

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Výskyt farmak a endokrinních disruptorů v konopí setém
po aplikaci kompostů a vermikompostů na bázi
čistírenských kalů**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Šárka Kušnierová

Obor studia: Ochrana a využívání přírodních zdrojů

Vedoucí práce: doc. Ing. Aleš Hanč, Ph.D.

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci " Výskyt farmak a endokrinních disruptorů v konopí setém po aplikaci kompostů a vermikompostů na bázi čistírenských kalů" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne

13.04.2023

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala vedoucímu práce doc. Ing. Alešovi Hančovi Ph.D. za trpělivost a odborné vedení a také Mgr. Aleně Grasserové, z oddělení environmentální biotechnologie Mikrobiologického ústavu Akademie věd České republiky, taktéž za odborné vedení a za práci týmu na experimentální části této práce. Zároveň obrovské poděkování patří mé rodině za podporu při studiu. Za toleranci partnera Jozefa, mamce Jiřině a celé rodině švagrové Evy za láskyplnou starost o dceru Miu v době, kdy jsem se naplno věnovala studiu.

Výskyt farmak a endokrinních disruptorů v konopí setém po aplikaci kompostů a vermikompostů na bázi čistírenských kalů

Souhrn

Cílem práce bylo zjistit vliv kompostů a vermikompostů pocházejících z čistírenských kalů na obsah léčiv a prostředků osobní péče (PPCP z anglického pharmaceuticals and personal care products), včetně endokrinních disruptorů, v půdě a v rostlinách konopí setého.

Čistírenský kal ze středně velké čistírny odpadních vod (dále jen ČOV) s příměsí slaměných pelet byl upraven kompostováním, vermikompostováním nebo vermikompostováním předkompostovaného materiálu. Příprava tohoto hnojiva proběhla v rámci předcházejícího pokusu provozovaného na pokusné stanici FAPPZ v Červeném Újezdě. Nádobový pokus byl založen ve vegetační hale katedry agrochemie a výživy rostlin FAAPZ. Pro pokus byla využita černozem odebraná v lokalitě Suchdol a byla vybrána víceúčelová plodina, konopí seté, odrůda Kompolti. Sklizeň vzorků kořenů, nadzemní biomasy a půdy proběhla po uplynutí 3 měsíců od založení experimentu.

V laboratoři environmentální biotechnologie Mikrobiologického ústavu Akademie věd České republiky byly vzorky extrahovány rozpouštědlem za zvýšeného tlaku a teploty. Získané extrakty byly analyzovány na kapalinovém chromatografu s hmotnostní detekcí.

Vliv aplikace kompostů a vermikompostů na obsah PPCP se statisticky projevil zvýšenými koncentracemi u látek karbamazepin, cetrizin, lamotrigin a telmisartan v případě půd a/nebo kořenů. Dále se u totožných vzorků předpoklad, významně (nikoliv již statisticky), projevil pro paraxantin, tramdol, triclosan a venlafaxin. Nadzemní biomasa vykazovala odlišné trendy. V rámci obsahu mikropolutantů napříč jednotlivými variantami experimentu se projevil poměrně kolísavý trend. Nejvyšší koncentrace se projeví na nehnojených půdách, což má pravděpodobně souvislost s množstvím organické hmoty v půdě. Nejnižší průměrné koncentrace byly zaznamenány u variant s hnojivem na bázi 100 % pelet.

Výsledky experimentu jsou zajisté dobrým podnětem k dalšímu studování vhodného využití čistírenského kalu jako organického hnojiva.

Klíčová slova: čistírenské kaly, kompostování, vermikompostování, technické konopí, léčiva, endokrinní disruptory

Occurrence of pharmaceuticals and endocrine disruptors in hemp after application of composts and vermicomposts based on sewage sludge

Summary

The aim of the thesis was to determine the effect of compost and vermicompost originating from sewage sludge on the concentrations of pharmaceuticals and personal care products (PPCP) including hormonally active substances in the soil and in plants of cannabis.

The sewage sludge originating from a medium-sized wastewater treatment plant (WWTP) with the addition of straw pellets was treated by composting, vermicomposting or vermicomposting of pre-composted material. The preparation of this fertilizer has been founded within previous experiment at the faculty experimental station in Červený Újezd.

The experiment was established in containers in the vegetation hall of Department of Agroenvironmental Chemistry and Plant Nutrition (Faculty of Agrobiolgy, Food and Natural Resources). For the experiment was used chernozem collected in the Suchdol locality, and a multipurpose crop, hemp variety Kompolti was selected.

Sampling of roots, aboveground biomass and soil has been done after 3 months from the establishment of the experiment.

In the laboratory of environmental biotechnology (Institute of mikrobiology of the Czech Academy of Sciences) the samples were extracted with a solvent under elevated pressure and temperature. The obtained extracts were analyzed on a liquid chromatograph with mass detection.

The effect of the application of composts and vermicomposts on the occurrence of PPCP was statistically manifested by increased concentrations of the substances carbamazepine, cetrizine, lamotrigine and telmisartan in case of soils and/or roots samples. Furthermore, within the same samples, the assumption was significantly (but not statistically) manifested for paraxanthine, tramadol, triclosan and venlafaxine. Aboveground biomass showed different trends. Within the content of micropollutants across individual variants of the experiment, a relatively fluctuating trend was evident. The highest concentrations were observed on unfertilized soils, which is probably related to the amount of organic matter. The lowest average concentrations were recorded for variants with fertilizers based on 100% pellets.

The results of the experiment are certainly a good incentive to further study the appropriate use of sewage sludge as an organic fertilizer.

Keywords: sewage sludge, composting, vermicomposting, hemp, pharmaceuticals, endocrine disruptors

Obsah

1	Úvod.....	7
2	Vědecká hypotéza a cíle práce.....	8
3	Literární rešerše.....	9
3.1	Čistírenský kal.....	9
3.1.1	Osud léčiv a prostředků osobní péče v kalu.....	9
3.1.2	Kalové hospodářství v ČR a v EU a legislativa.....	12
3.1.3	Úprava kalu kompostováním.....	13
3.1.4	Úprava kalu vermikompostováním.....	13
3.2	Léčiva a prostředky osobní potřeby.....	13
3.2.1	Léčiva.....	14
3.2.2	Prostředky osobní potřeby.....	16
3.2.3	Endokrinní disruptory.....	16
3.3	Organické mikropolutanty v životním prostředí.....	16
3.3.1	PPCP v půdě.....	17
3.3.2	PPCP v rostlinách.....	19
3.3.3	Mechanismus fytořemediace.....	20
3.4	Konopí seté.....	23
4	Metodika.....	25
4.1	Vstupní materiály.....	25
4.1.1	Příprava kompostu a vermikompostu.....	25
4.1.2	Konopí seté.....	26
4.2	Schéma pokusu.....	26
4.3	Analýza biomasy.....	28
4.3.1	Extrakce.....	29
4.3.2	Kapalinová chromatografie.....	29
4.4	Statistické vyhodnocení.....	29
5	Výsledky.....	30
5.1	Vliv aplikace kompostů a vermikompostů na obsah PPCP v půdě.....	31
5.2	Vliv aplikace kompostů a vermikompostů na obsah PPCP v rostlinách.....	33
5.2.1	Vliv aplikace kompostů a vermikompostů na obsah PPCP v kořenech.....	33
5.2.2	Vliv aplikace kompostů a vermikompostů na obsah PPCP v biomase.....	37
5.2.3	Rozdíly obsahu PPCP mezi kořeny a nadzemní biomasou konopí.....	40
5.3	Vliv jednotlivých variant experimentu na obsah PPCP.....	43
5.3.1	Vliv variant hnojení na obsah mikropolutantů v půdě.....	44
5.3.2	Vliv variant hnojení na obsah mikropolutantů v kořenech rostlin.....	45
5.4	Výsledky fytořemediačních indikátorů.....	45
6	Diskuze.....	46
6.1	Zhodnocení vlivu aplikace kompostů a vermikompostů.....	46
6.2	Zhodnocení jednotlivých variant experimentu.....	47
6.3	Zhodnocení potenciálu fytořemediace.....	48
7	Závěr.....	49
8	Literatura.....	50
9	Seznam použitých zkratk a symbolů.....	53
10	Samostatné přílohy.....	I

1 Úvod

Odpady jsou téma, které v dnešním světě každým dnem získává na vážnosti. Vznikají prakticky při veškeré lidské činnosti, v průmyslu, stavebnictví, zemědělství, dopravě i při běžném životě. I z těchto důvodů se rozmáhá trend směřující k přeměně odpadů na zdroje živin.

Jedním z takových zdrojů je odpadní produkt po vyčištění odpadních vod, tedy čistírenský kal, který poskytuje jak cenné suroviny, tak i kontaminanty vzbuzující obavy.

Použití kalu z čistíren odpadních vod jako hnojiva je běžnou zemědělskou praxí (Urta et al. 2018). Je známo, že čistírenský kal je velmi bohatý na organické látky, dusík, fosfor, draslík, hořčík, síru a mikroelementy nezbytných pro rostliny a půdní faunu, ale také na patogenní organismy a toxické látky (Kosobucki et al. 2000, Ivanová et al. 2018, Bastos et al. 2020). Ukázalo se, že aplikace kalů zlepšuje fyzikálně-chemické a biologické vlastnosti půdy, a tím tedy její kvalitu (Mejías et al. 2021). Přesto může použití kalu jako hnojiva představovat riziko. Z toho důvodu byla implementována směrnice EU 86/278/EEC o kalcích z čistíren odpadních vod, která stanovuje regulační pokyny k prevenci potencionálních škod na životním prostředí a zdraví člověka (Urta et al. 2018). Zejména přítomnost léčiv je v současnosti předmětem velkého zájmu a diskuzí, protože již mnoho studií prokázalo jejich přítomnost v životním prostředí po celém světě (Galwa-Widera 2019; Mejías et al. 2021).

Jako atraktivní přístup k úpravě čistírenského kalu se jeví kompostování a vermikompostování. Nejen, že při tomto postupu dochází k významnému snížení množství kalu, ale Mejías et al. (2018) uvádí, že zkompostováním kalu dochází ke značnému snížení koncentrací farmak, pravděpodobně proto, že ve vodě rozpustná léčiva mohou podléhat fotodegradaci, mineralizaci a také ředění v důsledku smíchávání různých materiálů.

Bastos et al. (2020) zjistili, že koncentrace léčiv v upraveném kalu souvisí s dobou zrání a typem úpravy. Rovněž jako Mejías et al. (2018), pokazuje na to, že snižování koncentrace léčiv během zrání kompostu či vyhnílého kalu, může souviset s ředěním v důsledku smíchávání s jinými materiály a s metabolizací původních molekul.

Vermikompostování se podle Innemanové et al. (2022) zdá být vhodným řešením v případě, kdy není kal příliš kontaminovaný anorganickými polutanty, zejména těžkými kovy. Vermikompostováním odvodněného čistírenského kalu ze středních čistíren odpadních vod v polních podmínkách dosáhli, kromě přeměny kalu na hodnotnější produkt, částečné eliminace organických polutantů a mikropolutantů.

V této diplomové práci bylo pro výzkum zvoleno konopí seté, hodnotná plodina jejíž popularita v poslední době významně stoupá díky víceúčelovému využití. Kromě pěstování pro semeno, kanabidiol (CBD) a konopné vlákno, má také významný přínos pro životní prostředí jako plodina, která má potenciál sanovat kontaminované půdy, přeměňovat velké množství atmosférického CO₂ na biomasu a v neposlední řadě je také zdrojem biomasy jako obnovitelného zdroje energie (Adesina et al. 2020).

Výše uvedené skutečnosti jsou zajisté dobrým podnětem k dalšímu studiu a získávání nových poznatků vedoucích k udržitelné budoucnosti, kterým by tato práce mohla a měla být. Budou zde zkoumány koncentrace mikropolutantů v nadzemní i podzemní biomase rostlin konopí i v okolní půdě po aplikaci kompostu a vermikompostu na bázi čistírenského kalu.

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Cílem práce je zjistit vliv kompostů a vermikompostů pocházejících z čistírenských kalů na obsah reziduí léčiv a hormonálně aktivních látek v půdě a v rostlinách konopí setého.

Hypotézy:

1. Aplikace kompostů a vermikompostů zvyšuje obsah reziduí léčiv a hormonálně aktivních látek v půdě.
2. Existují průkazné rozdíly mezi obsahy těchto látek v rostlinách pěstovaných bez přídavku kompostů a vermikompostů a s jejich přídavky.
3. U některých látek existují průkazné rozdíly mezi kořeny a nadzemní biomasou.

3 Literární rešerše

V posledních letech vzrostl zájem o osud léčiv, jejich metabolitů a endokrinních disruptorů v životním prostředí. Mnoho provedných studií, biologická aktivita těchto látek a nízká biologická rozložitelnost naznačují, že tyto látky nejsou v klasických ČOV běžně odstraňovány. Z toho důvodu jsou poté snadno transportovány do vody nebo půdy spolu s vyčištěnými odpadními vodami nebo kompostovanými čistírenskými kaly. Proto je velká pozornost věnována vývoji nových účinnějších čistících metod. Vedle technik založených na využití různých druhů adsorbentů, které jen přeměňují látky na jiné skupenství, jsou zkoumány vysoce účinné fotokatalytické metody založené na fotodegradaci polutantů. Kromě zmíněných metod vzbuzuje stále větší zájem fytořemediace, založená na schopnosti rostlin akumulovat určité látky (Galwa-Widera 2019).

3.1 Čistírenský kal

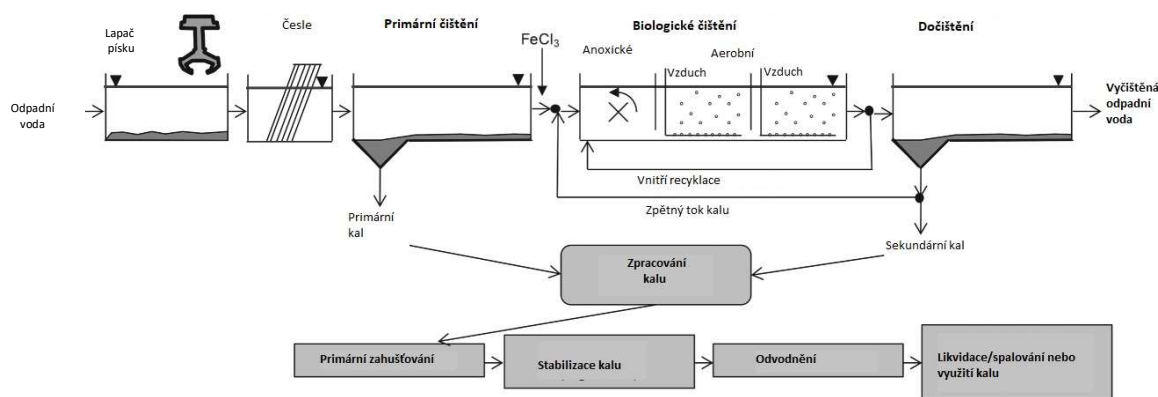
Hlavním cílem ČOV je snížení rizika kontaminace životního prostředí organickými mikropolutanty, patogeny a jinými toxickými látkami, vypouštěním vyčištěné odpadní vody do recipientu. Proces, kterým toho dosahují produkuje mimo jiné materiál, který je bohatý na organickou hmotu, nutriční prvky, ale také nežádoucí znečišťující látky – čistírenský kal (Bastos et al. 2020).

Kal z komunálních čistíren řadíme k disperzním zdrojům farmak vylučovaných lidmi nejen v domácnostech, ale i v nemocnicích a dalších terapeutických zařízeních (Gworek et al. 2021). Značná část (30–90 %) těchto látek je vylučována v nezměněné podobě nebo jako metabolity stolicí a/nebo močí a nakonec končí v kalech z ČOV (Galwa-Widera 2019; Bastos et al. 2020). V závislosti na fázi metabolismu chemické sloučeniny je léčivo buď inaktivováno nebo se naopak může stát aktivnější a toxičtější látkou, než byla původní forma léku (Galwa-Widera 2019).

