

Přínosy a rizika využití kalů malých ČOV po zpracování kompostováním k produkci vybraných druhů zeleniny

MILOŠ ROZKOŠNÝ, HANA HUDCOVÁ

Klíčová slova: domovní ČOV – malé ČOV – čistírenský kal – kompostování kalu – využití kompostu – nádobové pokusy – zelenina

ABSTRAKT

Cílem studie, jejíž výsledky přináší tento článek, bylo posoudit možnost zjednodušení postupů úpravy a stabilizace čistírenských kalů z malých komunálních zdrojů znečištění (domovní a malé čistírny odpadních vod do cca 1 000 EO) v místě jejich vzniku a jejich následné využití, a to prostřednictvím extenzivního kompostování. Výsledky prokázaly přínos aplikace kompostů ze zákládek s kaly malých čistíren odpadních vod (ČOV) na zvýšení produkce sledovaných druhů zeleniny. Avšak zejména u hlávkového salátu došlo k vyššímu přenosu vybraných rizikových prvků. Pro pěstování listové zeleniny tedy použití kompostů s kaly nedoporučujeme. Naopak u plodové zeleniny toto riziko nevzniklo. Pro praktické využití je nutné ještě posoudit míru přenosu dalších znečišťujících látek, jako jsou rezidua léčiv, mikroplasty apod.

ÚVOD

Kaly z čištění odpadních vod představují cenný zdroj nutrientů, ale zároveň obsahují řadu rizikových prvků, organických polutantů a jiných látek. Současně jsou v surovém stavu zatíženy poměrně značným mikrobiálním znečištěním. V rámci zásad cirkulární ekonomiky jsou dlouhodobě studovány možnosti omezení jejich kontaminace, možnosti jejich stabilizace a zpracování do substrátů využitelných v zemědělství anebo v péči o zelené plochy a zeleň obecně. Omezení využití čistírenských kalů v evropských zemích uvádí práce [1]. Souhrnný přehled o omezeních pro aplikace kalů v zemědělství, které vychází ze stále platné evropské směrnice z osmdesátých let 20. století, a přehled nakládání s kaly v členských zemích EU k roku 2019 uvádí práce Hudcové a kol. [2]. Přímé využití kalů a nepřímé, po zpracování kompostováním, je v členských zemích EU velmi rozdílné a odpovídá i lokálním podmínkám a tomu, jak jednotlivé země přistupují k rizikům využití kalů na půdy. Hlavním nebezpečím spojeným s aplikací kalů na zemědělské půdě je potenciální dlouhodobá akumulace toxických látek [3], jež pak mohou být přijímány plodinami. Jednou z možností předúpravy kalů a dalších odpadů z procesů čištění vod, která by měla přinést úpravu jejich vlastností, je kompostování [4, 5].

Kompostované kaly jsou zdrojem celé řady živin pro růst rostlin (např. fosforu, dusíku), organické hmoty a mikroorganismů pro půdu užitečných. Při jejich používání dochází ke snížení spotřeby hnojiv a pesticidů a zlepšení fyzikálních a biologických vlastností půdy, ale současně při nadměrné aplikaci může docházet k hromadění těžkých kovů v povrchových vrstvách půdy [6]. Při kompostování, což je aerobní biologický rozklad a stabilizace organických substrátů, dochází k vývoji mikrobiálních populací, které způsobují četné fyzikálně-chemické změny

ve směsi. Kompostování může snížit objem směsi o 40–50 %, účinně zničit patogeny metabolickým teplem vytvářeným termofilní fází, degradovat velké množství nebezpečných organických polutantů a poskytnout konečný produkt, který lze použít jako zdroj organické hmoty, pomalu se uvolňujících živin a stopových prvků pro půdu [7–12]. Čistírenské kaly jsou často kompostovány před aplikací do půdy také s cílem snížení dostupnosti těžkých kovů, neboť při tomto procesu dochází k mineralizaci organických sloučenin, které řídí dostupnost kationtů rostlinám [13].

Ve vědecké literatuře existuje obecný konsensus, že aerobní procesy kompostování zvyšují komplexaci těžkých kovů v reziduích organického odpadu a že kovy jsou silně vázány na matici kompostu a organické látky, které omezují jejich rozpustnost a potenciální biologickou dostupnost v půdě. Nejsilněji vázáno je Pb, nejslaběji Ni a Zn, Cu a Cd, jež vykazují střední sorpční charakteristiky. Dostupnost kovů klesá s dobou kompostování a zrání [14].

Cílem studie, jejíž výsledky přináší tento článek, bylo posoudit možnost zjednodušení postupů úpravy a stabilizace čistírenských kalů z malých komunálních zdrojů znečištění (domovní a malé ČOV do cca 1 000 EO) v místě jejich vzniku a jejich následné využití, a to prostřednictvím extenzivního kompostování. Výsledkem práce mělo být také posouzení přínosů a rizik při aplikaci výsledných kompostů pro pěstování vybraných druhů plodin (zeleniny) také v komunitním měřítku. Studie tak měla doplnit informace pro rozhodování, je-li možné uvažovat o jiném způsobu lokálního zpracování a využití kalů z uvedených typů a velikostí ČOV, než je standardní postup spočívající v pravidelném vyvážení na větší ČOV s kalovým hospodářstvím.

METODIKA

Pro prezentovanou studii vlivu kompostování kalů a odpadů z kořenových čistíren na přenos nutrientů a polutantů do vybraných druhů zeleniny byly využity kaly a odpady z domovních a malých ČOV dvěma základními technologiemi – aktivačních ČOV a kořenových ČOV. Podrobnější popis čištění, které jsou předmětem dlouhodobého výzkumu, stejně jako přehled závěrů z podrobných rozborů jejich kalů, uvádějí autoři v publikacích [15, 16].

Zakládka a složení experimentálních kompostů

S ohledem na simulaci možného reálného průběhu zpracování kalů z domovních a malých ČOV v rámci kompostování s dalšími organickými materiály

z menších zdrojů (domovní biodpad, komunitní biodpad), zvolili jsme provedení kompostování v plastových kompostérech o objemu několika set litrů (obr. 1) a v maloprosorových lichoběžníkových zakládkách podobného objemu s překrytím vhodnou fólií.

V prvním roce byly v plastových kompostérech o objemu 500 litrů založeny dva komposty – jeden s kalem z domovní aktivační ČOV (označen K-AČ) a druhý s kalem kořenové čistírny (označen 1 K-KČ). V případě kalu z kořenové ČOV byla připravena ještě jedna experimentální zakládka, a to ve formě lichoběžníkové hromady pod fólií, o objemu 4 000 litrů. Kompost byl označen jako 2 K-KČ. Vrstvy kalů v celkovém objemu, který odpovídal zásadám stanoveným ČSN týkající se kompostování, tedy maximální obsah kalu do 40 % zakládky, byly proloženy vrstvami trávy ze sečení, vrstvami štěpky ze zpracování dřevní hmoty a v případě kořenové ČOV také doplňkovými vrstvami makrofytní vegetace z kořenových filtrů čistírny (rákos s příměsí kosatce a zblochanu). Poměr vstupních materiálů odpovídal požadavku na doporučený poměr C/N, který je uváděn v rozpětí 20 až 30/1 [17, 18], přičemž přidávání zelené a dřevní hmoty při kompostování čistírenských kalů mělo za cíl zvýšit podíl C/N [19].

Ve druhém roce byly komposty založeny v hromádkách lichoběžníkového průřezu krytých PE černou nepropustnou fólií o objemu cca 300 litrů s využitím kalů dvou velikostí kořenových ČOV (domovní – kompost K-3 a komunální – kompost K-4). Uložení vrstev bylo následující: spodní vrstva 10 cm – zavadlá tráva, nad ní 5cm vrstva kalu z kořenové ČOV (sušina kalu cca 14 %), nad to 15cm vrstva – zavadlá tráva, dále 5cm vrstva kalu z kořenové ČOV (sušina kalu cca 14 %) a vrchní vrstvu tvořila 10cm vrstva zavadlých makrofytní. Popis komunální kořenové ČOV uvádí práce Rozkošného a kol. [20].



Obr. 1. Velkoobjemové kontejnery využívané pro komunitní kompostování (vlevo); jeden z výsledných kompostů pro nádobové pokusy (vpravo)

Fig. 1. Composting containers used for community composting (left); one of the final compost mixtures for the container trials (right)

Během procesu kompostování byla sledována teplota vzduchu v okolí a teplota a vlhkost prostředí v kompostu.

V průběhu kompostování byly odebrány směsné vzorky vznikajícího kompostu k analýzám aktuální míry mikrobiologické kontaminace (enterokoky, fekální koliformní bakterie) a obsahu nutrientů a makroelementů (N, P, K, Ca, Mg, Na) a těžkých kovů (Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn). Dále byla sledována sušina, ztráta žíháním a obsah kultivovatelných mikroorganismů při 22 °C. Odběr vzorků proběhl pro komposty založené v prvním roce po čtyřech a dvanácti měsících od založení, pro komposty založené ve druhém roce po

čtyřech, sedmi a dvanácti měsících od založení. Délka procesu kompostování odpovídala zkušenostem s průběhem extenzivních maloobjemových (domovních, komunitních) kompostů, které se vyznačují delší dobou zrání a stabilizace.

