* 9 (2), 252–259. <https://doi.org/10.2136/vzj2009.0066>.
- Vogel, T., Votrubova, J., Dusek, J., Dohnal, M., 2016. Mesoscopic aspects of root water uptake modeling – hydraulic resistances and root geometry interpretations in plant transpiration analysis. *Adv. Water Resour.* 88, 86–96. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2015.12.006>.
- Wolf, D., Lundholm, J.T., 2008. Water uptake in green roof microcosms: effects of plant species and water availability. *Ecol. Eng.* 33 (2), 179–186. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.02.008>.
- Yang, W.Y., Li, D., Sun, T., Ni, G.H., 2015. Saturation-excess and infiltration-excess runoff on green roofs. *Ecol. Eng.* 74, 327–336. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.10.023>.
- Zwieniecki, M.A., Boersma, L., 1997. A technique to measure root tip hydraulic conductivity and root water potential simultaneously. *J. Exp. Bot.* 48 (307), 333–336. <https://doi.org/10.1093/jxb/48.2.333>.