Stejně tak jsou při čištění odpadních vod detekovány i ostatní organické mikropolutanty, jako jsou prostředky osobní péče a jejich metabolity, i metabolity léčiv (McGovern & McDonald 2003).

3.1.1 Osud léčiv a prostředků osobní péče v kalu

Obsah léčiv a endokrinních disruptorů v čistírenském kalu je ovlivněn zejména původem odpadní vody, technologiemi ČOV, úpravou samotného kalu a vlastnostmi chemických látek i kalu. Osud mikropolutantů v odpadní vodě a jejich sorpci na čistírenský kal popisuje ve své studii Margot et al. (2015), kde konstatuje, že konvenční ČOV jsou navrženy tak, aby odstraňovaly z odpadních vod nerozpuštěné nečistoty, rozpuštěné organické látky, sloučeniny dusíku a fosforu a jiné specifické znečišťující látky obsažené v průmyslových odpadních vodách. Navzdory skutečnosti, že ČOV tedy nejsou původně navrženy pro odstraňování mikropolutantů, mohou být tyto látky přesto ovlivněny fyzikálními, chemickými a biologickými procesy probíhajícími během čištění.

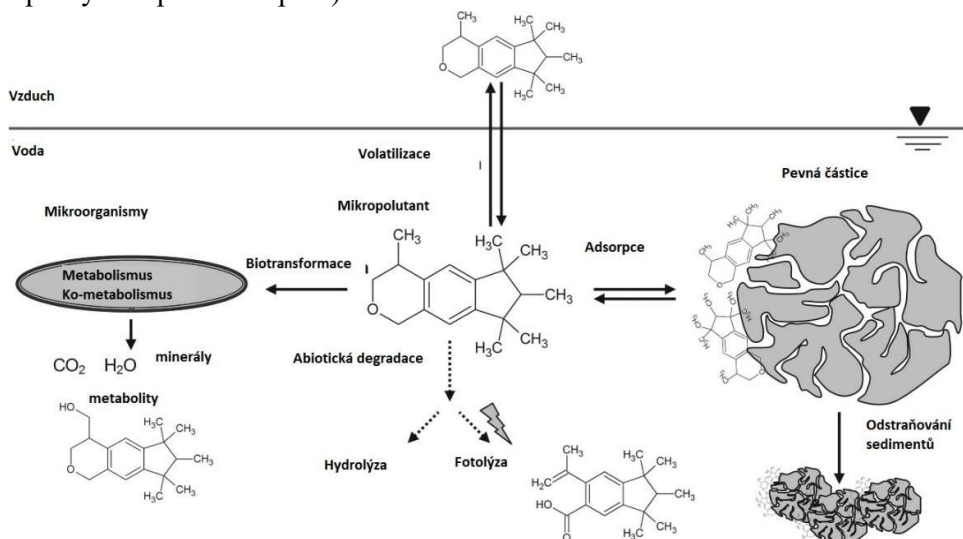


Obrázek 1 - Schéma klasické ČOV, kde probíhá odstranění biodegradovatelných organických látek, proces nitrifikace, denitrifikace a chemické odstraňování fosforu (srážením FeCl_3). Vyprodukovaný kal je poté zpracován tak, aby byl znovu použit jako hnojivo nebo byl spálen. (Margot et al. 2015)

Hlavními mechanismy odstraňování mikropolutantů při čištění odpadních vod jsou:

- Sorpce na pevné částice/kal, která je specifická zejména pro lipofilní a těžko rozložitelné látky (Galwa-Widera 2019).
- Biologická transformace je klíčová k odstraňování hydrofilních organických mikropolutantů. Avšak obecně bývá koncentrace mikropolutantů v odpadních vodách příliš nízká na to, aby vyvolala biologickou reakci v podobě růstu mikroorganismů nebo aktivace enzymů pro jejich biodegradaci (Margot et al. 2015).
- Volatilizace/těkání.
- Abiotická degradace vede k přeměně samotného mikropolutantu. Kompletní mineralizací vzniká voda, CO_2 a minerály.

V souvislosti s cílem této práce je tedy zásadní zejména sorpce, která spočívá v přeměně skupenství tekutého na skupenství pevné. V tomto případě se jedná o adsorpci, tedy vazbu sloučeniny na povrch pevná látka, tedy vazbu na čistírenský kal. Na obrázku 2 znázorňuje Margot et al. (2015) tento mechanismus na příkladu odstraňování galaxolidu (syntetické pižmo používané při výrobě parfémů apod.).



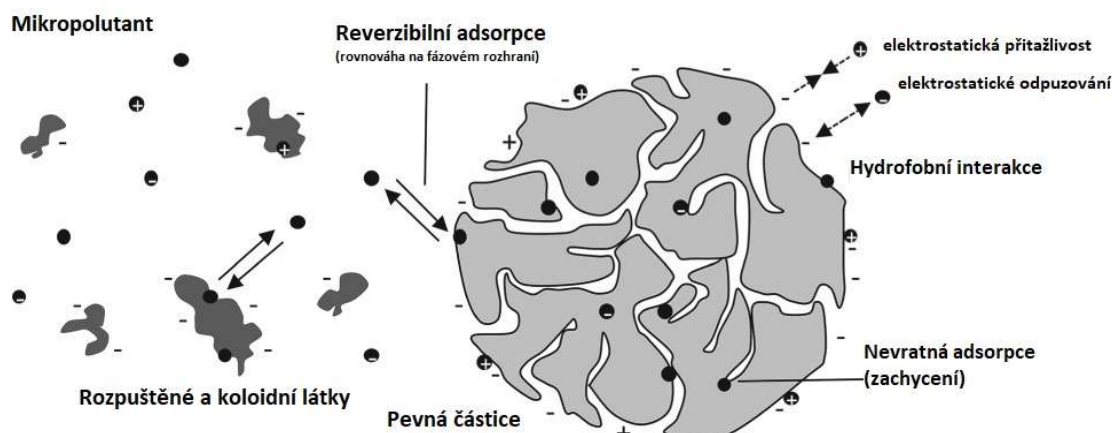
Obrázek 2 - Na obrázku je znázorněn způsob odstranění galaxolidu.. Tato sloučenina je eliminována z odpadní vody zejména sorpcí na čistírenský kal, částečně i těkáním nebo biologickou degradací. (Margot et al. 2015)

Na částice kalu se adsorbují zejména hydrofobní nebo kladně nabitě částice mikropolutantů, zejména pokud jsou špatně biologicky odbouratelné. Adsorpce na biologický kal tedy probíhá dvěma hlavními procesy:

- interakcí mezi hydrofobními polutanty a suspendovanými pevnými částicemi kalu extracelulárními polymerními látkami (přírodní polymery s vysokou mol.hmotností, které vylučují mikroorganismy do prostředí).

- elektrostatickou interakcí mezi kladně nabitými skupinami polutantů a převážně negativně nabitými povrchy mikroorganismů a odpadní organické hmoty (Fent et al. 2006; Margot et al. 2015)

Mikropolutanty se sorbují nejen na pevné částice kalu, ale také na koloidní částice (1 nm až 1 μm), které jsou považovány za součást kapalného skupenství, viz obrázek 3.



Obrázek 3 - Adsorpce mikropolutantů na kal a na rozpuštěné a koloidní látky (Margot et al. 2015)

V závislosti na povaze sloučeniny bylo pozorováno, že kyselá léčiva, jako jsou nesteroidní protizánětlivé léky (dále jen NSAID), tj. například kyselina acetylsalicylová, ibuprofen, ketoprofen, diklofenak a naproxen se vyskytují v iontových formách při neutrálním pH a prakticky nepodléhají sorpčním procesům v čistírenských kalech. Při neutrálním pH tyto látky většinou zůstávají v kapalně fázi, nicméně adsorpce se zvyšuje při snižujícím se pH. U alkalických, hydrofobních léčiv, např. antibiotik, probíhají sorpční procesy na pevné částice kalu častěji (Fent et al. 2006; Gworek et al. 2021).

Giger et al. (2003) ve své studii o osudu antibiotik v odpadních vodách, dospěli k závěru, že 88-92% fluorochinolonových antibiotik, ciprofloxacinu a norfloxacinu je z odpadních vod eliminováno především sorpcí na čistírenský kal a ve značném množství se v něm hromadí.

Biologický rozklad mikropolutantů včetně léčiv, se zvyšuje s prodloužením doby zdržení během stabilizace kalu a se stářím kalu (Galwa-Widera 2019). Fent et al. (2006) uvádí, že například diklofenak je významně biodegradován až po 8 dnech zdržování kalu. Naproti tomu karbamazepin, který je špatně biologicky odbouratelný, je eliminován velmi špatně (méně než 10 %), nezávisle na době zdržení kalu během stabilizace. Stupeň odstranění léčiv během čištění odpadních vod je tedy velmi variabilní.

3.1.2 Kalové hospodářství v ČR a v EU a legislativa

Na základě dat ČSÚ se za rok 2021 v České republice vyprodukovalo 196 577 tun čistírenských kalů.

V tabulce č. 1 je uveden přehled celkového množství vyprodukovaného čistírenského kalu na území ČR za posledních 10 let, resp. v letech 2011 až 2021. Jak je zřejmé, procentické zastoupení zkompostovaného kalu se pomalu ale jistě zvyšuje, což by mohlo být důsledkem plánu odpadového hospodářství (POH ČR) a zároveň snahy zemědělců o vpravování organické hmoty do půdy.

Tabulka 1 - Přehled produkce čistírenských kalů v ČR v letech 2011-2021 (zdroj dat ČSÚ)

ROK	KALY CELK.	PŘÍMÁ APLIKACE A REKULTIVACE	KOMPOSTOVÁNÍ [%]	KOMPOSTOVÁNÍ [T SUŠINY]	SKLÁDKOVÁNÍ	SPALOVÁNÍ	JINAK
2011	163818	61750	28.07	45985	9527	3538	43018
2012	168190	51912	31.64	53222	9340	3528	50188
2013	154274	54713	32.66	50384	7123	3232	38822
2014	159162	47830	38.02	60511	5236	3400	42185
2015	172997	63061	38.77	67065	6513	2167	34191
2016	173709	62551	37.51	65163	10183	4814	30998
2017	178077	75451	34.22	60930	11809	4736	4736
2018	202358	88883	31.88	64515	17728	19440	11792
2019	196967	90663	32.22	63462	16869	15206	10767
2020	192393	63064	44.05	84747	15225	21330	8027
2021	196577	66082	41.66	81903	13753	23562	11277

Plán odpadového hospodářství je vládou schválený nástroj pro řízení odpadového hospodářství v České republice. V plánu jsou, v rámci čistírenských kalů, stanoveny 2 základní cíle:

"a) Využívat kaly z čistíren komunálních odpadních vod materiálově se zaměřením zejména na využití fosforu, aplikovat vysoce kvalitní kaly do půdy a využívat kaly energeticky.

b) Snižovat množství rizikových látek v kalech z čistíren komunálních odpadních vod.“

Využití kalů je v ČR dále upraveno v zákoně č. 541/2020 Sb. o odpadech (§67 - §69) a dále vyhláškou Ministerstva zemědělství o stanovení požadavků na hnojiva č. 474/200 Sb. §1, kde je stanoveno, že podíl odpadů z čistíren odpadních vod v surovinové skladbě konečné šarže hnojiva při výrobě kompostů může tvořit maximálně 40 % hmoty.

V Evropské Unii je použití čistírenského kalu k aplikaci na zemědělskou půdu upravováno směrnicí rady EU 86/278/EEC.

Studie Mejias et.al (2021) předpokládala, že v EU bude vyprodukováno v roce 2021 přibližně 15 milionů tun čistírenských kalů. I přesto, že se toto tvrzení nedá zatím potvrdit ani vyvrátit, vzhledem k tomu, že Eurostat v současné době uvádí pouze data do roku 2020, jsou tato čísla alarmující.

Ivanová et al. (2018) uvádí, že využití kalů v zemědělství se mezi jednotlivými členskými zeměmi EU značně liší. Např. Dánsko, Irsko, Francie nebo Španělsko využije

k tomuto účelu více než polovinu vyprodukovaných kalů, oproti tomu státy jako je Malta, Nizozemsko, Slovinsko nebo Slovensko nevyužívá kal v zemědělství vůbec.

3.1.3 Úprava kalu kompostováním

Kompostování je pravděpodobně nejšetrnější metodou odstraňování pevného odpadu vůči životnímu prostředí. Jedná se o řízený aerobní proces během kterého probíhá likvidace patogenních organismů, stabilizace organické hmoty, tzv. zrání a sušení kalu. Kosobucki et al. (2000) považuje kompostování za nejvýhodnější metodu neutralizace kalů. Zároveň se jeví tato metoda jako atraktivní přístup k redukci čistírenského kalu na skládkách. Za rok 2021 bylo v ČR kompostováním zpracováno 81 903 tun kalu, tedy téměř 42% z celkového množství (viz tabulka č. 1).

Podmínky kompostování, vermikompostování či jejich kombinace v ČR, jsou uvedeny v zákoně č. 541/2020 Sb. o odpadech (§63 - §66), ve vyhlášce o podrobnostech nakládání s odpady č. 273/2021 Sb., v zákoně o hnojivech č. 156/1998 Sb. §8, a v zákoně č. 254/2001 Sb. o vodách a dalších předpisech.

K dosažení vhodného produktu – kompostu jako hnojiva, je důležité aby byl stabilizovaný kal vhodně smíchán s ostatními materiály, a tím bylo docíleno ideálního poměru C:N tj. asi 30:1. V praxi se používají materiály obsahující celulózu, jako je sláma, dřevěné hobliny, piliny, kůra, listí apod. (Kosobucki et al. 2000).

3.1.4 Úprava kalu vermikompostováním

Stejně jako předchozí metoda, i vermikompostování se jeví jako užitečná metoda pro zpracování čistírenských kalů. Kromě přeměny kalu na hodnotnější produkt, se částečně eliminují nežádoucí organické polutanty a mikropolutanty (Innemanová et al. 2022).

Tento proces je založený na přeměně organické hmoty prostřednictvím žížal a mikroorganismů na vermikompost. Podle výše zmíněné studie Innemanová et al. (2022) lze dosáhnout biologické stabilizace kalu a jeho přeměny na hnojivo bohaté na živiny. Během pokusu bylo dosaženo výrazného poklesu 4 detekovaných endokrinních disruptorů – bisfenolu A, bisfenolu F, estronu a 17β-estradiolu.

Případné obavy z vlivu některých léčiv na žížaly vyvrací v případě některých veterinárních léčiv studie Gworek et al. (2021), která uvádí, že zkoumaná farmaka jako je např. oxotetracyklin nebo tylosin nemají žádný vliv na půdní organismy, včetně žížal.

3.2 Léčiva a prostředky osobní potřeby

Léčiva a prostředky osobní potřeby, neboli PPCP (z anglického pharmaceuticals and personal care products) zahrnují širokou škálu syntetických i přirozeně se vyskytujících chemických sloučenin, které se obecně dělí do mnoha kategorií. Společně však tvoří jedno z největších rizik kontaminace životního prostředí perzistentními a pravidelně se vyskytujícími organickými polutanty po celém světě (Dey et al. 2019).

Všechny PPCP mají složité struktury a jsou dostupné široké veřejnosti. Většina z nich dokonce obsahuje více aktivních chemických sloučenin. PPCP se stali běžnou součástí našich životů. Průměrný člověk používá řadu takových chemikálií, jako jsou např. léky, mýdla,

detergenty, dezinfekce, biocidy, kosmetika, které jsou zdrojem organických mikropolutantů v životním prostředí (dále ŽP), a tím se všichni stáváme aktivními přispěvateli tohoto znečištění (Dey et al. 2019).

Cílem produktů obsahujících PPCP je vyvolat po spotřebě nebo po aplikaci biologickou či fyziologickou reakci. Po použití produktu je nakonec kontaminant uvolněn, ať už vyloučením z organismu nebo smytím jeho frakcí, do životního prostředí (Dey et al. 2019).