Posouzení vlivu kompostů na produkci vybraných plodin

Posouzení vlivu kompostů na produkci vybraných plodin bylo prováděno pomocí nádobových pokusů. Mezi studované plodiny byly i na základě rešerše vybrány plodiny zastupující různé druhy zeleniny (listová, plodová): hlávkový salát (*Lactuca sativa* L.) – odrůda *Maršalus* (obr. 2) a rajče tyčkové (*Lycopersicon esculentum* Mill.) – odrůda *Tornado* F1 (obr. 3). Hlávkový salát je jednou z nejvíce konzumovaných listových zelenin v syrovém stavu [24] a je řazen mezi rostliny citlivé na těžké kovy [21–23]. Rajčata jsou po bramborách druhou nejdůležitější zeleninou na světě. V roce 2016 činila roční celosvětová produkce 177 mil. tun vypěstovaných na téměř 4,8 mil. ha půdy [24].

Nádobové pokusy pro pěstování vybraných druhů zeleniny

Nádobové pokusy byly navrženy s využitím stejných pětilitrových plastových květináčů s povrchovou plochou 0,031 m². Všechny sady byly umístěny ve stejné lokalitě a ve stejných podmínkách. U každé varianty substrátu (půdy, komposty, směsi půd a kompostů) byla připravena dvě (pokus 1. rok) nebo tři opakování (pokus 2. rok). Substráty byly voleny tak, aby zahrnovaly srovnávací zeminu – úrodná zahradní zemina (černozem – oblast Hustopečsko), v pokusech označená jako ZZ, a degradovaná erodovaná polní zemina (černozem – oblast Hustopečsko), v pokusech označená jako EZ. Dále pak směsi těchto zemín s komposty a pouze komposty. Zeminy a komposty byly před plněním do nádob homogenizovány promícháním a následně byly odebrány podíly do jednotlivých nádob. Materiály byly připraveny v bezdeštném období s následujícími vlhkostmi: pokus 1. rok – zeminy cca 94% sušina, komposty cca 73 %; pokus 2. rok – zeminy cca 94% sušina, komposty cca 74 %. Směsi polní zeminy s komposty byly připraveny tak, že podíl kompostu odpovídal teoretické polní dávce 80 tun kompostu na hektar. Po přepočtu se jednalo o 260 g do jedné pětilitrové nádoby. Množství zeminy do směsí vážilo cca 3 kg. Podíl kompostu ve směsích byl cca 8 %. Kompost byl promíchán se zeminou vždy jednotlivě při plnění každé nádoby se zapracováním do horní vrstvy zeminy do hloubky cca 5 cm (obr. 2).



Obr. 2. Pohled na část nádob z pokusů s výsadbou salátu; patrné je promísení kompostu se zeminou v horní vrstvě cca 5 cm

Fig. 2. View of part of the containers from the lettuce planting pot experiments; mixing of compost with soil in the upper layer of about 5 cm is evident

Zpracování a analýza vzorků zeleniny, půd a kompostů

Sklizeň salátů probíhala po cca jednom měsíci od vysazení sazenic (květen) v době plné zralosti salátových hlávek před jejich přechodem do fáze tvorby květů (obr. 4). Rostliny rajčat byly vysazeny ve stejných termínech jako saláty. Sklizeň plodů rajčat probíhala od prvního výskytu zrajících plodů (červenec) do konce produkce zrajících plodů (září, říjen). Vzorky salátu byly usušeny při pokojové teplotě, jemně rozdrčeny a zhomogenizovány. Sklizené plody rajčat byly váženy v čerstvém stavu a ukládány do mrazáku. Na konci sklizně byly všechny plody z dané rostliny smíchány, zpracovány v laboratoři na homogenní směs a lyofilizovány k odběru podílů vzorků k analýzám. Ke stanovení Al, As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn a Zn byl každý vzorek (přibližně 1g) mineralizován v teflonové nádobce pomocí zařízení (MLS-1200 MEGA) za použití 3 ml koncentrované HNO_3 a 1 ml 30% H_2O_2 . Nádobky se uzavřely a nechal se proběhnout mineralizační cyklus. Po ochlazení se obsah nádobky kvantitativně převedl do 100ml odměrné baňky. Stanovení Al, As, Cd, Cr, Cu, Ni a Pb bylo provedeno metodou atomové absorpční spektrometrie – elektrotermické atomizace (AAS-ETA) na přístroji AANALYST 600 firmy PERKIN ELMER. Stanovení Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn a Zn bylo provedeno metodou plamenové atomové absorpční spektrometrie (AAS-plamen) na přístroji AANALYST 400 firmy PERKIN ELMER. Pro stanovení obsahu jednotlivých kovů byla použita metoda kalibrační křivky. Správnost zjištěných koncentrací byla ověřována pomocí souběžné analýzy interního a referenčního materiálu. Stanovení Hg bylo provedeno na přístroji AMA-254, který byl kalibrován dle manuálu výrobce. Z předem upraveného vzorku byla navážena cca 0,1 g. Zjištěný obsah rtuti odpovídal vždy průměru dvou až tří paralelně prováděných stanovení. Správnost zjištěných koncentrací byla ověřována pomocí souběžné analýzy interního a referenčního materiálu. Homogenizované vzorky použitých kompostů a půd byly lyofilizovány a poté zpracovány způsobem identickým se zpracováním vzorků biomasy. Celkový fosfor byl stanoven pomocí kyvetového testu LCK 348 (fa HACH-LANGE) na spektrofotometru DR 3900 s wolframovou lampou (Vis). Celkový dusík byl stanoven modifikovanou Kjeldahlovou metodou dle ČSN ISO 11261.



Obr. 3. Pohled na část nádob z pokusů s výsadbou rajčat

Fig. 3. View of part of the containers from the tomato planting pot experiments



Obr. 4. Pohled na část nádob z pokusů před sklizní hlávek salátů; v levé části hlávky salátů a rostliny rajčat s plody v substrátu s kompostem, v pravé části v substrátu bez kompostu

Fig. 4. View of part of the planting pot experiment containers; in the left part, lettuce heads and tomato plants with fruits in a substrate with compost, in the right part in a substrate without compost

Posouzení fyto-toxicity kompostů pomocí řeřichového testu

Také v případě využití kalů z malých zdrojů (domovní a malé komunální ČOV) pro zahradnické a zemědělské účely je hlavním zájmem uživatele snížení kontaminace výsledného kalu a zajištění toho, aby použité substráty s obsahem kalů anebo kompostů s nimi nepředstavovaly zdravotní riziko a nebezpečí pro životní prostředí z hlediska toxicity. Tuto skutečnost lze ověřit např. testy fyto-toxicity či únikovými testy žížal [25]. Testy fyto-toxicity existují ve formě směrníc, které vydaly významné environmentální agentury, jako např. US EPA (United States Environmental Protection Agency), OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development), ISO (International Standards Organization), ASTM (American Society for Testing and Materials) a další. Přehled testů fyto-toxicity uvádějí práce z let 2011 a 2019 [26, 2].

Řeřichový test, který byl vybrán pro naši studii, je metoda vyhodnocování intenzity rozkladu organických materiálů a zralosti výsledného kompostu, která byla vypracována ve Výzkumném ústavu rostlinné výroby v Praze pro použití v kompostářské praxi. Jde o biologickou metodu hodnocení fyto-toxicity výluhu vzorku indexem klíčivosti citlivé rostliny – řeřichy seté (*Lepidium sativum*) [27].

Výsledný index klíčivosti je možné získat ze vztahu:

$$IK = \frac{k_v \cdot l_v}{k_k \cdot l_k} [\%]$$

kde: k_v je klíčivost vzorku [%]
 k_k klíčivost kontroly [%]
 l_v průměrná délka kořínků vzorku [mm]
 l_k průměrná délka kořínků kontroly [mm]

Při hodnotách do 50 % index uvádí nepoužitelnost kompostu k přímé aplikaci, od 60 do 80 % dává možnost aplikace s určitým rizikem poškození citlivých rostlin, při hodnotách 80 % a vyšších deklaruje zralý kompost. Je-li index

klíčivosti mezi 60–80 %, lze říci, že kompost je ve fázi přeměny a má nejlepší hnojivý účinek. Nad 80 % tento účinek klesá a vliv humusu je silnější, což znamená, že živiny jsou více vázány. Uvolňování dusíku a fosforu je pomalejší a nedochází k vyplavování živin do podzemních vod [28].

Statistické analýzy byly provedeny pomocí dostupných nástrojů v programu MS Office Excel 2016 a SW R-4.3.2. for Windows s využitím analýzy rozptylu ANOVA po předchozím prověření datových sad na normální rozdělení. Volba postupu a statistických metod odpovídala postupům, které byly použity v podobném pokuse zaměřeném na vliv přídatku kompostů s čistírenskými kaly na substráty pro zahradnické účely [29]. V případě nádobových pokusů probíhalo hodnocení tak, že byly spočítány statistické charakteristiky pro jednotlivé varianty substrátů a plodin ze dvou (1. rok) a tří opakování (2. rok).