V tabulce č. 2 je uveden přehled a rozdělení některých těchto látek, sledovaných v rámci výskytu v životním prostředí. V tabulce jsou hlavní funkční skupiny PPCP rozděleny z hlediska jejich použití a podle souvisejících hlavních sloučenin (Ellis 2006).

Tabulka 2 - Hlavní funkční skupiny PPCP a související hlavní sloučeniny (Zdroj: Ellis 2006)

Skupina PPCP	Účel produktu	Sloučenina
Léčiva	Veterinární a hummání antibiotika	trimethoprim, erytromycin, lincomycin, sulfamethaxol, chloramfenicol, amoxicillin
	Analgetika a NSAID	ibuprofen, diklofenak, fenoprofen, acetaminofen, naproxen, kyselina acetylsalicylová (aspirin), fluoxetin, ketoprofen, indometacin, paracetamol
	Psychofarmaka	diazepam, karbamazepin, primidon, salbutamol
	Regulátory tuků	kyselina klofibrová, bezafibrát, fenofibrát, etofibrát, gemfibrozil
	β-blokátory	metoprolol, propranolol, timolol, sotalol, atenolol
	Kontrastní látky pro RTG	iopromide, iopamidol, diatrizoát
	Hormody a steroidy	Estradiol, estrone, estriol, diethylstilbestrol
Prostředky osobní péče	Vůně	nitro, polycyklická a makrocyclická pižma, ftaláty
	Opalovací přípravky	benzofenon, methylbenzyliden kafr
	Repelenty	N,N-diethyltoluamid
	Antiseptika	triclosan, chlorofen

Možná rizika výskytu PPCP v životním prostředí spočívají na následujících faktech (Dey et al 2019):

- Běžně a pohodlně dostupné zdroje PPCP na trhu v rámci spotřebních produktů a léčiv.
- Expanze poptávky a dostupnosti.
- Nepřetžitě používání chemikálií vedoucí k uvolňování, bioakumulaci a biotransformaci v ŽP.
- Potencionální riziko pro zdraví související s nechtěnou expozicí.

3.2.1 Léčiva

Léčiva jsou charakterizována jako biologicky aktivní látky používané v humánní i veterinární medicíně. Mnohá z nich jsou navržena tak, aby nedocházelo k jejich bioakumulaci a byly vyloučeny z organismu v krátké době po užití (Al-Farsi et al. 2017). Používají se především pro léčebné a preventivní účely, ale jsou hojně používány i v chovu zvířat a

potravinářství. Do životního prostředí jsou vypouštěny bez jakékoli úpravy zejména v důsledku nevhodného nakládání s odpady obsahujícími farmaka z průmyslu, nemocnic nebo domácností. Dalším zdrojem léčiv v životním prostředí jsou odpadní vody a čistírenské kaly z komunálních čistíren odpadních vod, kam jsou farmaka vylučována lidmi nejen v domácnostech, ale i v nemocnicích a dalších terapeutických zařízeních. Třetím zdrojem, který uvolňuje tyto organické mikropolutanty do životního prostředí je hnojení půdy organickými hnojivy, v čele s chlévskou mrvou, resp. hnojem a kejdou (Gworek et al. 2021).

Galwa-Widera (2019) uvádí, že v Evropě se v léčivech pro lidi a zvířata používá až 4000 aktivních chemických sloučenin. Většinu účinných látek tvoří nesteroidní protizánětlivá léčiva, antibiotika, hormonální látky, léky k metabolismu lipidů, antiepileptika a β -blokátory. Po celém světě se ročně vyrobí a spotřebuje stovky tun léčiv. Výroba i spotřeba léků neustále roste v důsledku nárůstu populace, výroby a objevů nových léků a chemických sloučenin (Al-Farsi et al. 2017). Mezinárodní instituce předpokládají, že v příštích letech vzroste spotřeba díky snadnějšímu přístupu k levnějším lékům, včetně těch generických. Průměrná spotřeba některých skupin léků, jako jsou například léky na cukrovku, vzrostla v letech 2000 až 2009 až o 75 % a předpokládá se další růst (Gworek et al. 2021).

Hojně využívaná aplikace odpadních vod a biologických pevných látek pro účely hnojení přispívá k uvolňování značného množství léčiv do životního prostředí (Gworek et al. 2021).

3.2.1.1 Nesteroidní protizánětlivá léčiva (NSAID) a analgetika

Mezi nejběžnější léčiva nacházející se v životním prostředí patří NSAID, které tvoří sloučeniny s analgetickými, antypiretickými a protizánětlivými účinky. Do této skupiny jsou zařazovány například naproxen, diklofenak, ketoprofen nebo ibuprofen (Galwa-Widera 2019), také aspirin, paracetamol a kyselina mefenamová (Dey et al. 2019). Je to dáno zejména faktem, že jsou většinou dostupné bez lékařského předpisu, což přispívá ke zvýšení míry prodeje. K jejich fyzikálně-chemickým vlastnostem patří vysoká rozustnost ve vodě a přítomnost polárních funkčních skupin v jejich chemických strukturách, což vede k tomu, že obchází většinu procesů ČOV (Madikizela et al. 2022).

3.2.1.2 Antibiotika

Antibiotika jsou nejčastěji předepisovanými léky na celém světě (Madikizela et al. 2022). Jedná se o složité organické molekuly využívané k inhibici růstu a likvidaci patogenních bakterií. Byla zavedena koncem 30. let 20. století (Dey et al. 2019). Al-Farsi (2017) uvádí, že celosvětově se spotřebuje až 200 000 tun antibiotik, z čehož se předpokládá, že až 90% je vyloučeno z organismu jako nezměněná účinná látka. Ze skupiny antibiotik se v životním prostředí nejčastěji vyskytují zejména erythromycin, trimethoprim a sulfamethoxazol (Galwa-Widera 2019). Dey et al. (2019) uvádí mezi běžně detekována antibiotika v životním prostředí amoxicilin, ciprofloxacin, erythromycin a penicilin. Jejich rozšířené používání urychluje uvolňování do životního prostředí a je hlavním důvodem rozvoje rezistence některých bakteriálních kmenů.

3.2.1.3 Hormony

Dey et al. (2019) uvádí, že hormony jsou sloučeniny regulující růst a fyzický vývoj organismů. Z hlediska jejich dlouhodobé perzistence a potenciálu přímo ovlivnit všechny živé organismy jsou považovány za hlavní rizika kontaminace prostředí. Mezi běžně detekované hormony řadíme přirozeně se vyskytující estrogen, estriol a estron a 17 α -ethinylestradiol, který je běžně součástí ženské antikoncepce a u které byl prokázán vliv na feminizaci samců ryb.

3.2.2 Prostředky osobní potřeby

Tato skupina organických mikropolutantů zahrnuje spotřební chemické sloučeniny, které jsou uváděny na trh z důvodu zlepšení životních podmínek lidí, např. zlepšují chuť, vzhled, hmat, pach a/nebo slouží k udržování osobní hygieny. Kromě potravinových doplňků a přísad tedy nezahrnují perorální podání. Nejčastěji uváděnými a detekovanými potravinářskými látkami jsou sladidla, jako je sacharin nebo sukralóza, či konzervační látky, jako je paraben. Další látkou kterou řadíme do této skupiny je triclosan, baktericid, který je hojně používaný v produktech určených k péči o pokožku, ústní vodách, zubních pastách, sprchových gelech, šamponech apod. Dále do této skupiny spadá diethyltoluamid, který je běžně se vyskytující složkou v repelentech, je však klasifikován jako perzistentní kontaminant. Dalšími jsou různá syntetická pižma používaná např. v deodorantech, mýdlech či detergentech. Seznam polutantů pocházejících z prostředků osobní péče se však každým dnem rozrůstá (Dey et al. 2019).

3.2.3 Endokrinní disruptory

Endokrinní disruptory (ED) jsou sloučeniny, které dokáží blokovat, napodobovat, stimulovat nebo inhibovat přirozenou produkci hormonů, čímž narušují schopnost endokrinního systému správně fungovat. Tyto látky mohou být přírodního nebo syntetického původu. Uvádí se, že některé rostliny produkují tyto sloučeniny jako svůj obranný mechanismus. Většina ED jsou však člověkem vyrobené chemikálie, jako jsou léčiva, ftaláty, alkylfenoly nebo například bisfenol A, které se do prostředí následně uvolňují neúmyslně (McGovern & McDonald 2003).

Naše současné chápání účinků některých látek na organismy je však neúplné a jsou spíše považovány za podezřelé než za ohrožující (McGovern & McDonald 2003). Jamil (2019) uvádí, že podle vědců z National Institute of Environmental Health Sciences v USA existuje velká možnost spojitosti mezi expozicí endokrinních disruptorů a vzniku obezity u lidí.

3.3 Organické mikropolutanty v životním prostředí

Organické mikropolutanty označující výše zmíněnou skupinu látek známou jako léčiva a produkty osobní péče (PPCP), zahrnují velkou skupinu bioaktivních chemických sloučenin. (Galwa-Widera 2019).

Celosvětově rostoucí spotřeba chemických produktů vede ke zvyšujícímu se znečištění vod, přičemž dopady jsou zatím z velké části neznámé. Kontaminace vody mnoha různými chemickými sloučeninami navzdory velmi nízkým koncentracím vyvolává značné ekologické problémy po celém světě. Mnohé z těchto látek, které řadíme mezi mikropolutanty, se používají denně v domácnostech i na pracovištích a velké množství následně končí v kanalizaci (Margot

et al. 2015). Mezi nejběžnější PPCP nacházející se v životním prostředí patří nesteroidní protizánětlivé léky (dále jen NSAID), antibiotika, hormonální látky, β -blokátory nebo psychofarmaka. Dále je to také kofein, který je kromě nápojů součástí i farmaceutických přípravků. Z kosmetických přípravků je to například formaldehyd, triclosan atd. (Galwa-Widera 2019)

Hojně využívaná aplikace odpadních vod a čistírenských kalů pro účely hnojení přispívá k uvolňování značného množství těchto mikropolutantů do životního prostředí (Gworek et al. 2021). Zájem o toto téma začal vzrůstat od roku 1998, kdy Thomas A. Ternes zveřejnil výsledky své práce sledování výskytu léčiv v německých ČOV a v řekách. Galwa-Widera (2019) uvádí, že po zveřejnění Ternesova výzkumu byla prokázána přítomnost léčiv ve vodách po celém světě. Bylo prokázáno, že celosvětově se v životním prostředí vyskytuje více než 600 farmaceutických látek (Küster & Adler 2014).

PPCP mohou ovlivňovat a narušovat endokrinní systém organismů tím, že vykazují vlastnosti endokrinních disruptorů, tedy že napodobují, zvyšují či snižují působení hormonů. Tyto látky také mohou interagovat např. s jíly, sedimenty, půdními koloidy i mikroorganismy. Působení organických mikropolutantů v bakteriálních organismech může způsobit rezistenci bakterií vůči některým lékům nebo změnu jejich metabolismu (Galwa-Widera 2019). Známým znepokojivým vlivem léčiv v ŽP je například účinek ethinylestradiolu, který přispívá k feminizaci samečů ryb v řekách (Küster & Adler 2014).

Ivanová et.al (2018) ve své studii o výskytu léčiv a drog v čistírenském kalu a jeho využití v zemědělství v Slovenské republice uvádí, že předpokládané zatížení půdy dosahuje ročně až stovky kilogramů těchto látek.

Vzhledem k tomu, že ČOV produkují různé typy kalů, které lze použít jako hnojivo na zemědělských půdách, je osud organických mikropolutantů v půdě závislý na jeho odlišných vlastnostech. Původ kalu, typ úpravy a tím pádem tedy jeho odlišné vlastnosti ovlivňují mobilitu PPCP v půdě, což představuje velké riziko vyplavování, kontaminace půdy, interakce s organismy nebo absorpce rostlinami (Bastos et al. 2020). Nicméně osud a chování léčiv v půdě, včetně jejich mobility a dostupnosti pro rostliny, závisí vedle vlastností kalu, i na půdních fyzikálních, chemických a biologických vlastnostech a také na vlastnostech látky samotné (Gworek et al. 2021). Léčiva zaváděná do půdy jsou přijímána rostlinami a následně zadržována v jejich různých částech. Obecně platí, že nejvyšší akumulací koeficienty byly zjištěny ve vegetativních částech rostlin v následujícím sestupném pořadí: kořeny > listy > stonky, zatímco nejnižší v generativních částech, jako jsou například zrna obilovin (Gworek et al. 2021).

Gworek et al. (2021) ve své studii uvádí, že o bioakumulaci léčiv v organismech nebo v trofickém řetězci je však málo informací. Nicméně zvýšená pozornost se, podle Gworek et al. (2021), upíná směrem k anti-mikrobiální rezistenci (AMR), která vyvolává obavy s ohledem na zdraví lidí a zvířat. Pěstování rostlin na půdách obsahujících léčiva může mít vliv na jejich vývoj.

3.3.1 PPCP v půdě

Osud farmak v půdě je komplexní proces, který závisí na mnoha faktorech jako jsou fyzikálně-chemické vlastnosti samotných sloučenin i půdy. Silně sorbující léčiva mají tendenci se hromadit v půdě, zatímco ty vysoce mobilní mají tendenci se vyluhovat do podzemních vod

(Mejias et al. 2018). Stejně tak Bastos et al. (2020) ve své studii uvádí, že mobilita léčiv v půdě je řízena procesy sorpce a desorpce, které jsou výsledkem různých, v půdě probíhajících, mechanismů.

Mejias et al. (2018) hodnotí jako nejkritičtější sloučeniny z hlediska ekotoxikologického rizika v půdách obohacených upraveným čistírenským kalem zejména fluorochinolon, ciprofloxacin, estrogeny 17 α -ethinylestradiol a 17 β -estradiol a antimikrobiální látky triclocarban a triclosan.

Ve dvou půdách odebraných ze suchých oblastí hodnotili Lin a Gan (2011) sorpci a degradaci pěti léčiv ze skupiny antibiotik a NSAID. Střední až silnou sorpci vykazovali naproxen a trimethoprim, zatímco u diklofenaku, ibuprofenu a sulfamethoxazolu byla sorpce v obou půdách zanedbatelná. Studované sloučeniny byly za anaerobních podmínek náchylné k mikrobiální degradaci s poločasy rozpadu v rozmezí od 4,8 do 69,3 dní. Za anaerobních podmínek byly látky, kromě sulfamethoxazolu, relativně perzistentní. Jejich degradace byla tedy podle studie ovlivněna zejména mikrobiální aktivitou, obsahem kyslíku v půdě, typem půdy a vlastnostmi léčiv.

Ve studii Kodešová et al. (2016) zkoumali vliv 13 různých půdních typů, typických pro ČR, na rozptyl sedmi druhů farmak ze skupin antibiotik (trimethoprim, sulfamethoxazol, klindamycin, klarithromycin), β -blokátorů (atenolol, metoprolol) a psychofarmak (karbamazepin). Výsledky vykazovaly ve většině případů závislost stálosti léčiv v půdách na typu půdy. Testované látky vykazovaly nižší průměrné poločasy rozpadu v půdách kvalitnějších (černozemě) ve srovnání s půdami méně kvalitními (kambizemě). Studie prokázala výrazný vliv pH půdy na sorpci ionizovatelných látek. Nejvyšší schopnost sorpce vykazoval klarithromycin následovaný trimethoprimem, metoprololem, atenololem a alindamycinem. Zatímco karbamazepin a sulfamethoxazol vykazovali nejnižší sorpci a tím i vyšší mobilitu v půdách, což může mít za následek kontaminaci podzemních vod a akumulaci v rostlinách (Mejias et al. 2018).

Odlišnou skupinou léčiv se zabýval Mrozik & Stefaňska (2014), kteří zkoumali adsorpční a biodegradaci chování některých antidiabetik: glimepiridu, glibenclamidu, gliclazidu a metforminu. Přičemž metformin vykazoval vysokou mobilitu, zatímco ostatní tři sloučeniny se silně sorbovaly na pevnou fázi půdy, zejména v půdách bohatých na organickou hmotu a s vyšším obsahem jílu, čímž je nepříznivě ovlivněna jejich biodegradace a přeměna. Žádné z těchto léčiv tedy nelze kvalifikovat jako rychle biologicky odbouratelné.

Perzistence fluorochinolonových antibiotik, ciprofloxacinu a norfloxacinu v půdě závisí především na jejich fotostabilitě, schopnosti adsorpce a vytváření vazeb s půdními částicemi, rychlosti jejich odbourávání a rychlosti vyplavování. Tyto látky často tvoří stabilní komplexy s některými dvojmocnými a trojmocnými ionty kovů (Ca, Mg, Al), což je zásadní vlastnost zejména pro středomořské půdy tvořené vápencem (Picó a Andreu 2007). Fluorochinolony jsou v půdách hnojených kalem stabilní po dobu přibližně 2 let (Gworek et al. 2021).

Je známo, že antibiotika v půdě mohou pocházet i z přírodních procesů, např. tetracyklin je produkován bakteriemi, které se přirozeně vyskytují v půdě. Další možností vstupu antibiotik v malém množství do půdy je přenos vzduchem prachovými částicemi. Avšak o obsahu antibiotik v půdě existuje obecně velmi málo studií (Gworek et al. 2021).

Nejznámější riziko související s přítomností antibiotik v půdě je spojeno s výskytem a šířením antibiotické rezistence (AMR) u patogenních bakterií. V posledních letech je AMR

věnována značná pozornost, její vývoj vyvolává značné obavy. V půdě je uváděna rezistence zejména na β -laktamová antibiotika (např. penicilin), Sulfadiazin a Sulfaniamid. Antibiotika zároveň mohou v půdě narušit biologickou rovnováhu tím, že rozpad velkého množství bakterií způsobí nedostatek potravy pro půdní faunu, jako např. háďátka, prvoci apod. a to následně ovlivní probíhající půdní procesy (Gworek et al. 2021).

Je však nutné poznamenat, že uvolňování antibiotik do životního prostředí v důsledku používání humánních léčiv je podle odhadů mnohonásobně nižší než z aplikování veterinárních léčiv. Odhaduje se, že zátěž antibiotiky vstupujícími do půdy s přírodními hnojivy dosahuje několika kilogramů na hektar. Koncentrace antibiotik stanovené v této zátěži často přesahují 400 mg/kg půdy, přičemž nejvyšší zastoupení mají antibiotika ze skupiny tetracyklinů, často používaných v chovech prasat. Eliminační procesy antibiotik mohou být biotické nebo abiotické, jako např. adsorpce, mineralizace, hydrolýza, fotolýza, termolýza, redoxní reakce apod. Biologická degradace však hraje v životním prostředí klíčovou roli (Gworek et al. 2021).

3.3.2 PPCP v rostlinách

Některé kontaminanty obsažené v upraveném čistírenském kalu aplikovaném na půdu, mohou být následně přijímány rostlinami a ukládány v různých rostlinných pletivech. Zejména u léčiv existují studie, které naznačují jejich vliv na vývoj rostlin. Není však prokázáno, zda za tím stojí přímý vliv léčiv na rostliny, nebo zda je za poškození rostlin odpovědné antibakteriální působení na půdní mikroorganismy a tím ovlivněním symbiózy rostliny s půdními bakteriemi (Gworek et al. 2021).

Předpokládá se, že transpirační proud rostlinami je hlavní hnací silou způsobující příjem organických sloučenin, jako jsou léčiva. Pasivní difúze jednotlivých molekul do rostlinných buněk závisí na fyzikálně-chemických vlastnostech sloučeniny a struktuře buněčné stěny. Sorpce konkrétních léčiv však může být také ovlivněna interakcemi s jinými sloučeninami, jsou-li přítomny společně rozpuštěné v půdním roztoku (Kodešová et al 2019).

Bastos et al. (2020) uvádí ve své studii, že byla prokázána schopnost akumulace farmaceutických sloučenin u rostlin kukuřice (*Zea mays* L.) a to konkrétně v semenech, kořenech a listech. Byl také pozorován pokles výnosů zrn u těchto rostlin až o 50 %. Dospěli k závěru, že jedlé části plodiny byly kontaminovány léčivými a mohly by mít negativní dopad na spotřebitele. Kromě toho mohou organismy vystavené těmto molekulám šířit a/nebo přenášet geny rezistence na antibiotika.

V jiné studii Gworek et al. (2021) prezentuje výsledek skleníkového experimentu na příjem 5 různých druhů léčiv rostlinami sójy. Výsledky studie prokázaly, že karbamazepin, triclosan a triclocarban byly akumulovány v kořenových pletivech i v nadzemních částech rostlin, včetně semen. Akumulace a transport difenhydraminu a fluoxetinu do nadzemních částí rostlin byl omezený. Přičemž zjistili, že pěstování rostlin na takových půdách nemělo významný vliv na degradaci zkoumaných látek.

Mobilita a biologická dostupnost léčiv pro rostliny se liší mezi kultivací v půdě nebo v hydroponickém systému, kde také závisí na vlastnostech půdy, včetně obsahu organického uhlíku a kapacitě iontové výměny (Gworek et al. 2021).

Kodešová et al. (2019) zkoumala vliv půdy hnojené kalem na příjem a transfer testovaných léčiv špenátem. Nejvyšší bioakumulace v kořenech a v listech špenátu byla

pozorována u setralinu, tramadolu, karbamazepinu a jeho metabolitů. Pouze v kořenech byla zvýšená bioakumulace telmisartanu a mikonazolu. Pozorované koncentrace v pletivech špenátu vykazaly selektivní příjem sloučenin a různou translokaci v jednotlivých částech rostlin, které jsou pravděpodobně řízeny fyzikálně-chemickými vlastnostmi, jako je velikost molekuly, počet vazebných míst a hodnota $\log K_{ow}$. Studie také uvádí, že příjem kladně a záporně nabitých sloučenin může být snížen v důsledku vazby kationtů na záporně nabitě buněčné stěny a odpuzování mezi anionty a těmito buněčnými stěnami.

3.3.3 Mechanismus fytořemediace

Je známo, že některé rostliny mají schopnost zachytávání PPCP a jejich akumulace ve svých tkáních. Významný vliv na příjem a translokaci PPCP v rostlinách mají fyzikálně-chemické vlastnosti samotných sloučenin. Existují tři hlavní cesty transportu sloučenin do buněk (Al-Farsi et al. 2017):

- Apoplastická cesta (pasivní) – pohyb mezi buňkami probíhá pouze přes prostory buněčných stěn a intracelulárami
- Symplastická cesta (aktivní) – pohyb mezi buňkami přes cytoplasmatickou membránu pomocí plasmodesmat
- Transmembránová cesta – pohyb přes buněčné membrány.

Mezi různými druhy rostlin existují biologické rozdíly ve složení cytoplasmatických membrán, které mohou vést až k řádovým rozdílům v průchodu léčiv (Al-Farsi et al. 2017).

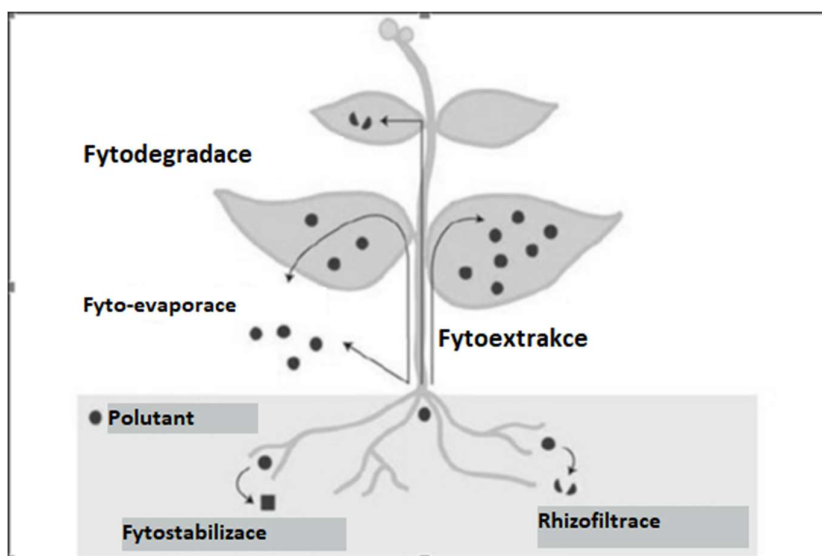
Fytořemediační metoda je jednou z biologických metod řemediace, která zahrnuje využití vyšších rostlin schopných růstu ve znečištěném prostředí k odstraňování kontaminantů z ekosystému. První pokusy o využití rostlin pro zemědělské hospodaření s komunálními odpadními vodami byly provedeny v Německu na počátku 19. století. Nicméně vyšší zájem o fytořemediační techniku se začal projevovat až od 80. let, kdy se ukázalo, že rostliny mohou být použitelné nejen pro čištění odpadních vod z domácností, ale také pro odstraňování těžkých kovů a organických xenobiotik z půdy (Galwa-Widera 2019).

Metody fytořemediace lze rozdělit do několika skupin podle mechanismu, kterým rostliny působí na kontaminant (viz obrázek 4):

- **Fytoextrakce** – jedná se o metodu, při které dochází k extrakci polutantů z kontaminované půdy přes kořenový systém odkud se transportují a hromadí v pletivech stonků a v zelených částech rostlin. Tato technika se využívá zejména pro půdy znečištěné anorganickými látkami. Galwa-Widera (2019) ve své studii uvádí, že xenobiotika shromážděná rostlinou se akumulují ve vakuolách nebo reagují se sloučeninami v cytoplasmatickém roztoku. Zvýšení příjmu kovových iontů lze dosáhnout přidáním syntetických nebo organických chelatačních sloučenin k substrátu. Na konci vegetačního období je vhodné rostliny z ošetřeného povrchu odstranit pomocí zemědělské techniky a poté vystavit tepelným, chemickým, fyzikálním nebo mikrobiologickým procesům za účelem koncentrace xenobiotik.
- **Fytodegradace** – při této metodě rostlina přijímá kontaminanty, které jsou následně prostřednictvím metabolické dráhy rostlin transformovány na

enzymatické komplexy, které již nejsou pro organismy škodlivé. Tento proces může probíhat i mimo rostlinu, například v blízkosti kořenů za účasti uvolňovaných degradujících enzymů. Tato metoda našla uplatnění zejména v odstraňování organických polutantů z půd, sedimentů i vod (Galwa-Widera 2019).

- **Rhizofiltrace** – mechanismus této techniky je založen na schopnosti adsorbovat nebo srážet xenobiotika a akumulovat je v kořenových pletivech. Používá se především k odstranění iontů těžkých kovů a radioaktivních prvků nacházejících se v nízkých koncentracích ve vodním prostředí.
- **Fytostabilizace** – je imobilizace znečišťujících látek v kořenové zóně a tím tedy znemožnění kontaminantů pokračovat v migraci. Xenobiotika mohou být redukována, ale ne degradována. Tato metoda je využitelná zejména pro těžké kovy (Galwa-Widera 2019).
- **Fyto-evaporace** – během této metody rostlina přijímá znečišťující látky, poté je transpiruje a odpařuje v upravené formě. Platí to zejména pro selen, arsen a rtuť, nicméně tomuto procesu mohou podléhat i některé organické látky, jako benzen, trichlorethylen, fenol, nitrobenzen a atrazin (Galwa-Widera 2019).



Obrázek 4 - vyobrazení některých mechanismů fytoremediace (zdroj: Szaková&Tlustoš 2019)

Ve studii Al-Farsi et al. (2017) uvádějí, že se většina studovaných PPCP akumulovala v kořenech většiny druhů rostlin a následně se látky v některých případech přemístily do nadzemních částí rostlin. Příjem PPCP rostlinami se u jednotlivých typů rostlin lišil v závislosti na fyzikálně-chemických vlastnostech chemické sloučeniny, kterým byly vystaveny, a na experimentálních podmínkách.

Akumulace v kořenech se často vyjadřuje, dle Al-Farsi et al. (2017), pomocí kořenového koncentračního faktoru (RCF), který udává poměr koncentrace v kořenech ku koncentraci v expozičním médiu. Uváděné hodnoty RCF se pro mnoho typů PPCP mohou pohybovat v rozmezí několika řádů. Akumulaci PPCP v rostlinných tkáních lze také zhodnotit pomocí biokoncentračního faktoru (BCF). Biokoncentrační faktor PPCP v rostlinných pletivech je však většinou používán pro hydroponické kultivace. BCF je vypočten jako poměr chemické

koncentrace v rostlinné tkáni k nominální koncentraci v růstovém médiu; $BCF (l/kg) = C_{\text{rostlinná tkáň}}/C_{\text{roztok}}$.

Hodnocení fytoremediace lze provést pomocí několika indikátorů (Száková & Tlustoš 2019), kterými jsou:

- **Transfer koeficient (TC)** – který hodnotí vztah obsahu kontaminantu v rostlině ku obsahu v půdě. TC lze vyjádřit následujícím vztahem:

$$TC = C_p/C_s$$

Přičemž C_p vyjadřuje celkový obsah polutantu v rostlině a C_s je celkový obsah v půdě. Pokud je hodnota koeficientu vyšší než 1, pak má rostlina potenciál k využití pro fytoremediaci.

- **Translokační faktor (TF)** – vypovídá o vztahu kontaminantu mezi obsahem v podzemní a nadzemní biomase.

$$TF = C_{\text{nadz}}/C_{\text{koř}}$$

C_{nadz} je průměrný celkový obsah kontaminantu v nadzemní biomase a $C_{\text{koř}}$ je obsah kontaminantu v kořenu rostliny. Pokud je $TF > 1$, jedná se o rostliny se zvýšenou schopností akumulace kontaminantů.

- **Index kontaminace rostliny (PPI)** – vyjadřuje vztah obsahu polutantu v rostlině rostoucí v kontaminované půdě a v nekontaminované půdě. Vztah je následující:

$$PPI = C_p/C_{pRef}$$

Kde C_p vyjadřuje celkový obsah polutantu v rostlině rostoucí na kontaminované půdě a C_{pRef} je obsah polutantu ve stejném druhu rostliny pěstovaném na nekontaminované půdě, to je tedy referenční hodnota.

- **Index tolerance (TI)** – vyjadřuje vztah mezi výnosy suché hmoty rostlin z kontaminované půdy (DMY_{cont}) a z nekontaminované půdy (DMY_{ref}). Je vyjádřen následujícím vzorcem:

$$TI = DMY_{\text{cont}}/DMY_{\text{ref}}$$

Tento indikátor předpokládá, že se působení kontaminantu projeví mimo jiné ve snížení výnosu biomasy. Pokud je výsledek indexu $TI < 1$, předpokládá se, že metabolismus rostliny je kontaminantem nepříznivě ovlivněn.

Je rovněž známo, že mikroorganismy obývající rhizosféru mohou výrazně zvyšovat účinnost fytoremediace. Bakterie rhizosféry mohou prostřednictvím přísunu minerálů a syntézy fytohormonů stimulovat růst rostlin. Zároveň jsou schopny snížit hladinu etylenu, který nepříznivě ovlivňuje zakořeňování rostlin. Kromě toho mohou tyto mikroorganismy chránit rostliny před nepříznivými účinky organických polutantů a těžkých kovů i fytopatogenů (Galwa-Widera 2019).

Metody fytoremediace mají nespochybnitelně mnoho výhod, mají však také svá omezení (Galwa-Widera 2019):

Výhody

- Čištění prostředí od škodlivých látek.
- Není potřeba dalších extrakčních látek.
- Aplikace metod in situ.
- Snížení eroze půdy v důsledku kořenového systému rostlin.
- Dodatečná produkce biomasy.
- Zvýšení atraktivity oblastí pokrytých touto technikou.
- Relativně nízké náklady.
- Zvyšování aktivity a početnosti půdních mikroorganismů díky uvolňování rostlinných enzymů do půdy.