VÝSLEDKY A DISKUZE

Složení a kontaminace použitých zemin a kompostů

Obsahy těžkých kovů a arsenu v zeminách použitých v pokusech v obou letech nepřesáhly preventivní a indikační hodnoty dle vyhlášky č. 153/2016 Sb. Z kompostů použitých v 1. roce překročily všechny komposty jak navrženou limitní hodnotu pro Cu v rámci technické zprávy EU [30], tak tu danou národní normou. Komposty překročily také obě limitní hodnoty pro Zn a v případě kompostu K-AČ byla překročena limitní hodnota pro tento prvek také podle ČSN 46 5735 [31]. Komposty K-3 a K-4 použité ve 2. roce nepřekročily žádnou z limitních hodnot navržených v rámci EU a daných normou ČSN 46 5735. Nižší koncentrace mědi a zinku v těchto kompostech (průměrně 218 mg/kg Zn a 65,9 mg/kg Cu oproti hodnotám 1 016 mg/kg Zn a 386 mg/kg Cu v kompostech v 1. roce) byly pravděpodobně způsobeny nižším podílem použitých kalů ve vstupní směsi pro kompostování. Zatížení kalů může být ovlivněno napojením na kanalizační systém, který přináší i smyvy srážkových vod bohatých na tyto kovy v důsledku koroze střešních materiálů.

Co se týče posouzení mikrobiálního znečištění, bylo provedeno pomocí standardních analytických metod pro stanovení indikátorových organismů (*Salmonella* sp., enterokoky, termotolerantní koliformní bakterie) ve vstupních kalech a ve výsledných substrátech z kompostování. Mikrobiální znečištění kalů z domovních čistíren se pohybovalo v rozmezí 2×10^3 až $4,2 \times 10^3$ KTJ/g sušiny vzorků v případě enterokoků a $1,6 \times 10^4$ až 6×10^4 KTJ/g sušiny vzorků v případě termotolerantních koliformních bakterií. Množství termotolerantních koliformních bakterií u kalu z komunální kořenové ČOV se pohybovalo v rozpětí 1×10^5 – 2×10^6 KTJ/g sušiny a množství enterokoků v rozpětí 1×10^4 až 6×10^6 KTJ/g sušiny. Mikrobiální znečištění v čerstvých substrátech z kompostů před jejich využitím do nádobových pokusů bylo nulové pro komposty K-3, K-4 a 1 K-KČ (nulová detekce KTJ na gram sušiny) pro oba indikátory; pro komposty 1 K-AČ a 2 K-KČ v desítkách KTJ na gram sušiny pro enterokoky a v nižších stovkách KTJ na gram sušiny pro FC. U všech kompostů by vyhovělo při posouzení s limity uvedenými v ČSN coby „Kompostování“. Přítomnost *Salmonelly* sp. nebyla detekována ani ve vstupních kalech.

Výsledky testu fytotoxicity

Ze sady kompostů založených ve 2. roce (K-3 a K-4) byly odebrány směsné vzorky a doplněny o kontrolní vzorek (semena klíčící pouze na destilované vodě) pro testy fytotoxicity na semenech řeřichy. Vzorky kompostů již byly stabilizované, nevykazovaly změny v mikrobiální kontaminaci a obsahu těžkých kovů a makroelementů. Řeřichový test byl proveden ve dvou ředěních, a to $5 \times 10 \times$ sušina (%). Pro každý vzorek bylo použito 10 Petriho misek s 8 semeny, celkem tedy 80 semen. Po 24 hodinách byl v každé Petriho misce zjištěn počet vyklíčených semen a změřeny délky všech kořínků.

Některé vegetativní reakce, jako je test klíčivosti semen či prodloužení růstu kořenů a semenáčků, se běžně používají k posouzení nadměrné toxicity organických a anorganických sloučenin v různých substrátech [32]. Průměrná klíčivost v našem pokuse byla zjištěna 7,5; 7,5; 7,7 a 7,8 semen z 10 pro jednotlivé připravené směsi kompostů a zemin a 7,8 pro kontrolní sadu. Analýza ANOVA ukázala, že nelze zamítnout nulovou hypotézu o rovnosti středních hodnot směsí a kontrolní sady na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ ($p < 0,05$). Rozptyl délek kořínků mezi minimálními a maximálními hodnotami pro připravené směsi se pohyboval vesměs ve stejném intervalu 4,0 až 9,0 cm s průměrnými hodnotami 6,6; 6,8; 6,2 a 5,8 cm. Nejmenší průměrné délky (5,4 cm) dosáhly klíčky z kontrolní sady. Z výsledků testu fytotoxicity tedy vyplývá, že použité směsi byly stabilizované, bez negativního dopadu na klíčení semen řeřichy. Hodnoty indexu IK se pohybovaly v rozmezí 107 až 118 pro všechny čtyři směsi.

Vliv aplikace kompostů na změnu výnosu užitkových částí plodin

V případě nádob se sazenicemi salátu byl sledován rozdíl v hmotnosti nadzemní části (listy) narostlé hlávky salátu bez poškozených a suchých listů na okraji. V obou letech byl prokázán statisticky významný rozdíl ve hmotnosti čerstvé biomasy (ANOVA, hladina alfa 0,05). V prvním roce byla průměrná hmotnost čerstvé hlávky salátu 15,7 g při použití zeminy EZ a 61,2 g při použití zeminy ZZ. V nádobách se 100% kompostovými substráty byly průměrné hmotnosti čerstvých hlávek salátů 77,5 g (1 K-KČ), 82,8 g (1 K-AČ) a 99,1 g (2 K-KČ). 8% přídatku kompostů do nekalitní zeminy přispěl k podstatnému zvýšení výnosu. Průměrné hmotnosti čerstvých hlávek byly 104 g (směs s 1 K-AČ), 105 g (směs s 1 K-KČ) a 95,2 g (2 K-KČ) gramů. Jde o zvýšení až o 85 % oproti EZ a o 36 až 41 % oproti kvalitní zemině ZZ. Pokus ve druhém roce potvrdil tyto výsledky. Průměrná hmotnost čerstvé hlávky salátu byla při použití EZ 81,4 g tedy mnohem vyšší než v 1. roce. EZ použitá v tomto roce však obsahovala o 38 % více organických látek ve srovnání s EZ použitou v 1. roce. V nádobách se 100% kompostovými substráty byly průměrné hmotnosti čerstvých hlávek salátů 154 g (K-3) a 108 g (K-4). Při použití kompostu K-3 došlo ke zvýšení průměrného výnosu o 47 %, při použití kompostu K-4 o 25 %. 8% příměs kompostů do zeminy znamenala zvýšení průměrných výnosů o 27 % (kompost K-3) a o 14 % (kompost K-4) na hodnoty 111 g (K-3) a 95,3 g (K-4). Z obr. 4 je patrný rozdíl ve velikosti hlávek salátu v návaznosti na využití kompostu do pěstebních substrátů.

U rostlin rajčat byl posouzen vliv pěstování ve 100% kompostových substrátech a v zeminách s příměsí těchto substrátů na počet plodů získaných v průběhu vegetační sezony a celkovou hmotnost plodů. Plody byly sklizeny ve zralosti průběžně po celou sezónu, váženy a uchovávány pro přípravu výsledné směsi k analýzám. Z nádobového pokusu v 1. roce vyplývá, že nejnižší počet plodů měla rajčata pěstovaná v nekalitní zemině EZ (cca 13 plodů z rostliny). Výnos z černozemě ZZ (průměrně cca 25 plodů z rostliny) byl srovnatelný s výnosem rajčat rostoucích v substrátu 100% kompostu (průměrně cca 30 plodů z rostliny pro všechny využitě komposty). 8% příměs kompostů do zeminy EZ zvýšila průměrný výnos ze 13 plodů na rostlinu na 20 plodů. Nádobový pokus ve druhém roce potvrdil nejvyšší průměrné výnosy ze 100% kompostových substrátů, cca 25 plodů na rostlinu. Výnos z EZ se pohyboval okolo 15 plodů. Oproti výsledkům z pokusu 1. roku nepřineslo přidání kompostových substrátů do této zeminy významné zvýšení výnosu. Průměrné výnosy z těchto směsí zůstaly na úrovni okolo 15 plodů na rostlinu. Nejnižší celkovou hmotnost měly v prvním roce plody z rostlin pěstovaných v erodované zemině (průměrně cca 300 g na rostlinu). Ve 100% kompostových substrátech byla průměrná hmotnost plodů na rostlinu 645 g pro K-AČ, 755 g pro 1 K-KČ a 650 g pro 2 K-KČ. Příměs všech druhů kompostů do EZ zvýšila průměrné hmotnostní výnosy na hodnoty 410 až 495 g, tedy na úroveň kvalitní černozemě ZZ (průměr 450 g na rostlinu). Analýza hmotnosti plodů z pokusu 2. roku kopírovala poznatky z analýzy počtu plodů. U 100% kompostových směsí byly průměrné hmotnosti plodů na rostlinu 700 až 800 g.