Nevýhody

- Dlouhodobé čištění omezeno délkou vegetačního období.
- Příliš toxické látky mohou vést k úhynu rostlin.
- Účinnost metody závisí na vegetačním období, množství srážek, pH a úrodnosti půdy.
- Existuje možnost akumulace nečistot nebo jejich metabolitů v pletivech rostlin.
- Možnost přenosu toxických látek na vyšší trofickou úroveň.
- Potřeba přísné kontroly nově vysazených druhů za účelem zachování biologické rozmanitosti.
- Velká část těchto metod je stále v experimentální fázi.

Transformace PPCP v rostlině může skončit toxičtějšími produkty než mateřské sloučeniny. V přírodních vodách je mnoho organických mikropolutantů náchylných k přímé fotolýze a nepřímé fotodegradaci, což znamená, že některé kontaminanty mohou také podléhat fotodegradaci v listech rostlin.

Al-Farsi et al. (2017) upozorňuje na to, že člověka mohou postihnout významné zdravotní problémy, pokud je vystaven vysokým dávkám léčiv, která se hromadí například v zelenině a ovoci.

3.4 Konopí seté

Konopí seté (*Cannabis sativa* L.) je jednoletá, původně dvoudomá, krytosemenná rostlina z čeledi konopovitých (*Cannabaceae*). Panuje všeobecná shoda, že tento rostlinný druh pochází z Číny. Má mnohostranné využití a tím se stává jedním z nejhodnotnějších, nejuniverzálnějších, ale také nejkontroverznějších přírodních zdrojů.

Tisíce let je konopí využíváno pro rekreační, léčebné, náboženské, průmyslové nebo zemědělské účely (Kaczorová et al. 2020). Právě rekreační využití konopí, tedy využití jeho psychoaktivních účinků, resp. účinků Δ^9 -tetrahydrokanabinolu (THC), tuto plodinu nechvalně proslavilo. Protidrogová kampaň, vysoká náročnost při sklizni a nedostatečné strojové vybavení vedlo v roce 1988 v bývalém Československu k úplnému konci jeho pěstování (Široká 2009).

Na druhé straně je tato plodina jedním z nejstarších zdrojů potravy a textilních vláken. Zájem o technické konopí by se v poslední době dal považovat za vzestupný. Pěstuje se za účelem produkce biomasy, vlákna a semen. Léčebné konopí se pěstuje za účelem produkce samičího květu s obsahem kanabinoidů. Technické konopí pěstované na polích má nízký obsah THC a vyšší obsah kanabidiolu (CBD). Léčebné konopí je pěstováno v kontrolovaných hydroponických podmínkách z důvodu vysoké a uniformní produkce, a pro chemickou a mikrobiologickou kvalitu, přičemž obsahy THC a CBD a jejich poměr se liší (Kaczorová et al. 2020).

Povolené odrůdy technického konopí, jejichž osivo lze uvádět do oběhu v EU, jsou uvedeny ve Společném katalogu odrůd zemědělských plodin, který je sestavován v souladu se zásadami směrnice Rady 2002/53/ES. V ČR jsou povolené odrůdy technického konopí omezeny maximálním přípustným podílem THC do 1 % vyhláškou č. 219/2022 Sb.

Během 4 – 6 měsíců růstové fáze dorůstají rostliny technického konopí v přirozených přírodních podmínkách běžné pěstitelské zemědělské praxe výšky až pěti metrů. Kaczorová (2020) uvádí, že v dnešní době je jen výjimečně konopí pěstováno technologií bez sklizně semen, tedy pouze za účelem využití biomasy stonku, resp. vlákna, kdy je porost sečen v průběhu první poloviny kvetení.

Podle Široké (2005) lze technické konopí všestranně využít, zejména v energetice, jako palivo v malých, lokálních elektrárnách, kombinovaných s teplárnami, v chemickém průmyslu, ve stavebnictví, v automobilovém a papírenském průmyslu, v potravinářství, v oblasti kosmetiky, tkaného a netkaného textilu.

Pietrini et al. (2019) hodnotí konopí jako perspektivní plodinu pro fytomanagement mírně kontaminovaných oblastí, kde konopí vykazovalo uspokojivý růst. Možnost spojit obnovu znečištěné půdy s pěstováním nepotravinářských plodin, aby nedocházelo k přenosu kontaminantů do potravního řetězce, činí tuto plodinu atraktivní.

Konopí seté je považováno za vhodný druh k fytoremediacím díky svým biologickým vlastnostem, jako je rychlý růst, vysoká produkce biomasy, široký kořenový systém, vysoká genetická variabilita, výjimečná schopnost přizpůsobit se různým podmínkám prostředí a vysoká odolnost vůči chorobám a škůdcům. Skutečnost, že má konopí velký rozsah nepotravinářského využití, nabízí skvělou příležitost spojit obnovu kontaminované půdy s pěstováním komerčně využitelných zdrojů, jako jsou například vlákna pro izolační materiál, celulósová částí pro papírenství nebo olej ze semen pro výrobu biopaliv (Pietrini et al. 2019).

V studii Todde et al. (2022) provedli experiment využití konopí pro fytoremediaci půdy kontaminovanou těžkými kovy a jeho následné energetické využití. Jako energeticky nejúčinnější a ekologicky nejšetrnější využití bylo při následném využití kontaminované biomasy pro anaerobní digesci a/nebo přímé spalování. Tyto výsledky demonstrují velký potenciál využití kontaminovaných oblastí pro výrobu bioenergie při současném snížení těžby neobnovitelných zdrojů a emisí znečišťujících látek do životního prostředí.

4 Metodika

Tato práce byla zpracována na Katedře agroenvironmentální chemie a výživy rostlin na České zemědělské univerzitě v letech 2022 až 2023. Samotné vědecké práci na zjištění množství obsahu mikropolutantů, předcházeli již založený nádobový pokus ve vegetační hale s konopím setým, odrůdy Kompolti, pěstovaným v černozemi odebrané z lokality Suchdol. Jako hnojivo byl použit kompost a vermikompost na bázi čistírenských kalů a slaměných pelet pocházejících z předchozího pokusu provozovaného v pokusné stanici FAPPZ v Červeném Újezdě. Po dostatečném nárůstu biomasy byla provedena sklizeň nadzemních částí rostlin a odběr kořenů rostlin a okolní zeminy. Vzorky byly extrahovány a analyzovány v Mikrobiologickém ústavu Akademie věd České republiky.

4.1 Vstupní materiály

4.1.1 Příprava kompostu a vermikompostu

Materiál pro hnojení vznikl v rámci pokusů ve výzkumné stanici České zemědělské univerzity v Červeném Újezdu. Vstupními surovinami byl nestabilizovaný kal z čistírny odpadních vod menšího města Mnichovice s průměrným zatížením 3500 EO (ekvivalentních obyvatel) a navlhčené slaměné pelety značky Granofyt, s.r.o v poměru 1 kg suchých pelet na 4 litry horké vody s teplotou 60°C (Kozlíková 2021). Experiment byl založen v laboratorních podmínkách v různých poměrech surovin.

Pro kompostování materiálu byly použity aerobní fermentory a pro vermikompostování vermikompostovací boxy (Kozlíková 2021, Picková 2021).

Schéma pokusu bylo následující:

- Předkompostování v aerobních fermentorech 2 týdny při intenzitě 4l/min po dobu 5 min každou půlhodinu.
- Vermikompost předkompostovaného materiálu s jednorázovým krmením.
- Vermikompost surovin s jednorázovým krmením.
- Kompostování v aerobních fermentorech 2 týdny při intenzitě 4l/min po dobu 5 min každou půlhodinu a pak 2,5 min každou půlhodinu.

Příprava kompostu byla provedena v pěti různých variantách poměrů surovin, přičemž každá varianta byla připravena ve dvojím provedení. V aerobních fermentorech o pracovním objemu 70 l a poloměru 23 cm byl materiál kompostován po dobu 4 měsíců. Poměr vstupních surovin v jednotlivých variantách je znázorněn v tabulce č. 3 (Picková, 2021).

Tabulka 3 – vstupní materiály pro kompostování a jejich poměrné množství

Varianta	kal [%]	kal [kg]	pelety [%]	pelety [kg]
1.	100	45	0	0
2.	75	33,75	25	6,75 (+2,25 l vody)
3.	50	22,5	50	13,5 (+4,5 l vody)
4.	25	11,25	75	20,25 (+ 6,75 l vody)
5.	0	0	100	27 (+ 9 l vody)

Pro přípravu vermikompostu byly použity vermikompostovací misky umístěné v kovové konstrukci vermikompostovacího boxu. Založení vermikompostu bylo provedeno v pěti variantách pro vermikompostování surovin a v pěti variantách vermikompostování předkompostovaného materiálu. Do každé vermikompostovací misky bylo umístěno 9kg materiálů a 3 litry substrátu se žížalami (Kozlíková 2021). Poměr surovin v jednotlivých variantách je uveden v tabulce č. 4.

Tabulka 4 – vstupní materiály pro vermikompostování a jejich poměrné množství

Vstupní materiál	Varianta	kal [%]	kal [kg]	pelety [%]	navlhčené pelety [kg]
Nezpracované suroviny	1.	100	9	0	0
	2.	75	6,75	25	2,25
	3.	50	4,5	50	4,5
	4.	25	2,25	75	6,75
	5.	0	0	100	9
Předkompostovaný materiál	6.	100	9	0	0
	7.	75	6,75	25	2,25
	8.	50	4,5	50	4,5
	9.	25	2,25	75	6,75
	10.	0	0	100	9

4.1.2 Konopí seté

K experimentu byla vybrána plodina konopí setého na základě podnětu společnosti DEKONTA, a.s. zabývající se ekologickými službami. Zároveň projevil zájem o získaná data oslovený dodavatel osiva, společnost Hempoint, s.r.o. Pro pokus byla vybrána odrůda Kompolti. Osivo bylo chemicky neošetřené, u dodavatele přebalené a přenávěskované.

Země původu: Holandsko
 Č.partie (ÚKZUZ): 1-2434-69002/01)
 Vzorkování: 03/2021
 Kategorie generace: Z/E
 Č.návěsky: 80367899
 Dodavatel: Hempoint, s.r.o., Brtnická 108, 58601 Jihlava

4.2 Schéma pokusu

Experiment byl zrealizován do nádob ve vegetační hale katedry agrochemie a výživy rostlin FAAPZ ČZU a byl založen dne 6.5.2021. Nádobový pokus byl proveden v 15 různých variantách aplikace hnojení a v jedné kontrolní variantě. Všechny varianty byly založeny ve třech opakováních, tedy každá varianta byla založena do třech nádob. Do každé nádoby byla umístěna půda z pole v lokalitě Suchdol, která byla smíchána s komposty a vermikomposty dle níže uvedeného schématu a následně do směsi v každé nádobě byla zaseta 3 semena konopí. Schéma pokusu je znázorněno v tabulce č.5.

Tabulka 5 – Schéma pokusu

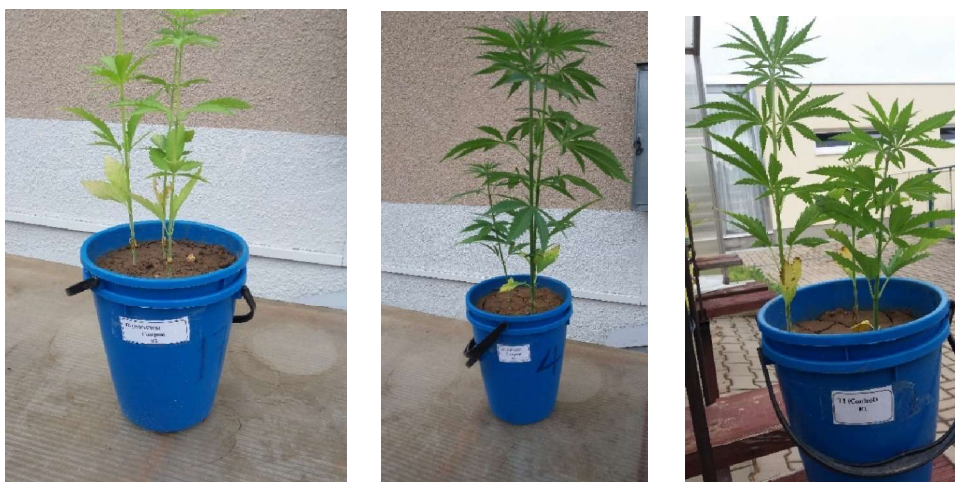
Varianta	Nádoba	Hnojivo	Zemina v suchém stavu [g]	Hnojivo v čerstvém stavu [g]	Hnojivo v suchém stavu [g]
1	1,2,3	kontrola – pouze zemina	5000		40
2	4,5,6	kompost - varianta 1	5000	337	40
2	7,8,9	kompost - varianta 2	5000	322	40
4	10,11,12	kompost - varianta 3	5000	320	40
5	13,14,15	kompost - varianta 4	5000	312	40
6	16,17,18	kompost - varianta 5	5000	264	40
7	22,23,24	vermikompost - varianta 1	5000	139	40
8	25,26,27	vermikompost - varianta 2	5000	161	40
9	28,29,30	vermikompost - varianta 3	5000	199	40
10	31,32,33	vermikompost - varianta 4	5000	207	40
11	34,35,36	vermikompost - varianta 5	5000	255	40
12	43,44,45	vermikompost - varianta 6	5000	175	40
13	46,47,48	vermikompost - varianta 7	5000	188	40
14	49,50,51	vermikompost - varianta 8	5000	185	40
15	52,53,54	vermikompost - varianta 9	5000	168	40
16	55,56,57	vermikompost - varianta 10	5000	235	40

Růst rostlin konopí probíhal po dobu více jak 3 měsíců. Během této doby spočívala péče o rostliny v zalévání dvakrát denně (ráno a večer) a v odstranění případných nežádoucích materiálů, resp. plevelu. Experiment je zobrazen na obrázcích 5a, 5b, 5c a 5d.

Sklizň nadzemní biomasy byla provedena dne 11.8.2021. Biomasa byla následně sušena v sušárně při 30 °C. Kořeny a vzorky půdy byli odebrány 5.10.2021. Z kořenů byla nejprve manuálně odstraněná zemina, poté byly kořeny omyty a vysušeny v kontrolovaném skleníku. Po usušení byla podzemní i nadzemní biomasa rozemlata a navzorkována. Zemina byla navzorkována po vysušení ve skleníku (zdroj informací: Bayu Dume Gari).



Obrázek 5a - Nádobový pokus ve vegetační hale (zdroj: Bayu Dume Gari)



Obrázek 5b, 5c, 5d - Nádobový pokus ve vegetační hale (zdroj: Bayu Dume Gari)

4.3 Analýza biomasy

Zpracování odebraných vzorků bylo provedeno v laboratoři environmentální biotechnologie Mikrobiologickém ústavu Akademie věd České republiky. K analýze vzorků půdy a rostlin byla využita metoda LC/MS pro kvantifikaci 50 organických mikropolutantů, jejichž přehled je uveden v tabulce č.6.

Tabulka 6 - Přehled testovaných sloučenin během experimentu

Skupina PPCP	Účel produktu	Sloučeniny
Léčiva	NSAID a analgetika	Ibuprofen, diklofenak, naproxen, acetaminofen (=paracetamol), ketoprofen, tramadol
	Antibiotika	trimethoprim, erythromycin, sulfamethoxazol, azitromycin, klarithromycin, sulfamethazin, sulfapyridin, sulfanilamid
	Antidepresiva	amitriptylin, venlafaxin, citalopram, mirtazapin
	Antihistaminika	cetirizin
	Antiepileptika	lamotrigin, karbamazepin, gabapentin
	Antimykotika	flukonazol
	Diuretika	furosemid, hydrochlorothiazid
	Regulátory tuků	atorvastatin
	β – blokátory	atenolol, metoprolol,
	Hormony	17α-estradiol, 17β-estradiol, estriol, estron, norgestrel, norethindrone, genistein, equol
	Kontrastní látky pro RTG	ioimeprol
	Látky používané v potravinářství/doplňky stravy	acesulfam, kofein, sacharin, paraxanthin (metabolit)
	Ostatní	omeprazol, telmisartan
Prostředky osobní potřeby	Protibakteriální a protihoubová činidla	triclosan
Endokrinní disruptory	Aditiva plastů	bisfenol A, bisfenol F

4.3.1 Extrakce

V prvním kroku byly vzorky extrahovány methanolem při zvýšeném tlaku 10.3 MPa a teplotě 80°C v přístroji Dionex ASE 200. Do extrakční patrony bylo vloženo od 1 do 5 g vzorku a patrona byla doplněna po okraj práným mořským pískem. Samotná extrakce proběhla ve třech extrakčních cyklech s 5-minutovými statickými kroky na počátku každého cyklu. Extrakty byly odpařeny na objem okolo 5 mL a centrifugovány při 6 000 g po dobu 10ti minut. Viz obrázek č. 6, 7 a 8.



Obrázek 6 - extraktor Dionex ASE 200



Obrázek 7 – odvažování vzorku biomasy



Obrázek 8 – výsledný methanolvý extrakt

4.3.2 Kapalinová chromatografie

Samotná analýza methanolvých extraktů byla provedena pomocí kapalinového chromatografu s hmotnostní detekcí Agilent 6470 Triple Quadrupole LC/MS Systém. Vybavení systému bylo následovné: kolona Agilent Poroshell 120 EC-C18 (100×3 mm; 2.7 μm) s předkolonou Agilent Poroshell 120 EC-C18 (5×3 mm; 2.7 μm) a trojitým kvadrupólem Agilent 6470. Mobilní fázi v procesu kapalinové chromatografie byl 0.5 mM fluorid amonný v MiliQ vodě (aditivum 0.01% kyselina mravenčí) (A) a 100% methanol (B). Gradientová eluce probíhala následovně: (čas [min], % fáze B): 0, 5; 0.5, 5; 3.17, 50; 4.5, 50; 12.5, 100; 14.5, 100; 15.17, 5; 15.83, 5.

Jedna analýza probíhala 16.5 minuty, při průtoku mobilní fázi 0.6 mL/min a objemu nástřiku 2 μL. Chromatografická kolona byla vyhřívána na teplotu 40 °C, teplota zdroje byla 180 °C a průtok plynu ve zdroji 6 L/min.

Za účelem eliminace rušivých vlivů matrice byly vzorky analyzovány metodou standardního přídávku. Koncentrace standardů přidávaných ke vzorku byla vždy 1, 5, a 25 ng/mL. Vzorky s vysokou koncentrací sledovaných analytů mimo kalibrační rozsah byly zředěny methanolem a znovu analyzovány. Podmínky měření hmotnostního spektrometru byly optimalizovány s pomocí programu MassHunter Workstation Optimizer a Source Optimizer (Verze 10.0, SR1, Agilent). Vyhodnocení dat bylo provedeno v programu MassHunter Workstation Quantitative Analysis (Verze 10.0, Agilent).

4.4 Statistické vyhodnocení

Statistické vyhodnocení výsledků měření bylo provedeno v programu Statistica 12 a v programu Microsoft Excel Office16. Naměřené hodnoty koncentrací detekovaných látek byly

testovány na základě znění hypotéz různými metodami. Testováno bylo na hladině spolehlivosti $\alpha = 0,05$.

Vzhledem k zamítnutí normality dat byla v případě první a druhé hypotézy (H1, H2) použita metoda jednofaktorová neparametrická ANOVA, tedy Kruskal-Wallisův H test. Ke grafickému znázornění statisticky významných rozdílů byly zvoleny krabicové grafy.

V případě třetí hypotézy (H3) byl, také z důvodu nesplnění normality dat, zvolen Wilcoxonův neparametrický test pro srovnání středních hodnot a četností dvou závislých souborů, kořenů a nadzemní biomasy. Ke grafickému znázornění byly taktéž využity krabicové grafy.

Pro zhodnocení vlivu jednotlivých variant experimentu bylo zvoleno porovnání průměrů a směrodatných odchylek.

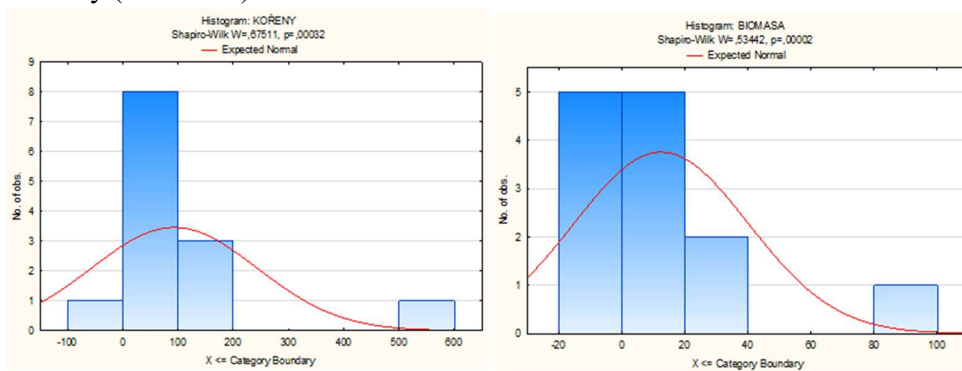
5 Výsledky

Na základě výsledků měření bylo ve vzorcích detekováno 14 chemických látek z celkem 50 sledovaných, viz tabulka č.7 níže. Naměřené koncentrace látek kofein, karbamazepin, daidzen, genistein, paraxantin, telmisartan a tramadol byly detekovány ve všech třech skupinách vzorků, tedy v půdě, v kořenech i v nadzemních částech rostlin.

Tabulka 7 - detekované sloučeniny

Vzorek	Detekované látky													
	Kofein	Karbamazepin	Cetirizin	Daidzen	Diklofenak	Equol	Estron	Genistein	Lamotrigin	Paraxantin	Telmisartan	Tramadol	Triclosan	Venlafaxin
Půda	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Kořeny	X	X	X	X		X	X	X		X	X	X	X	X
Nadzemní biomasa	X	X		X	X			X		X	X	X		

Předpoklad normality dat nebyl splněn, což bylo ověřeno výsledkem Shapiro-Wilkova testu normality (obrázek 8).



Obrázek 8 - histogramy výsledků Shapiro-Wilkova testu normality v případě kořenů a biomasy

5.1 Vliv aplikace kompostů a vermikompostů na obsah PPCP v půdě

Do analýz a testování byla kromě výše zmíněných variant zahrnuta také vstupní půda, označovaná jako „IS“ (z anglického Initial soil), která představuje vzorek půdy použité pro experiment.

Závislost aplikace upraveného kalu na obsah vybraných organických mikropolutantů v půdě byla testována výše zmíněnou metodou jednofaktorová neparametrická ANOVA. Shrnutí výsledků testu je uvedeno v tabulce č.8. Závěr byl interpretován možností „rozdíl neprokázán“ nebo „rozdíl prokázán“, což vypovídá o zamítnutí nebo přijetí nulové hypotézy, která zní následovně:

H0: Aplikace kompostů a vermikompostů nezvyšuje obsah reziduí léčiv a hormonálně aktivních látek v půdě.

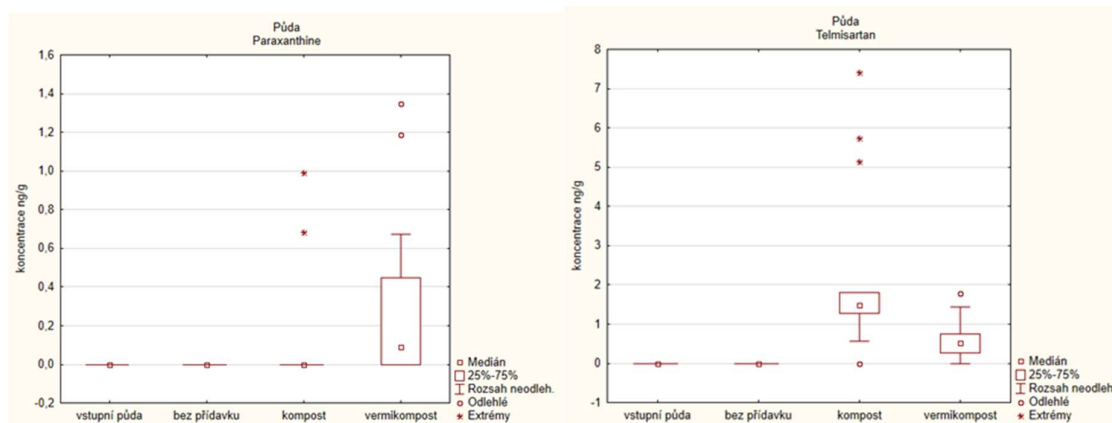
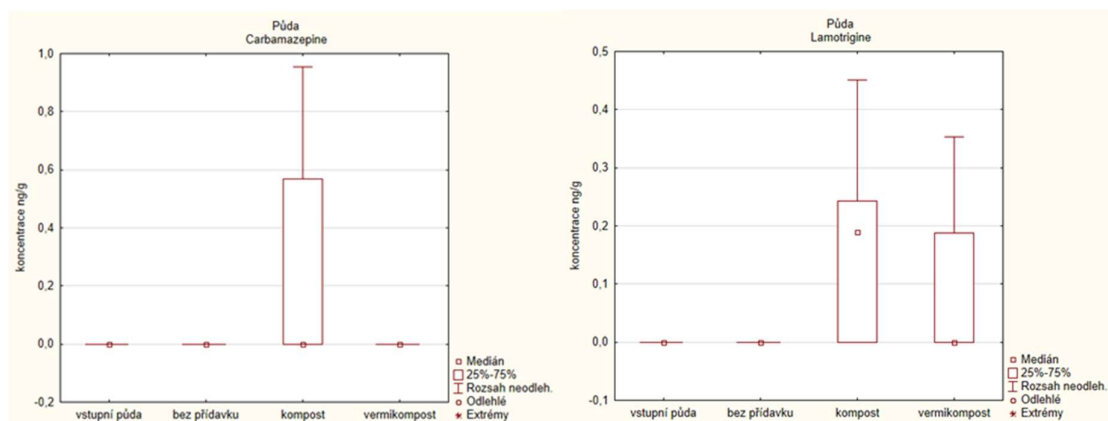
HA: Aplikace kompostů a vermikompostů zvyšuje obsah reziduí léčiv a hormonálně aktivních látek v půdě.

Tabulka 8 – výsledek Kruskal-Wallisova testu pro H1

Půda			
Látka	Výsledek testu (H)	p-hodnota	závěr
Kofein	2,0879	0,5544	Rozdíl neprokázán
Karbamazepin	10,1915	0,0170	Rozdíl prokázán
Cetirizin		Nedetekováno	
Daidzein	8,4595	0,0374	Rozdíl prokázán
Diklofenak	1,3170	0,7251	Rozdíl neprokázán
Equol	2,4000	0,4936	Rozdíl neprokázán
Estron	0,7000	0,8732	Rozdíl neprokázán
Genistein	0,7000	0,8732	Rozdíl neprokázán
Lamotrigin	8,9055	0,0306	Rozdíl prokázán
Paraxantin	7,5341	0,0567	Rozdíl neprokázán
Telmisartan	21,3894	0,0001	Rozdíl prokázán
Tramadol	4,5801	0,2053	Rozdíl neprokázán
Triclosan	2,2551	0,5212	Rozdíl neprokázán
Venlafaxin		Nedetekováno	

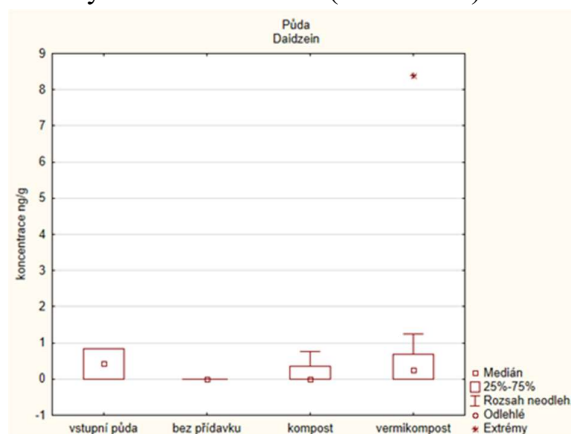
Je třeba poznamenat, že neparametrické testování se považuje za velmi přísné, proto mohou zdánlivě jasné rozdíly vykazovat přijetí nulové hypotézy.

Z grafického znázornění pomocí krabicových grafů (obrázek 9a,9b,9c a 9d) je patrné, že u látek lamotrigin a telmisartan byl zaznamenán významný vliv hnojení kompostem a vermikompostem na zvýšení jejich koncentrace v půdě. V případě karbamazepinu byl tento vliv prokázán pouze v případě aplikace kompostu. Přestože u látky paraxantin nebyl prokázán statisticky významný rozdíl, je z grafu zřejmé, že vliv aplikace hnojiva se projevil několika, převážně, odlehlými hodnotami. Tato skutečnost odpovídá naměřené p-hodnotě, která se nachází jen těsně od hranice hladiny významnosti.



Obrázek 9a, 9b, 9c, 9d - krabicový graf zobrazující vliv hnojení na obsah v půdě pro látky karbamazepin, lamotrigin, paraxantin a telmisartan

Výsledek látky daidzein, přestože vykazuje statisticky významný rozdíl, zaznamenává jen nepatrný rozdíl hodnot koncentrace látky ve vstupní půdě s hnojenou půdou po sklizni. Avšak v půdě bez přídatku hnojení nebyl detekován vůbec (obrázek 10).



Obrázek 10 - krabicový graf znázorňující vliv hnojení na obsah daidzeinu v půdě

U ostatních detekovaných látek nebyl prokázán významný rozdíl mezi naměřenými hodnotami koncentrací u vstupní půdy, půdy bez přídatku a půdy, kde byla provedena aplikace hnojiva a nulová hypotéza se tím pádem přijímá.

U látek equol, estrone a genistein byla naměřena pouze jedna hodnota, ze všech měřených 51 vzorků (včetně 3 vzorků vstupní půdy).

Při srovnání průměrných hodnot koncentrací jednotlivých kontaminantů u všech variant (tabulka 9) je zřejmé, že nejvyšší hodnoty napříč všemi skupinami zaznamenáváme pro kofein. Prokázané zvýšení obsahu na půdách po aplikaci hnojiva bylo zaznamenáno zejména u telmisartanu, dále paraxantinu a lamotriginu.

Tabulka 9 - Srovnání průměrných hodnot obsahů látek v půdě dle varianty

Varianty	Kofein	Karbamazepin	Daidzein	Diklofenak	Equol	Estron	Genistein	Lamotrigin	Paraxantin	Telmisartan	Tramadol	Triclosan
	[ng/g]											
Vstupní půda	4.91	0.00	0.42	0.38	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.23	0.52
1	4.73	0.00	0.00	0.23	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.23	0.00
2	5.30	0.78	0.19	0.08	0.00	0.00	0.00	0.40	0.00	6.09	0.46	0.25
3	4.64	0.27	0.26	0.79	0.00	0.00	0.00	0.06	0.00	1.37	0.42	0.00
4	4.54	0.00	0.00	0.18	0.00	0.00	0.00	0.14	0.23	1.44	0.44	0.63
5	4.65	0.00	0.12	0.37	5.06	0.00	0.00	0.22	0.00	1.67	0.12	0.11
6	5.07	0.00	0.16	0.26	0.00	0.00	0.00	0.04	0.33	0.18	0.15	0.00
7	4.11	0.00	0.80	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09	0.22	0.58	0.11	0.00
8	4.26	0.00	0.17	0.51	0.00	0.00	0.00	0.07	0.13	0.83	0.16	0.19
9	4.76	0.00	0.00	0.29	0.00	0.00	0.00	0.06	0.37	0.56	0.00	0.17
10	2.51	0.00	0.24	0.34	0.00	0.00	0.00	0.00	0.23	0.27	0.00	0.58
11	2.76	0.00	0.55	0.16	0.00	0.00	0.00	0.05	0.26	0.12	0.00	0.42
12	4.72	0.00	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.15	0.89	0.41	0.00
13	4.42	0.00	0.12	0.05	0.00	0.00	0.00	0.13	0.00	0.78	0.17	0.76
14	5.01	0.00	0.54	0.34	0.00	0.00	0.00	0.12	0.20	0.50	0.25	0.00
15	5.26	0.00	3.33	0.47	0.00	0.23	0.27	0.06	0.21	0.35	0.27	0.14
16	5.06	0.00	0.43	0.33	0.00	0.00	0.00	0.07	1.05	0.65	0.06	0.00
Celkový průměr	4.51	0.06	0.44	0.28	0.30	0.01	0.02	0.10	0.20	0.96	0.21	0.22

5.2 Vliv aplikace kompostů a vermikompostů na obsah PPCP v rostlinách

V rámci naměřených hodnot koncentrací odebraných vzorků rostlin byly testovány zvlášť hodnoty pro nadzemní biomasu a pro kořeny.