Obsah vybraných nutrientů a prvků v užitkových částech plodin

Hodnocení bylo provedeno pro P, N, K, Na, Ca a Mg. Obsah prvků byl změřen v sušených či lyofilizovaných vzorcích, viz výše, a stanoven na kilogram sušiny. Následně byly tyto hodnoty přepočítány pomocí hodnot sušiny na čerstvou hmotu, a to jak pro biomasu listů hlávek salátů, tak pro biomasu plodů z rostlin rajčat. U plodů rajčat byl statisticky významný rozdíl v obsahu zjištěn pro P, Ca, K, Na (oba nádobové pokusy 1. i 2. rok) a pro N a Mg (nádobový pokus z 2. roku). U listů salátů byl statisticky významný rozdíl v obsahu zjištěn pro K a Ca (nádobový pokus z 1. roku), který však u pokusu v následujícím roce nebyl potvrzen. Naopak v tomto roce byl zjištěn statisticky významný rozdíl pro N, P a Na.

Obsah nutrientů byl v listech z hlávek salátů (obr. 5 a 7) a také v plodech rajčat (obr. 6 a 8) srovnatelný u obou nádobových pokusů. Obsahy vybraných nutrientů se mezi biomasou hlávek salátů a biomasou plodů z rostlin rajčat liší v celkových číslech zejména proto, že obě biomasy mají velmi rozdílné sušiny. V případě biomasy ze salátů se sušina pohybuje okolo průměrné hodnoty 91 %, v případě biomasy z rajčat kolem průměrné hodnoty 8 % (7 až 11 %). Rozdíly v obsahu nutrientů v biomase salátů a rajčat z nádob s jednotlivými substráty jsou patrné z grafů na obr. 5–8. Díky přepočtu na čerstvou hmotu jsou rozdíly např. v obsahu N a K vyšší u biomasy ze salátů. Využití substrátů z kompostování přineslo průkazně vyšší obsah P, Na a naopak nižší obsah Ca v plodech rajčat, a to v případě využití kompostu jako příměsi. V nádobovém pokuse ve 2. roce byl tento rozdíl zjištěn jen u čistých substrátů z kompostování. Týkalo se to i zvýšení obsahu N v biomase (obr. 8). Podobně byl průkazně vyšší obsah všech prvků s výjimkou Ca (u něj naopak snížení obsahu) zjištěn u biomasy salátů z nádobového pokusu ve 2. roce (obr. 7).

Obsah rizikových prvků v užitkových částech plodin

Hodnocení bylo provedeno pro tyto těžké kovy a prvky: Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb a Zn. Analytický postup stanovení obsahu v biomase a převod na hodnotitelné výsledky pro čerstvou hmotu byl stejný jako v případě elementů uvedených v předchozí dílčí kapitole.

Tyto výsledky byly porovnány s limitními obsahy stanovenými v následujících předpisech:

1. Nařízení Komise (ES) č. 1881/2006 (dále jen „nařízení“) stanovující limity 0,2 mg/kg Cd, 0,3 mg/kg Pb.
2. Národní předpis – Vyhláška č. 53/2002 Sb. (dále jen „vyhláška“), stanovující limity (v mg/kg čerstvé hmoty): 0,5 As, 0,2 Cd, 0,2 Cr, 10 Cu, 50 Fe, 0,03 Hg, 2,5 Ni, 0,3 Pb, 25 Zn. Vyhláška byla z důvodu vstupu do Evropského společenství zrušena k 1. srpnu 2004. Stále však umožňuje posoudit a porovnat míru kontaminace pro více kovů, než uvádí nařízení, kde jsou limity stanoveny pouze pro kadmium a olovo.

Pro plody rajčat nebylo u jednotlivých rostlin zjištěno překročení limitních hodnot daných nařízením ani pro Cd, ani pro Pb, a to v obou nádobových pokusech. Také nebylo zjištěno překročení starších, již neplatných limitů daných vyhláškou pro žádný sledovaný prvek. Z porovnání průměrných hodnot u jednotlivých variant substrátů (tab. 1 a 2) vyplývá, že také nebyly překročeny žádné limitní obsahy rizikových prvků. U plodů rajčat byl statisticky významný rozdíl v obsahu zjištěn pro Zn, Cu a Cr (oba nádobové pokusy), pro Ni, Mn a Cd (nádobový pokus z 2. roku) a pro Al (nádobový pokus z 1. roku).

Tab. 1. Průměrné hodnoty těžkých kovů a arsenu v plodech rajčat v nádobovém pokuse v 1. roce (v mg/kg čerstvé hmoty)

Tab. 1. Average values of heavy metals and arsenic in tomatoes grown in the first year pot experiment (in mg/kg of fresh matter)

| Půda/směs | Al | As | Cd | Cr | Cu | Fe | Hg | Mn | Ni | Pb | Zn |
|------------------------|------|-------|-------|-------|------|-----|---------|------|------|-------|-----|
| ZZ | 0,55 | 0,015 | 0,013 | 0,039 | 0,41 | 2,9 | < 0,001 | 0,55 | 0,05 | 0,007 | 1,5 |
| EZ | 0,62 | 0,017 | 0,014 | 0,062 | 0,58 | 2,7 | < 0,001 | 0,62 | 0,08 | 0,008 | 1,6 |
| 1 K-AČ | 0,76 | 0,020 | 0,008 | 0,068 | 0,81 | 4,5 | < 0,001 | 0,76 | 0,10 | 0,010 | 3,1 |
| 1 K-KČ | 0,66 | 0,018 | 0,004 | 0,026 | 0,89 | 4,7 | < 0,001 | 0,98 | 0,04 | 0,015 | 3,2 |
| 2 K-KČ | 0,62 | 0,017 | 0,002 | 0,017 | 0,80 | 4,2 | < 0,001 | 0,62 | 0,10 | 0,008 | 3,0 |
| EZ & 1 K-AČ | 0,52 | 0,014 | 0,006 | 0,022 | 0,59 | 4,1 | < 0,001 | 0,52 | 0,03 | 0,007 | 1,8 |
| EZ & 1 K-KČ | 0,60 | 0,038 | 0,003 | 0,024 | 0,66 | 4,1 | < 0,001 | 0,60 | 0,03 | 0,008 | 2,3 |
| EZ & 2 K-KČ | 0,55 | 0,015 | 0,001 | 0,015 | 0,65 | 2,8 | < 0,001 | 0,55 | 0,07 | 0,011 | 1,7 |

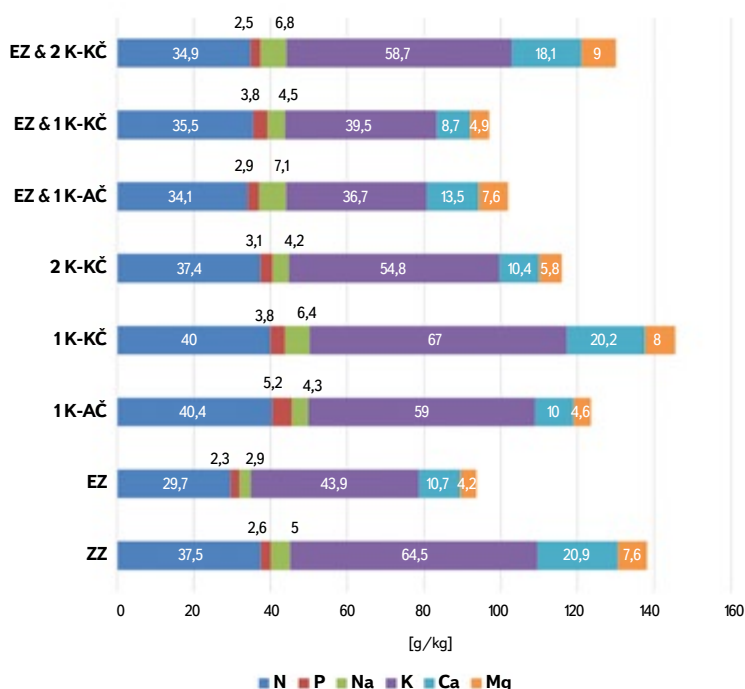
Pozn. Limitní hodnoty, využití pro posouzení kontaminace, jsou uvedeny u tab. 3.