5.2.1 Vliv aplikace kompostů a vermikompostů na obsah PPCP v kořenech

U kořenů bylo zaznamenáno stejné množství látek jako v okolní půdě, nejednalo se však o totožné PPCP. V kořenech jsme oproti půdě nazaznamenali výskyt diklofenaku a lamotriginu, ovšem navíc byl detekován cetirizin a venlafaxin.

V tabulce č. 10 je stanoven závěr k hypotéze H2 v souvislosti s kořeny rostlin. Znění hypotézy je následovné:

H0: Neexistují průkazné rozdíly mezi obsahy těchto látek v rostlinách pěstovaných bez přídavku kompostů a vermikompostů a s jejich přídavky.

HA: Existují průkazné rozdíly mezi obsahy těchto látek v rostlinách pěstovaných bez přídavku kompostů a vermikompostů a s jejich přídavky.

Při znění závěru „rozdíl neprokázán“ nulovou hypotézu přijímáme, v případě závěru „rozdíl prokázán“ nulovou hypotézu zamítáme.

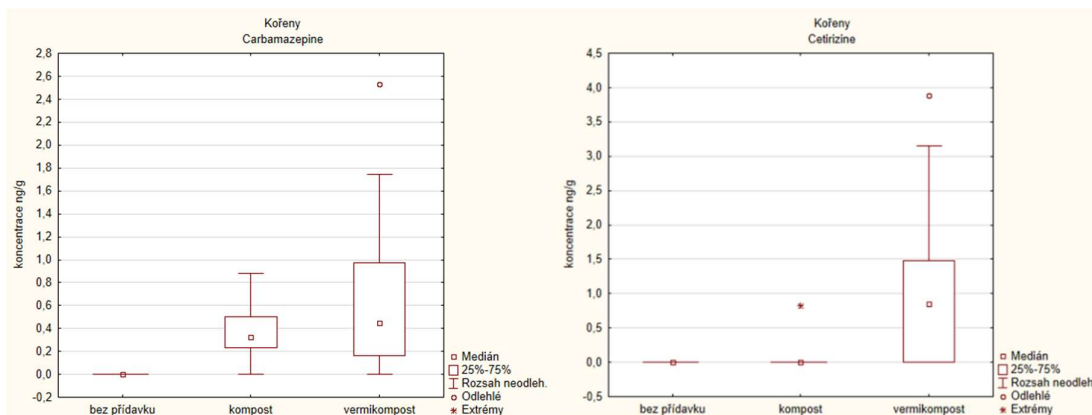
Statisticky významný rozdíl byl prokázán u většiny detekovaných sloučnin, viz tabulka č.10. Znění hypotéz je stejné jako v kapitole 5.2.1. Nulovou hypotézu zamítáme v případě závěru „rozdíl prokázán“.

Je nutné zmínit fakt, že se 2 vzorky kořenové biomasy pěstované na půdě hnojené kompostem znehodnotili, a tím pádem se nepodrobili měření. Konkrétně se jednalo o 2 vzorky z varianty 6 – tedy kompost na bázi 100% pelet.

Tabulka 10 - výsledek Kruskal-Wallisova testu pro H2 - kořeny

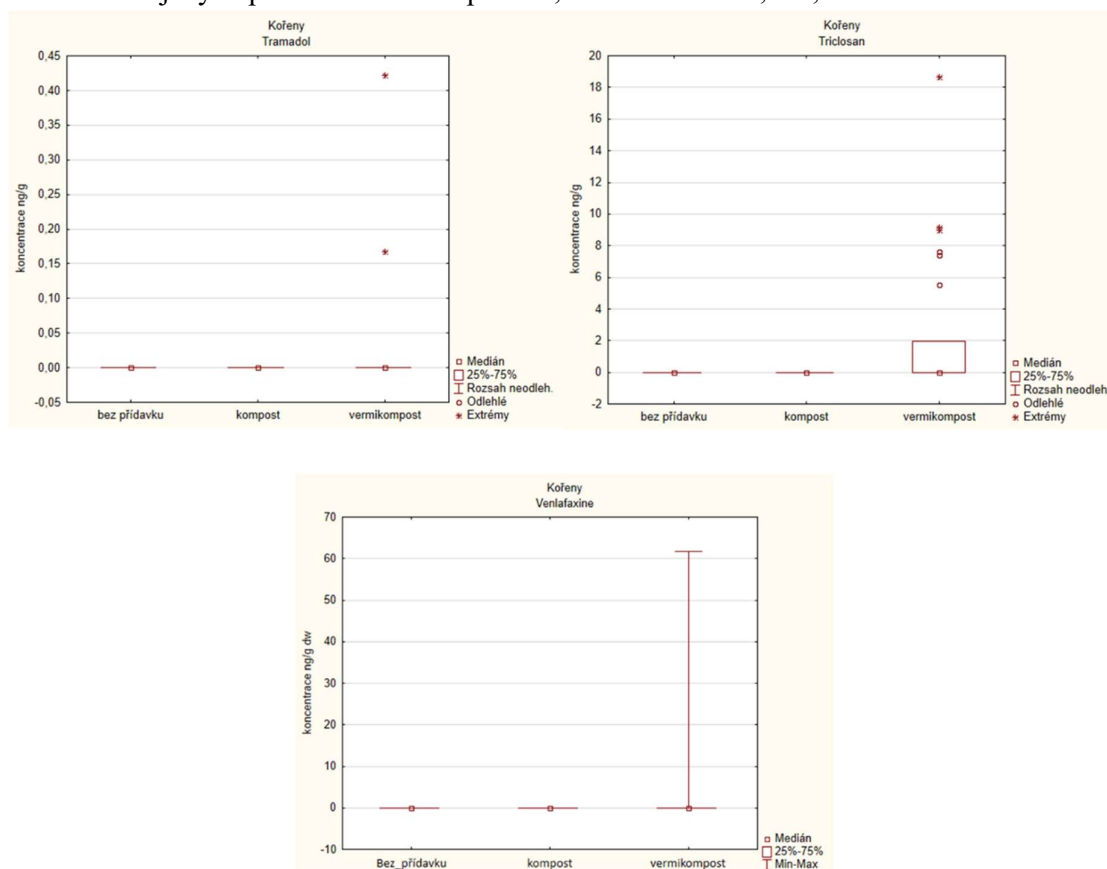
Kořeny			
Látka	Výsledek testu (H)	p-hodnota	závěr
Kofein	24,2257	<0.0001	Rozdíl prokázán
Karbamazepin	6,3879	0,0410	Rozdíl prokázán
Cetirizin	12,1776	0,0023	Rozdíl prokázán
Daidzein	44,9394	<0.0001	Rozdíl prokázán
Diklofenak		Nedetekováno	
Equol	6,2112	0,0448	Rozdíl prokázán
Estron	44,9394	<0.0001	Rozdíl prokázán
Genistein	44,9394	<0.0001	Rozdíl prokázán
Lamotrigine		Nedetekováno	
Paraxantin	11,0584	0,0040	Rozdíl prokázán
Telmisartan	8,3222	0,0156	Rozdíl prokázán
Tramadol	1,0904	0,5797	Rozdíl neprokázán
Triclosan	5,7478	0,0565	Rozdíl neprokázán
Venlafaxin	1,6722	0,4334	Rozdíl neprokázán

Podle grafického vyjádření krabicovými grafy lze konstatovat, že u 4 z 12 detekovaných látek se projevil vliv aplikace kompostů a vermikompostů na obsah léčiv a endokrinních disruptorů v kořenech. Znatelný rozdíl lze pozorovat u látek karbamazepin a cetirizin, viz obrázek 11a a 11b.



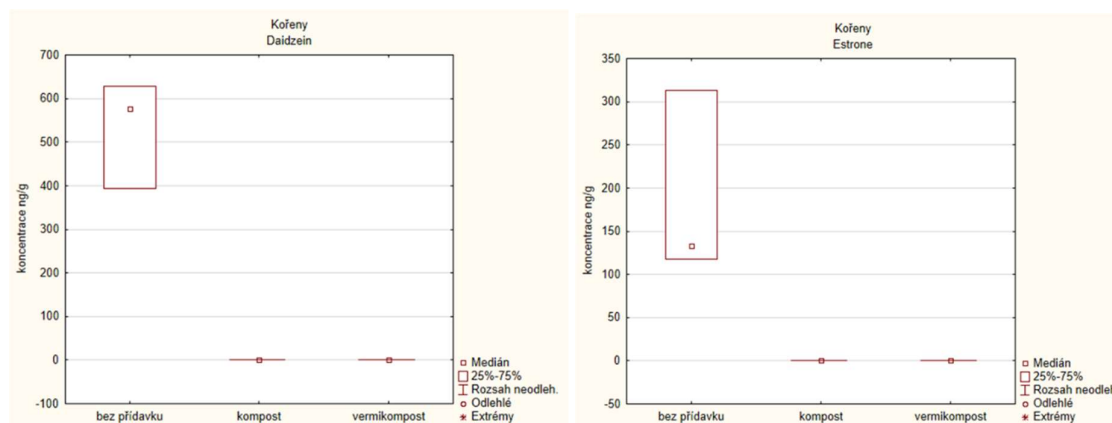
Obrázek 11a, 11b - krabicový graf znázorňující vliv hnojení na obsah karbamazepinu a cetirizinu v kořenech

V případě látek tramadol, triclosan a venlafaxin, u kterých přestože nebyl prokázán statisticky významný rozdíl, lze pozorovat ojedinělé výskyty detekovaných látek v kořenech rostlin na hnojených půdách vermikompostem, viz obrázek 12a,12b,12c.

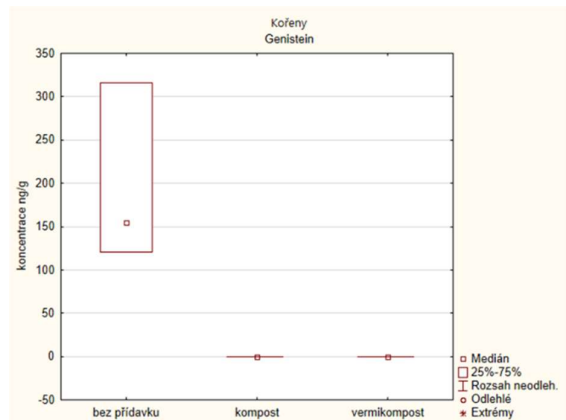


Obrázek 12a, 12b, 12c - krabicový graf znázorňující vliv hnojení na obsah tramadolu, triclosanu a venlafaxinu v kořenech rostlin

U ostatních pozorovaných sloučenin docházelo k jejich detekci zejména u rostlin, které byly pěstovány na půdách bez přídatku hnojiva. Jak je vidět v grafickém vyjádření (obrázek 13a, 13b, 13c) daidzein, estron a genistein, většinou se jednalo i o výrazně vyšší hodnoty než v rostlinách pěstovaných na hnojených půdách.

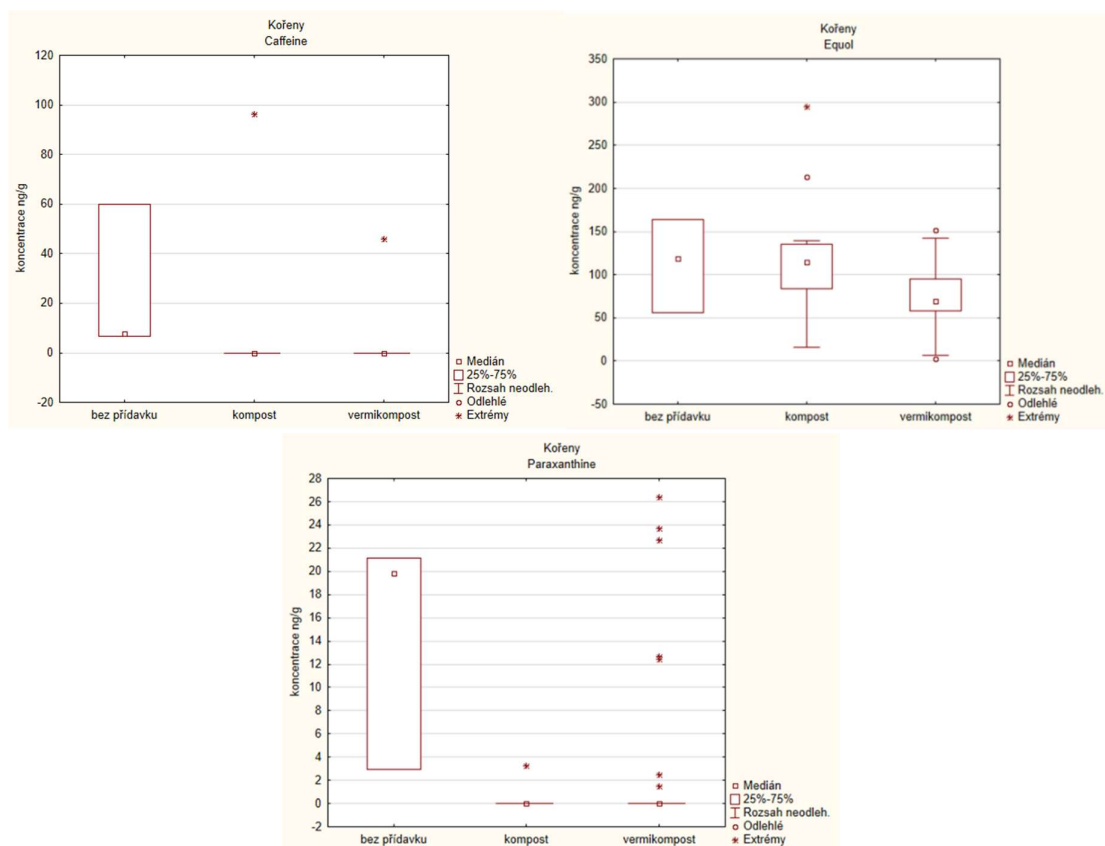


Obrázek 13a,13b,13c - krabicové grafy znázorňující vliv hnojení na obsah daidzeinu, estronu, genisteinu v kořenech



Obrázek 13c - krabicové grafy znázorňující vliv hnojení na obsah daidzeinu, estronu, genisteinu v kořenech

Výsledky Kruskal-Wallisova testu látek kofein, equol a paraxantin vykazují určitý obsah v kořenech ze všech typů půd, tedy z půd bez přísavku i s přísavkem hnojiva, viz obrázek 14a, 14b, 14c.



Obrázek 14a,14b,14c - krabicové grafy znázorňující vliv hnojení na obsah kofeinu, equolu a paxantinu v kořenech rostlin

Stejně jako u testování půdy, bylo provedeno srovnání průměrných hodnot pro jednotlivé varianty půd. Tento přehled ukazuje trend, kdy byly zaznamenány vysoké hodnoty v kontrolní variantě u látek daidzein, equol, estrone a genistein (tabulka 11).