Tab. 2. Průměrné hodnoty těžkých kovů a arsenu v plodech rajčat v nádobovém pokuse ve 2. roce (v mg/kg čerstvé hmoty)

Tab. 2. Average values of heavy metals and arsenic in tomatoes grown in the second year pot experiment (in mg/kg of fresh matter)

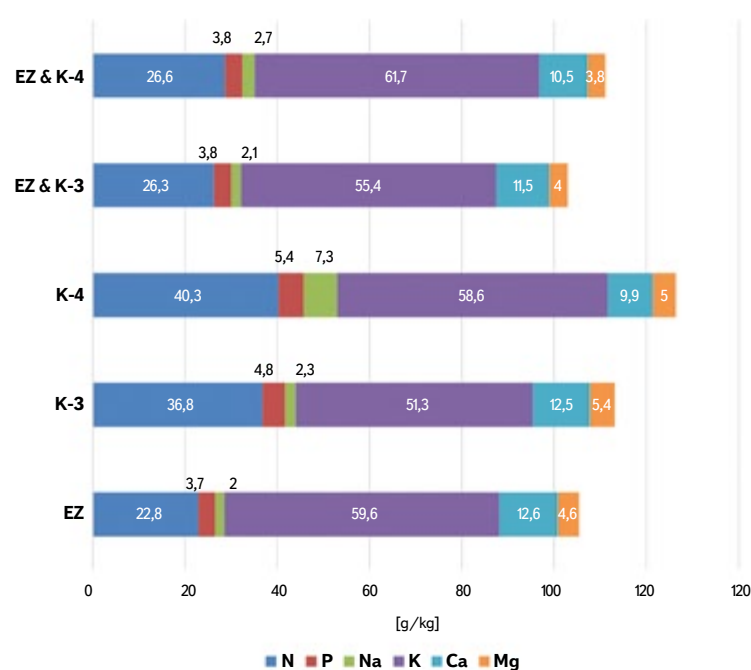
| Půda/směs | Al | As | Cd | Cr | Cu | Fe | Hg | Mn | Ni | Pb | Zn |
|---------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-----|---------|-------|-------|-------|-----|
| EZ | 2,11 | 0,020 | 0,012 | 0,019 | 0,341 | 3,1 | < 0,001 | 0,755 | 0,028 | 0,012 | 1,3 |
| K-3 | 3,59 | 0,018 | 0,002 | 0,018 | 0,484 | 4,2 | < 0,001 | 0,683 | 0,036 | 0,009 | 2,0 |
| K-4 | 2,40 | 0,026 | 0,002 | 0,124 | 0,517 | 3,1 | < 0,001 | 0,989 | 0,038 | 0,009 | 2,1 |
| EZ & K-3 | 3,26 | 0,021 | 0,009 | 0,314 | 0,367 | 4,3 | < 0,001 | 1,42 | 0,043 | 0,008 | 1,3 |
| EZ & K-4 | 0,585 | 0,016 | 0,007 | 0,007 | 0,340 | 4,0 | < 0,001 | 0,832 | 0,088 | 0,008 | 1,4 |

Pozn. Limitní hodnoty, využití pro posouzení kontaminace, jsou uvedeny u tab. 4.



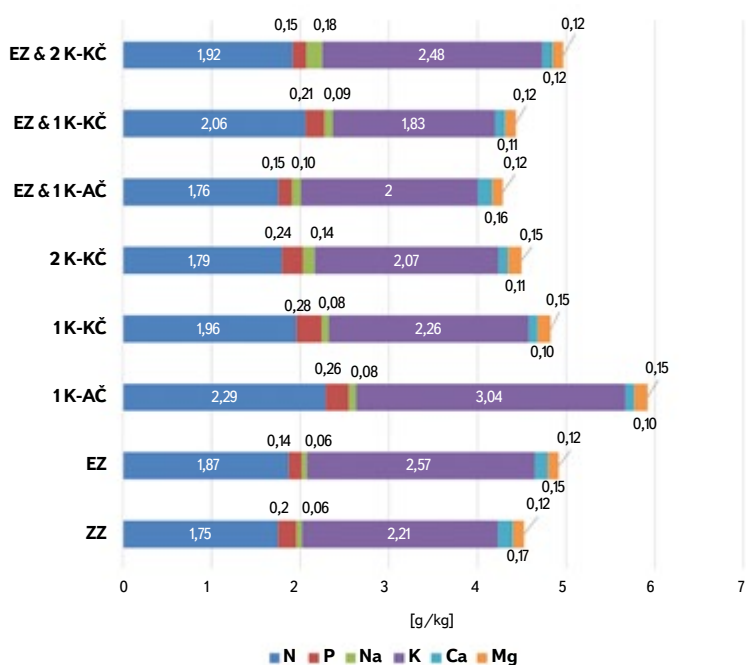
Obr. 5. Průměrný obsah vybraných nutrientů v hlávkách salátu v g/kg čerstvé biomasy (nádobový pokus 1. rok)

Fig. 5. Average content of nutrients in lettuce heads grown within the first-year pot experiment in g/kg of fresh biomass



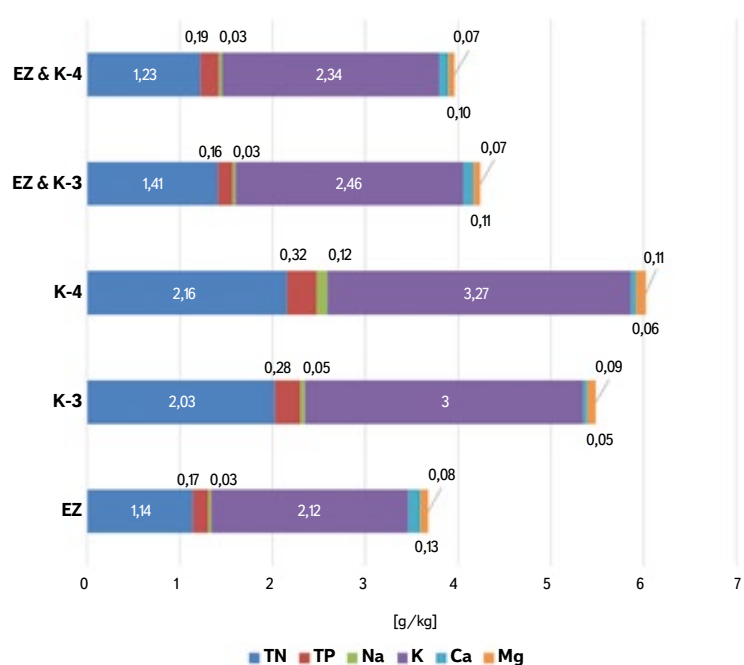
Obr. 7. Průměrný obsah vybraných nutrientů v hlávkách salátu v g/kg čerstvé biomasy (nádobový pokus 2. rok)

Fig. 7. Average content of nutrients in lettuce heads grown within the second-year pot experiment in g/kg of fresh biomass



Obr. 6. Průměrný obsah vybraných nutrientů v plodech rajčat v g/kg čerstvé biomasy (nádobový pokus 1. rok)

Fig. 6. Average content of selected nutrients in tomatoes grown within the first-year pot experiment in g/kg of fresh biomass



Obr. 8. Průměrný obsah vybraných nutrientů v plodech rajčat v g/kg čerstvé biomasy (nádobový pokus 2. rok)

Fig. 8. Average content of selected nutrients in tomatoes grown within the second-year pot experiment in g/kg of fresh biomass

Analýza, jež porovnávala pouze náplně nádob skládající se zcela ze zeminy nebo kompostů, stanovila statisticky významný rozdíl v obsahu pro Cd (nádobový pokus z 2. roku) a pro Al, As a Zn (nádobový pokus z 1. roku). V případě analýzy pro pokus z 1. roku však platilo, že analýza byla ovlivněna velikostí rozptýlu obou hodnot z dvojic plodin, přičemž střední hodnoty ležely blízko sebe.

Pro listy salátů bylo zjištěno překročení limitních hodnot ve všech vzorcích listů pro kadmium z nádobového pokusu 2. roku a ve všech vzorcích z nádobového pokusu 1. roku s výjimkou nádob plněných kompostem K-AČ a kompostem K-KČ. Překročení platilo pro vzorky ze všech vstupních zemin. Patrně bylo způsobeno zatížením těchto zemin kadmiiem. Při hodnocení podle limitů z vyhlášky bylo stanoveno překročení v obou nádobových pokusech pro Zn, Fe, Cr a ze vzorků 2. roku také v několika případech pro Ni a Hg. V případě Hg se jednalo o vzorky z nádob s použitím kompostu K-4 do směsi. V případě Ni šlo o dva vzorky ze tří ze sady nádob se vstupní zeminou a o dva vzorky ze tří nádob se směsí vstupní zemina a kompost K-4. Na rozdíl od pokusu z 2. roku bylo ve dvou vzorcích pokusu z 1. roku stanoveno překročení limitní hodnoty pro Cu a pro Hg. Vždy však šlo pouze o jeden vzorek ze dvojice. Nelze tak konstatovat, že některá

směs substrátu vykazala vyšší přenos daných prvků do listů. V případě porovnání průměrných hodnot z jednotlivých variant substrátů (tab. 3 a 4) vyplývá, že u Cr a Zn byly překročeny limitní obsahy ve všech variantách substrátů. U Ni bylo zjištěno překročení průměrných hodnot u erodované zeminy a směsi erodovaná zemina a kompost K-4 z pokusu 2. roku. Celkově shrnuto, nejproblematičtější byl výskyt nadlimitních hodnot Cd. V tomto případě byla překročena limitní hodnota v listech již pro vstupní zeminy v obou pokusech. To se projevilo i překročením limitní hodnoty pro směsi zemin a kompostů. Paradoxně, v případě 100% kompostových substrátů, byly průměrné obsahy Cd ve čtyřech z pěti případů pod limitem. Nelze tak jednoznačně prokázat negativní vliv aplikace kompostovaných kalů. Jako neproblematické se z dalších rizikových prvků s limity ukázaly Pb, Cu, As.

Statisticky významný rozdíl v obsahu byl u listů salátů zjištěn pro Cd a Mn (oba nádobové pokusy), Cu (nádobový pokus z 1. roku) a Hg se Zn (nádobový pokus z 2. roku). Analýza, která porovnávala pouze náplně nádob skládající se ze 100 % ze zeminy nebo kompostů, stanovila statisticky významný rozdíl v obsahu u Zn (oba nádobové pokusy) a Cd a Mn (nádobový pokus z 2. roku).

Tab. 3. Průměrné hodnoty těžkých kovů a arsenu v hlávkách salátů v nádobovém pokuse v 1. roce (v mg/kg čerstvé hmoty)

Tab. 3. Average values of heavy metals and arsenic in lettuce grown in the first year pot experiment (in mg/kg of fresh matter)

| Půda/směs | Al | As | Cd | Cr | Cu | Fe | Hg | Mn | Ni | Pb | Zn |
|-------------------------------|------|-------|-------|-------|-------|-----|-------|------|------|-------|------|
| ZZ | 204 | 0,181 | 0,883 | 0,801 | 3,88 | 215 | 0,032 | 37,5 | 1,57 | 0,090 | 48,0 |
| EZ | 120 | 0,138 | 0,431 | 0,268 | 5,80 | 127 | 0,019 | 30,7 | 1,30 | 0,069 | 50,5 |
| 1 K-AČ | 90,1 | 0,180 | 0,126 | 0,487 | 9,41 | 123 | 0,018 | 4,51 | 1,89 | 0,090 | 107 |
| 1 K-KČ | 156 | 0,181 | 0,398 | 0,680 | 7,75 | 161 | 0,021 | 18,4 | 1,30 | 0,091 | 193 |
| 2 K-KČ | 105 | 0,180 | 0,207 | 0,446 | 7,97 | 185 | 0,010 | 4,51 | 0,70 | 0,090 | 151 |
| EZ & 1 K-AČ | 185 | 0,182 | 0,337 | 0,570 | 6,85 | 159 | 0,012 | 28,1 | 2,13 | 0,091 | 92,9 |
| EZ & 1 K-KČ | 116 | 0,184 | 0,197 | 0,463 | 7,59 | 139 | 0,014 | 12,2 | 0,67 | 0,092 | 66,2 |
| EZ & 2 K-KČ | 189 | 0,184 | 0,460 | 0,534 | 5,74 | 200 | 0,012 | 29,8 | 1,34 | 0,092 | 88,9 |
| Limitní hodnoty NK 1881/2006 | | | 0,200 | | | | | | | 0,300 | |
| Limitní hodnoty Vyhl. 53/2002 | | 0,500 | 0,200 | 0,200 | 10,00 | 50 | 0,030 | | 2,50 | 0,300 | 25,0 |

Tab. 4. Průměrné hodnoty těžkých kovů a arsenu v hlávkách salátů v nádobovém pokuse ve 2. roce (v mg/kg čerstvé hmoty)

Tab. 4. Average values of heavy metals and arsenic in lettuce grown in the second year pot experiment (in mg/kg of fresh matter)

| Půda/směs | Al | As | Cd | Cr | Cu | Fe | Hg | Mn | Ni | Pb | Zn |
|-------------------------------|-----|-------|-------|-------|-------|-----|-------|------|------|-------|------|
| EZ | 153 | 0,182 | 0,758 | 0,677 | 6,40 | 144 | 0,022 | 52,4 | 2,84 | 0,091 | 41,6 |
| K-3 | 228 | 0,179 | 0,150 | 0,753 | 6,88 | 246 | 0,015 | 20,7 | 1,90 | 0,090 | 83,4 |
| K-4 | 147 | 0,180 | 0,163 | 0,613 | 6,87 | 165 | 0,040 | 32,0 | 1,81 | 0,090 | 77,2 |
| EZ & K-3 | 132 | 0,183 | 0,658 | 0,627 | 6,77 | 134 | 0,069 | 37,8 | 1,89 | 0,128 | 42,2 |
| EZ & K-4 | 215 | 0,181 | 0,715 | 0,764 | 8,45 | 301 | 0,036 | 44,6 | 4,43 | 0,090 | 74,4 |
| Limitní hodnoty NK 1881/2006 | | | 0,200 | | | | | | | 0,300 | |
| Limitní hodnoty Vyhl. 53/2002 | | 0,500 | 0,200 | 0,200 | 10,00 | 50 | 0,030 | | 2,50 | 0,300 | 25,0 |

Výsledky z provedených nádobových pokusů lze porovnat s výsledky řady podobných studií a pokusů, jež jsou prováděny prakticky ve všech částech světa. Cílem těchto studií a pokusů je ověřit možnost náhrady substrátů z rašeliny a dalších neobnovitelných zdrojů substráty z kompostování, včetně kompostů využitých pro recyklaci čistírenských kalů. V rámci studie [22] autoři provedli nádobový pokus za účelem zkoumání vlivu kompostovaného kalu

z odpadních vod (KKOV) aplikovaného samostatně a ve směsi s chemickým hnojivem na růst a hromadění těžkých kovů v salátu pěstovaném na dvou půdách („Xanthi-Udic Ferrallosol“ a „Typic Purpli-Udic Cambosol“). Pokus zahrnoval kontrolu (hnojivo obsahující N, P a K); kompostovaný kal aplikovaný v poměru 27,54 (KKOV), 82,62 (3KKOV), 165,24 (6KKOV) t/ha; a směs kompostovaného kalu a chemického hnojiva (1/2 KKV + 1/2 NPK). Aplikační dávky byly

stanoveny dle místních doporučených dávek. Aplikace KKOV zvýšila biomasu; obsah Cu, Zn a Pb v salátu; v půdě celkové kovy a kovy extrahované pomocí DTPA. KKOV při dávkách 27,54 a 82,62 t/ha navýšila rostlinnou biomasu méně než samotné NPK hnojivo.

Další studií byla [33], provedená s cílem zhodnotit potenciální možnost použití kompostovaného kalu z ČOV (KKOV) jako alternativu finančně nákladně rašeliny (PE) pro kultivaci salátu (*Lactuca sativa* L.). Bylo připraveno pět substrátů s různým procentuálním zastoupením KKOV a PE v růstovém médiu. Procenta přidavku KKOV k PE byla 0 %, 15 %, 30 %, 50 % a 70 %. Růstová média KKOV + PE měla velmi dobré fyzikální a chemické vlastnosti a významné obsahy rostlinných živin, zejména P, K, Ca a Mg. Největší růstové přírůstky a výtěžnosti byly dosaženy v růstovém médiu s 30% KKOV a 70% PE z celkového objemu. Čerstvá hmotnost nadzemní části, sušina nadzemní části, čerstvá hmotnost kořenů a sušina kořene získané z růstového média s 30% KKOV a 70% PE byly zvýšeny o 56,53 %, 43,93 %, 29,46 % a 67,24 % v porovnání s rašelinovým substrátem. Přidání KKOV jako složky růstového média zvýšilo koncentrace živin (N, P, K, Mg, Ca, Cu, Mn, Zn a Pb) v rostlině salátu. Hladiny stopových prvků v tkáních však byly mnohem nižší než fyto toxické úrovně.

V rámci studie [23] byl proveden pokus ve skleníku se čtyřmi kultivary hlávkového salátu, při kterém porovnávali kompostovaný komunální odpad s perlitem (MSWC + P), kompostovaný kal s perlitem (KKOV + P) a rašelinu s perlitem (rašelina + P). Biometrické parametry rostlin naměřené po 72 dnech růstu ukázaly, že výtěžek rostlin kultivovaných na KKOV + P byl podobný kontrolním rostlinám, nezávisle na kultivaru. Naopak směs MSWC + P všeobecně potlačila tvorbu biomasy, zejména u kultivarů *Murai* a *Patagonia*. V porovnání se směsí rašelina + P, oba kompostové substráty redukovaly akumulaci těžkých kovů v listech, s velkým účinkem u kultivaru *Maximus*. Množství Cd a Pb v jedlé části byla vždy pod limity stanovenými evropskými předpisy.

Autoři výzkumu publikovaného ve studii [34] připravili polní pokus, v jehož rámci pěstovali rajčata na půdě obohacené kalem, půdě hnojené NPK hnojivem a půdě neošetřené. Na půdách obohacených přidavkem kalů bylo ve srovnání s půdou s anorganickým hnojením zjištěno vyšší množství Cd obsaženého v nadzemní části rajčat. Akumulace Cd v plodech byla ve srovnání s ostatními analyzovanými částmi rostlin nízká a očividně se nelišila v závislosti na druhu půdy. Množství Cd v plodech rajčat bylo o řád nižší než v listech.

Dostupnost kovů a jejich akumulace v rajčatech při zvyšujícím se přidavku kalu do půdy byla předmětem studie publikované v práci Elloumi a kol. [35]. Výsledky ukázaly, že se pH půdy snížilo, zatímco zasolení, množství organického C, celkový N, dostupný P a reaktivní formy Na, Ca, K a těžkých kovů se významně navýšily se zvyšujícími se aplikačními dávkami kalu. Ze tří těžkých kovů Zn, Cu a Cr měl Zn největší schopnost přenosu z půdy do rostlin. Byla pozorována nízká translokace kovů z kořenů do listů. Použití dávky 2,5 až 5% čistírenských kalů se v pokuse jeví jako účinná a finančně efektivní metoda pro obnovení úrodnosti půdy.

Zhou a kol. [36] zjistili zřetelné rozdíly v koncentracích těžkých kovů v jedlých částech různých druhů zeleniny pěstovaných na půdě kontaminované těžkými kovy (Pb, Cd, Cu, Zn a As). Koncentrace těžkých kovů klesaly následovně: listová zelenina > stonková zelenina/kořenová zelenina/plodová zelenina > lusková zelenina/melounová zelenina. Schopnost listnaté zeleniny přijímat a hromadit těžké kovy byla nejvyšší a u melounové zeleniny byla nejnižší.

Uvedené studie umožní posoudit rizikovost využití substrátů z kompostování čistírenských kalů z pohledu obsahu rizikových prvků, zejména těžkých kovů, což bylo také předmětem našich pokusů. Kvůli kumulaci těchto prvků v půdách a v biomase při transferu z kalů přes kompost je třeba nalézt vhodné aplikační dávky substrátů, které zajistí splnění limitních hodnot v půdách i biomase, stejně jako omezí možné riziko fyto toxicity. Studie zaměřená na zahradnické substráty [29] pracovala s dávkou kompostovaných kalů pouze 2 kg kompostu s čistírenským kalem 2 až 4 kg na 1 m², které měly pozitivní efekt na půdní vlastnosti a zásobu nutričních prvků pro pěstovanou zeleninu. V našich pokusech jsme

ověřili přínosy a rizika dávek 8 kg 100% kompostů na 1 m², kdy při využití pro pěstování rajčat byla rizika podlimitní. Naopak jako nevhodné se jeví využití podobných substrátů pro listovou zeleninu.

Vedle rizik způsobených obsahem studovaných těžkých kovů a arsenu není možné pominout rizika spojená s výskytem dalších cizorodých látek a mikropolutantů v čistírenských kalech. V práci [16] uvádí náš řešitelský tým přehled reziduí léčiv a dalších mikropolutantů v kalech před a po kompostování. Je zřejmé, že pro řadu těchto látek znamená kompostování jejich redukcí až eliminaci. Styszko a kol. [37] sledovali změny obsahu vybraných léčiv v kalech při jejich zpracování s cílem bezpečného využití. Vedle kompostování jsou studovány další metody zpracování kalů pro substráty využitelné v zemědělství a rekultivacích, a to např. formou přípravy biocharů, např. [38, 39]. Při správném dávkování se jeví tyto postupy jako perspektivní jak z pohledu eliminace řady cizorodých látek (s využitím termických procesů), tak z pohledu obohacení půd organickou hmotou a nutrienty s postupným uvolňováním.

ZÁVĚR

Prezentovaná studie byla zaměřena na prověření možných přínosů a rizik spojených s využitím kalů z domovních a malých ČOV dvou hlavních technologií (aktivační ČOV, kořenová ČOV) v rámci lokální cirkulární ekonomiky, a to jako zdroje nutričních prvků pro pěstování vybraných plodin po jejich zpracování kompostováním, které simulovalo podmínky domácího a komunitního maloobchodového kompostování. Cílem bylo ověřit možné účinky, a poskytnout tak informace pro rozhodování v procesu nakládání s těmito kaly. Převládajícím procesem je vyvážení kalů na větší ČOV s kalovým hospodářstvím. Studie byla realizována také s ohledem na množství se dotazy k možnostem lokálního kompostování těchto kalů a následnému využití kompostů.

Rešerše literatury z podobných výzkumů ukazují, že využití kompostů pro zlepšení půdních vlastností, včetně kompostů, v jejichž zakládkách jsou zahrnuty kaly z čištění komunálních odpadních vod, přispívá k podpoře výnosů plodin a dřevin, a to i různých druhů zeleniny. Při vhodných dávkách nedochází k přenosu rizikových prvků do těchto plodin, nebo jen v míře, která je v souladu s předpisy. Oba prezentované nádobové pokusy potvrdily tyto předpoklady pro rajčata, avšak v případě pěstování hlávkových salátů bylo zjištěno překročení obsahu některých rizikových prvků v biomase. To však bylo ovlivněno také zatížením využitých zemin. Výsledky tedy ukazují, že lokální kompostování se zahrnutím kalů může teoreticky dosáhnout kvalitních produktů, využitelných při pěstování rostlin, ale u vybraných skupin zeleniny to není vhodné (např. u listové zeleniny, jako jsou saláty) a může dojít k nadměrné kontaminaci konzumovaných částí.

Studie přinesla poznatky, z nichž je možné nastavit vhodné podmínky a limity využití kompostů s přidavkem kalů z uvedených skupin ČOV, a to s ohledem na obsah a přenos rizikových prvků. Mikrobiologická kontaminace nebyla sledována, jelikož vstupní analýza kompostů neprokázala nadlimitní kontaminaci, resp. u většiny použitých kompostů byla nulová. Pro praktické využití by však bylo nutné provést studii obsahu a přenosu dalších skupin znečišťujících látek, např. reziduí léčiv, mikroplastů apod.

Poděkování

Příspěvek byl zpracován za finanční podpory projektu SS02030008 „Centrum environmentálního výzkumu: Odpadové a oběhové hospodářství a environmentální bezpečnost“ a s využitím výsledků projektu TH02030532 „Nové postupy úpravy a stabilizace čistírenských kalů z malých komunálních zdrojů“ v rámci jeho implementace.

Literatura

- [1] KELESSIDIS, A., STASINAKIS, A. S. Comparative Study of the Methods Used for Treatment and Final Disposal of Sewage Sludge in European Countries. *Waste Management*. 2017, 32, s. 1186–1195. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.01.012>
- [2] HUDCOVÁ, H., VYMAZAL, J., ROZKOŠNÝ, M. Present Restrictions of Sewage Sludge Application in Agriculture within the European Union. *Soil & Water Research*. 2019, 14(2), s. 104–120. Dostupné z: <https://doi.org/10.17221/36/2018-SWR>
- [3] SINGH, R. P., AGRAWAL, M. Potential Benefits and Risks of Land Application of Sewage Sludge. *Waste Management*. 2008, 28(2), s. 347–358. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.12.010>
- [4] NIELSEN, S., WILLOUGHBY, N. Sludge Treatment and Treatment Wetlands Systems in Denmark. *Water and Environmental Journal*, 2005, 19(4), s. 296–305.
- [5] UGGETTI, E., FERRER, I., LLORENS, E., GÜELL, D., GARCÍA, J. Properties of Biosolids from Sludge Treatment Wetlands for Land Application. In: VYMAZAL, J. (ed.). *Water and Nutrient Management in Natural and Constructed Wetlands*. Springer, 2010, s. 9–20, ISBN 978-90-481-9584-8.
- [6] LIU Y., MA, L., LI, Y., ZHENG, L. Evolution of Heavy Metal Speciation during the Aerobic Composting of Sewage Sludge. *Chemosphere*. 2007, 67(5), s. 1 025–1 032. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.10.056>
- [7] ATIYEH, R. M. a kol. Effects of Vermicomposts and Composts on Plant Growth in Horticultural Container Media and Soil. *Pedobiologia*. 2000, 44(5), s. 579–590. Dostupné z: [https://doi.org/10.1078/S0031-4056\(04\)70073-6](https://doi.org/10.1078/S0031-4056(04)70073-6)
- [8] OLESZKIEWICZ, J. A., MAVINIC, D. S. Wastewater Biosolids: An Overview of Processing, Treatment and Management. *Canadian Journal of Civil Engineering*. 2001, 28(S1), s. 102–114.
- [9] SULLIVAN, D. M. a kol. Food Waste Effects on Fertilizer Nitrogen Efficiency, Available Nitrogen, and Tall Fescue Yield. *Soil Science Society of America Journal*. 2002, 66(1), s. 154–161.
- [10] BERTRAN, E., SORT, X., SOLIVA, M., TRILLAS, I. Composting Winery Waste: Sludges and Grape Stalks. *Bioresource Technology*. 2004, 95(2), s. 203–208. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2003.07.012>
- [11] CAI, Q.-Y., MO, C.-H., WU, Q.-T., ZENG, Q.-Y., KATSOYIANNIS, A. Concentration and Speciation of Heavy Metals in Six Different Sewage Sludge-Composts. *Journal of Hazardous Materials*. 2007, 147(3), s. 1 063–1 072. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.01.142>
- [12] CESARO, A., BELGIORNO, V., GUIDA, M. Compost from Organic Solid Waste: Quality Assessment and European Regulations for Its Sustainable Use. *Resources, Conservation and Recycling*. 2015, 94, s. 72–79. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.11.003>
- [13] VACA, R. a kol. Effects of Sewage Sludge and Sewage Sludge Compost Amendment on Soil Properties and Zea Mays L. Plants (Heavy Metals, Quality and Productivity). *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 2011, 27(4), s. 303–311. Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/258210098_Effects_of_sewage_sludge_and_sewage_sludge_compost_amendment_on_soil_properties_and_Zea_mays_L_plants_heavy_metals_quality_and_productivity
- [14] SMITH, S. R. A Critical Review of the Bioavailability and Impacts of Heavy Metals in Municipal Solid Waste Composts Compared to Sewage Sludge. *Environment International*. 2009, 35(1), s. 142–156. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.06.009>
- [15] ROZKOŠNÝ, M., HUDCOVÁ, H., PLOTĚNÝ, M., NOVOTNÝ, R., MATYSÍKOVÁ, J. Kvalita kalů a odpadů z domovních a malých ČOV a možnosti jejich využití v zemědělství. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*. 2015, 57(6), s. 44–49. Dostupné z: <https://www.vtei.cz/2015/12/kvalita-kalu-a-odpadu-z-domovnich-a-malych-cov-a-moznosti-jejich-vyuziti-v-zemedelstvi/>
- [16] KRATINA, J., ROZKOŠNÝ, M., HUDCOVÁ, H., ŠEREŠ, M., HOLUBÍK, O. Studie přínosu extenzivní stabilizace čistírenských kalů z malých komunálních zdrojů pro jejich využití jako hnojiva. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*. 2021, 63(6), s. 23–33. Dostupné z: <https://www.vtei.cz/2021/12/studie-prinosu-extenzivni-stabilizace-cistirenskyh-kalu-z-malych-komunalnich-zdroju-pro-jejich-vyuziti-jako-hnojiva/>
- [17] PLÍVA, P., JELÍNEK, A., HEJÁTKOVÁ, K. *Obecná podoba podnikové normy pro faremní kompost vyrobený kontrolovaným mikrobiálním procesem*. Biom.cz, 2002. [on-line] [vid. 17. červen 2018]. ISSN 1801-2655. Dostupné z: <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/obecna-podoba-podnikove-normy-pro-faremnikompost-vyrobeny-kontrolovanym-mikrobiálním-procesem>
- [18] RAO, N., GRETHLEIN, H. E., REDDY, C. A. Effect of C/N Ratio and Moisture Content on the Composting of Poplar Wood. *Biotechnology Letters*. 1995, 17(8), s. 889–892.
- [19] ALIDADI, H., NAJAFPOOR, A. A., PARVARESH, A. Determination of Carbon/Nitrogen Ratio and Heavy Metals in Bulking Agents Used for Sewage Composting. *Pakistan Journal of Biological Sciences*. 2007, 10(22), s. 4 180–4 182. Dostupné z: <https://scialert.net/abstract/?doi=pjbs.2007.4180.4182>
- [20] ROZKOŠNÝ, M., SEDLÁČEK, P., SOVA, J., FUNKOVÁ, R. Dražovice Reed Beds and Stabilisation Pond Wastewater Treatment System: Long-Term Operation and Monitoring Results. *Water Practice & Technology*. 2011, 6(3), s. 1–8. Dostupné z: <https://doi.org/10.2166/wpt.2011.051>
- [21] ZUBILLAGA, M. S., LAVADO, R. S. Heavy Metal Content in Lettuce Plants Grown on Biosolids Compost. *Compost Science and Utilization*. 2002, 10(4), s. 363–367.
- [22] ZHAO, X. L. a kol. Growth and Heavy-Metal Uptake by Lettuce Grown in Soils Applied with Sewage Sludge Compost. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 2012, 43(22), s. 1 532–1 541.
- [23] GATTULLO, C. E., MININNI, C., PARENTE, A., MONTESANO, F. F., ALLEGRETTA I., TERZANO, R. Effects of Municipal Solid Waste- and Sewage Sludge-Compost-Based Growing Media on the Yield and Heavy Metal Content of Four Lettuce Cultivars. *Environmental Science Pollution Research*. 2017, 24, s. 25 406–25 415.
- [24] FAO. *Food Agriculture Organization, Faostat*. [vid. 10. květen 2018]. Dostupné z: <https://www.fao.org/faostat/en/#data>
- [25] MOREIRA, R., SOUSA, J. P., CANHOTO, C. Biological Testing of Digested Sewage Sludge and Derived Composts. *Bioresource Technology*. 2008, 99(17), s. 8 382–8 389. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.02.046>
- [26] JOZÍFKOVÁ, Z. *Využití kontaktních testů fyto toxicity při hodnocení vedlejších energetických produktů. Diplomová práce*. Brno: VUT v Brně, 2011 [vid. 1. prosinec 2023]. Dostupné z: <http://hdl.handle.net/11012/5671>
- [27] HEJÁTKOVÁ, K. a kol. *Kompostování přebytečné travní biomasy (Metodická pomůcka)*. ZERA, o. s., 2017, 80 s. ISBN 80–903548–6–6.
- [28] REICHOVÁ, E., VÁŇA, J., JANOVSÝ, J. Hodnocení testů zralosti kompostu. *Rostlinná výroba*. 1996, 42(2), s. 79–82.
- [29] CASADO-VELA, J. a kol. Evaluation of Composted Sewage Sludge as Nutritional Source for Horticultural Soils. *Waste Management*. 2006, 26(9), s. 946–952. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.07.016>
- [30] SAVEYN, H., EDER P. *End-of-Waste Criteria for Biodegradable Waste Subjected to Biological Treatment (Compost & Digestate): Technical proposals*. European Commission EUR 26425 – Joint Research Centre – Institute for Prospective Technological Studies. EUR – Scientific and Technical Research Series, 2014. ISSN 1831-9424 (on-line). Dostupné z: <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC87124>
- [31] ČSN 46 5735. *Kompostování*. Praha: Český normalizační institut ČNI, 2020.
- [32] DI SALVATORE, M., CARAFA, A. M., CARRATÙ, G. Assessment of Heavy Metals Phytotoxicity Using Seed Germination and Root Elongation Tests: A Comparison of Two Growth Substrates. *Chemosphere*. 2008, 73(9), s. 1 461–1 464. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.07.061>
- [33] JAYASINGHE, G. Y. Composted Sewage Sludge as an Alternative Potting Media for Lettuce Cultivation. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 2012, 43(22), s. 2 878–2 887.
- [34] MORAL, R., CORTÉS, A., GOMEZ, I., MATAIX-BENEYTO, J. Assessing Changes in Cd Phytoavailability to Tomato in Amended Calcareous Soils. *Bioresource Technology*. 2002, 85(1), s. 63–68. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852402000688?via%3Dihub>
- [35] ELLOUMI, N., BELHAJ, D., JERBI, B., ZOUARI, M., KALLEL, M. Effects of Sewage Sludge on Bio-Accumulation of Heavy Metals in Tomato Seedlings. *Spanish Journal of Agricultural Research*. 2017, 14(4), e0807. Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/310599123_Effects_of_sewage_sludge_on_bio-accumulation_of_heavy_metals_in_tomato_seedlings
- [36] ZHOU, H. a kol. Accumulation of Heavy Metals in Vegetable Species Planted in Contaminated Soils and the Health Risk Assessment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2016, 13(3), 289. Dostupné z: <https://www.mdpi.com/1660-4601/13/3/289>
- [37] STYSZKO, K. a kol. The Impact of Sewage Sludge Processing on the Safety of Its Use. *Scientific Reports*. 2022, 12, 12227. Dostupné z: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-16354-5>
- [38] MUSTAFA, A. a kol. Food and Agricultural Wastes-Derived Biochars in Combination with Mineral Fertilizer as Sustainable Soil Amendments to Enhance Soil Microbiological Activity, Nutrient Cycling and Crop Production. *Frontiers in Plant Science*. 2022, 13, 1028101. Dostupné z: <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.1028101>
- [39] RACLAVSKÁ, H. a kol. Effect of Biochar Addition on the Improvement of the Quality Parameters of Compost Used for Land Reclamation. *Environmental Science and Pollution Research*. 2023, 30, s. 8 563–8 581.

Autoři

Ing. Miloš Rozkošný, Ph.D.

✉ milos.rozkosny@vuv.cz

ORCID: 0000-0002-6617-5431

Ing. Hana Hudcová, Ph.D.

✉ hana.hudcova@vuv.cz

ORCID: 0000-0002-7462-9333

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Brno

Příspěvek prošel lektorským řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2023.11.004

ISSN 0322–8916/© 2024 Autoři. Tuto práci je kdokoliv oprávněn šířit a využívat za podmínek licence CC BY-NC 4.0.

BENEFITS AND RISKS OF USING SLUDGE FROM SMALL WWTPS AFTER PROCESSING BY COMPOSTING FOR THE PRODUCTION OF SELECTED TYPES OF VEGETABLES

ROZKOŠNÝ, M.; HUDCOVÁ, H.

T. G. Masaryk Water Research Institute, Brno

Keywords: domestic wastewater treatment plant – small wastewater treatment plant – sewage sludge – sludge composting – compost utilization – pot experiments – vegetables

The aim of the study, the results of which are presented in this article, was to assess the possibility of simplifying the treatment and stabilization procedures of sewage sludge from small municipal sources of pollution (domestic and small WWTPs up to approx. 1,000 EO) at the place of their origin and their subsequent use, through extensive composting. The results demonstrated the benefit of the application of composts from landfills with sludge from small WWTPs in increasing the production of the monitored vegetable species. However, especially with lettuce, there was a higher transmission of selected risk elements. We therefore do not recommend the use of composts with sludge for growing leafy vegetables. On the contrary, this risk did not arise with fruit and vegetables. For practical use, it is still necessary to assess the rate of transfer of other pollutants, such as drug residues, microplastics, etc.