Tabulka 11 – Srovnání průměrných hodnot obsahů látek v kořenech dle variant experimentu

Varianty	Kofein	Karbamazepin	Cettrizin	Daidzein	Equol	Estron	Genistein	Paraxantin	Telmisartan	Tramadol	Triclosan	Venlafaxin
	[ng/g]											
1	24.7	0.0	0.0	533.2	112.6	187.8	197.2	14.6	0.4	0.0	0.0	0.0
2	0.0	0.2	0.0	0.0	115.6	0.0	0.0	0.0	134.4	0.0	0.0	0.0
3	0.0	0.4	0.0	0.0	109.1	0.0	0.0	0.0	35.3	0.0	0.0	0.0
4	0.0	0.6	0.0	0.0	58.4	0.0	0.0	0.0	73.9	0.0	0.0	0.0
5	0.0	0.4	0.3	0.0	214.6	0.0	0.0	0.0	158.2	0.0	0.0	0.0
6	32.1	0.0	0.0	0.0	16.1	0.0	0.0	1.1	5.4	0.0	0.0	0.0
7	0.0	1.1	1.4	0.0	75.2	0.0	0.0	0.0	154.4	0.0	8.6	0.0
8	15.3	1.2	2.2	0.0	86.7	0.0	0.0	4.1	616.9	0.1	9.3	0.2
9	0.0	0.4	1.1	0.0	77.3	0.0	0.0	0.0	143.3	0.0	0.0	0.0
10	0.0	0.4	0.0	0.0	79.3	0.0	0.0	9.2	67.0	0.0	0.0	0.0
11	0.0	0.0	0.1	0.0	55.3	0.0	0.0	0.0	3.1	0.0	0.0	0.0
12	0.0	0.9	2.2	0.0	74.0	0.0	0.0	7.6	30.0	0.1	0.6	20.6
13	0.0	1.6	2.9	0.0	29.1	0.0	0.0	4.2	187.9	0.0	2.5	0.0
14	0.0	0.5	0.6	0.0	109.5	0.0	0.0	0.0	112.4	0.0	1.8	0.0
15	0.0	0.2	0.0	0.0	61.9	0.0	0.0	0.0	55.2	0.0	0.0	0.0
16	0.0	0.0	0.0	0.0	72.0	0.0	0.0	8.8	4.7	0.0	0.0	0.0
Celkový průměr	4.5	0.5	0.7	33.3	84.2	11.7	12.3	3.1	111.4	0.01	1.4	1.3

5.2.2 Vliv aplikace kompostů a vermikompostů na obsah PPCP v biomase

V nadzemní biomase bylo detekováno nejméně druhů organických mikropolutantů ze všech třech skupin odebraných vzorků. Z celkem 14 zachycených látek bylo v biomase zaznamenáno pouhých 8 látek.

Stejně jako u kořenů rostliny v tabulce č. 12 je metodou jednofaktorová neparametrická ANOVA stanoven závěr k hypotéze H2 v souvislosti s nadzemními částmi rostlin.

Příčemž znění hypotézy je:

H0: Neexistují průkazné rozdíly mezi obsahy těchto látek v rostlinách pěstovaných bez přidavku kompostů a vermikompostů a s jejich přidavky.

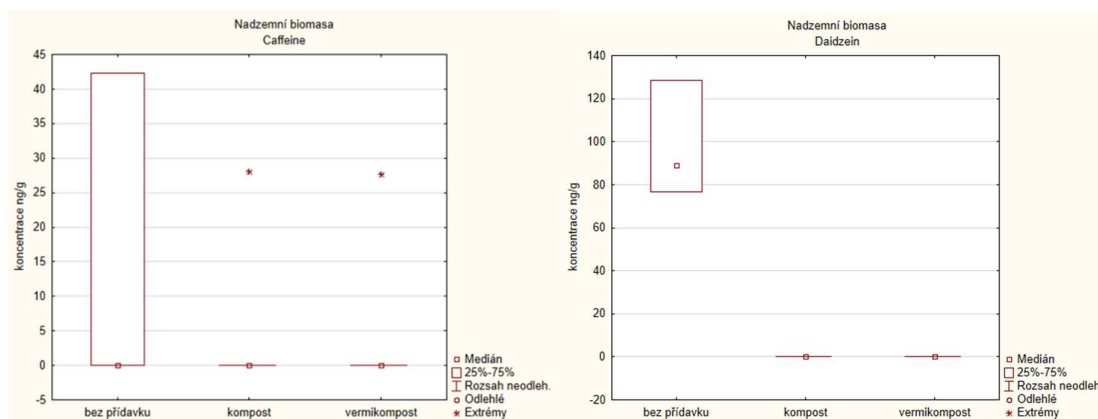
HA: Existují průkazné rozdíly mezi obsahy těchto látek v rostlinách pěstovaných bez přidavku kompostů a vermikompostů a s jejich přidavky.

Při znění závěru „rozdíl neprokázán“ nulovou hypotézu přijímáme, v případě závěru „rozdíl prokázán“ nulovou hypotézu zamítáme.

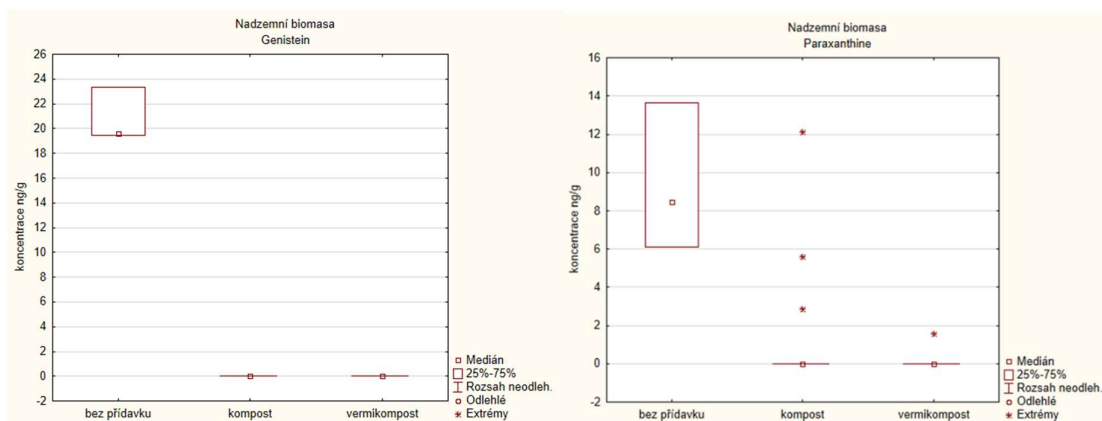
Tabulka 12 - výsledek Kruskal-Wallisova testu pro H2 - nadzemní části rostlin

Nadzemní biomasa			
Látka	Výsledek testu (H)	p-hodnota	závěr
Kofein	4,5309	0,1038	Rozdíl neprokázán
Karbamazepin	5,5229	0,0632	Rozdíl neprokázán
Cetirizin		Nedetekováno	
Daidzein	46,9421	<0.0001	Rozdíl prokázán
Diklofenak	9,2277	0,0099	Rozdíl prokázán
Equol		Nedetekováno	
Estron		Nedetekováno	
Genistein	46,9421	<0.0001	Rozdíl prokázán
Lamotrigin		Nedetekováno	
Paraxantin	22,8516	<0.0001	Rozdíl prokázán
Telmisartan	1,2086	0,5464	Rozdíl neprokázán
Tramadol	6,8848	0,0320	Rozdíl prokázán
Triclosan		Nedetekováno	
Venlafaxin		Nedetekováno	

Z výsledků je patrné, že test u většiny látek zamítá nulovou hypotézu, tzn. že existuje průkazný rozdíl mezi obsahy detekovaných látek v půdě bez přísadků a v půdě po aplikaci kompostu či vermikompostu. Prokazatelné rozdíly byli nicméně zaznameny zejména v případech, kdy rostlina přijala více xenobiotika z půdy bez přísadku nežli z hnojených půd, viz krabicové grafy (obrázek 15a,b,c,d) pro látky kofein, daidzein, genistein a paraxantin.

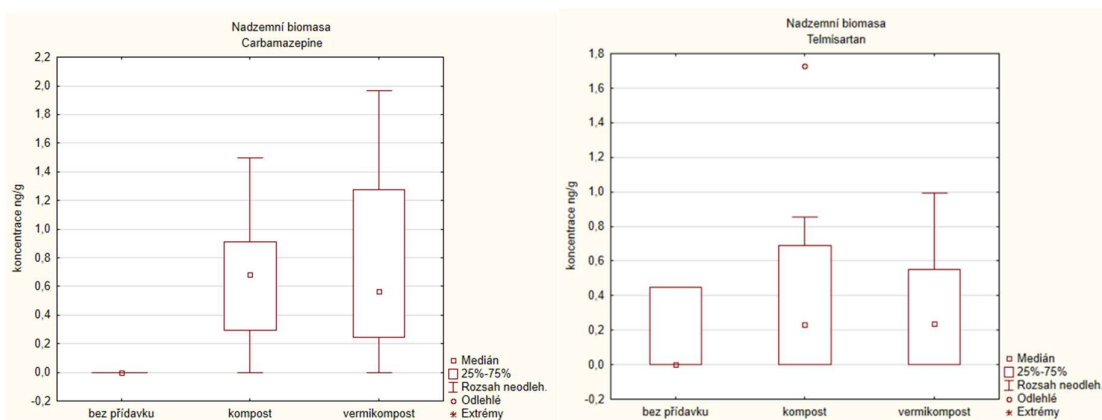


Obrázek 15a,15b - krabicové grafy znázorňující vliv aplikace hnojiva na obsah kofeinu, daidzeinu, genisteinu a paraxantinu v nadzemních částech rostlin



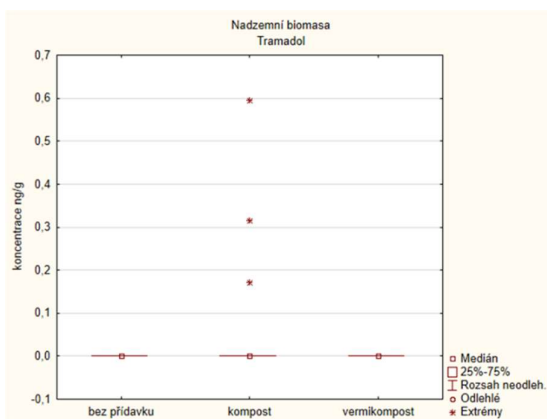
Obrázek 15c, 15d- krabicové grafy znázorňující vliv aplikace hnojiva na obsah kofeinu, daidzeinu, genisteinu a paraxantinu v nadzemních částech rostlin

Vyšší akumulace zkoumaných látek rostlinami v hnojených půdách byla zaznamenána zejména u látek bez statisticky prokázaného rozdílu obsahu, a to u karbamazepinu a telmisartanu, viz grafické znázornění (obrázek 16a a 16b). V obou případech se však jednalo o těsný výsledek p-hodnoty, který by prokázal statisticky významný rozdíl.



Obrázek 16a, 16b - krabicový graf znázorňující vliv hnojení na obsah karbamazepinu a telmisartanu v biomase

V případě tramadolu, byla velmi nízká četnost výskytu naměřených hodnot, které však vypovídají o zvýšeném příjmu látky rostlinami po aplikaci kompostu. Viz graf - obrázek 17.



Obrázek 17- krabicový graf znázorňující vliv hnojení na obsah tramadolu v biomase

Stejně jako u předchozího testování kořenů, bylo provedeno srovnání průměrných hodnot pro jednotlivé varianty (tabulka 13). Nejvyšší hodnoty byly i v tomto případě naměřeny zejména u rostlin rostoucích na kontrolní půdě, bez přídavku hnojiva. A to zejména u daidzeinu, genisteinu, kofeinu a paraxantinu.

Tabulka 13 – Srovnání průměrných hodnot obsahů látek v biomase dle varianty experimentu

Varianty	Kofein	Karbamazepin	Daidzein	Diklofenak	Genistein	Paraxantin	Telmisartan	Tramadol
	[ng/g]							
1	14.0	0.00	98.20	1.54	20.81	9.42	0.15	0.00
2	0.00	1.39	0.00	2.28	0.00	0.00	0.68	0.10
3	0.00	0.80	0.00	2.40	0.00	0.00	0.09	0.00
4	9.33	0.62	0.00	1.49	0.00	4.04	0.32	0.26
5	0.00	0.43	0.00	1.53	0.00	2.82	0.00	0.00
6	0.00	0.00	0.00	1.41	0.00	0.00	0.76	0.00
7	0.00	1.24	0.00	0.65	0.00	0.00	0.18	0.00
8	0.00	1.06	0.00	1.20	0.00	0.00	0.26	0.00
9	0.00	0.83	0.00	2.32	0.00	0.00	0.08	0.00
10	0.00	0.50	0.00	2.35	0.00	0.00	0.08	0.00
11	0.00	0.00	0.00	0.81	0.00	0.00	0.32	0.00
12	0.00	1.69	0.00	0.00	0.00	0.00	0.27	0.00
13	0.00	1.52	0.00	0.00	0.00	0.00	0.63	0.00
14	0.00	0.49	0.00	0.00	0.00	0.00	0.87	0.00
15	9.23	0.25	0.00	0.00	0.00	0.52	0.39	0.00
16	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.29	0.00
Celkový průměr	2.89	0.12	1.38	0.51	0.11	0.74	0.22	0.02

5.2.3 Rozdíly obsahu PPCP mezi kořeny a nadzemní biomasou konopí

V rámci třetí hypotézy (H3) bylo pozorováno, zda existují statisticky významné rozdíly obsahu detekovaných látek mezi podzemními a nadzemními částmi rostlin na základě dat středních hodnot a četností výskytu.

Znění hypotézy je následující:

H0: U žádných látek neexistují průkazné rozdíly mezi kořeny a nadzemní biomasou.

HA: U některých látek existují průkazné rozdíly mezi kořeny a nadzemní biomasou.

Z důvodu nesplnění normality dat byl použit Wilcoxonův neparametrický test pro srovnání středních hodnot a četností dvou závislých souborů. Vstupní data testu jsou uvedena v tabulce č.14.

Tabulka 14 – vstupní data mediánů a četností k provedení Wilcoxonova testu

Látka	Kořeny		Nadzemní biomasa	
	střední hodnoty [ng/g]	četnost	střední hodnoty [ng/g]	četnost
Kofein	43,271	5	32,645	3
Karbamazepin	0,706	34	0,902	36
Cetirizin	1,712	19	0,000	0
Daidzein	533,151	3	98,198	3
Diklofenak	0,000	0	2,076	26
Equol	87,817	46	0,000	0
Estron	187,751	3	0,000	0
Genistein	197,196	3	20,812	3
Paraxantin	13,530	11	7,202	7
Telmisartan	118,842	45	0,520	31
Tramadol	0,295	2	0,360	3
Triclosan	7,615	9	0,000	0
Venlafaxin	20,756	3	0,000	0

Tabulka 15- výsledek Wilcoxonova párového testu srovnání středních hodnot

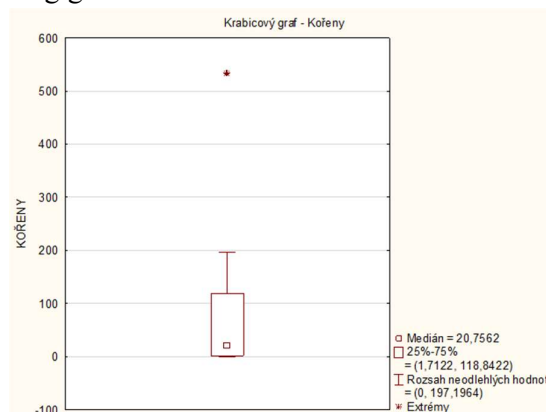
Dvojice proměnných	Wilcoxonův párový test			
	Počet platných	T	Z	p-hodnota
Kořeny a biomasa Střední hodnoty	13	7,000000	2,690598	0,007133

Dle výsledku testu v tabulce č.15, s hodnotou $Z=2,691$ a p-hodnotou 0,007 se podařilo nulovou hypotézu na 5% hladině významnosti zamítnout.

Prokázal se tedy významný rozdíl ve výskytu obsahu látek mezi kořeny a nadzemní biomasou.

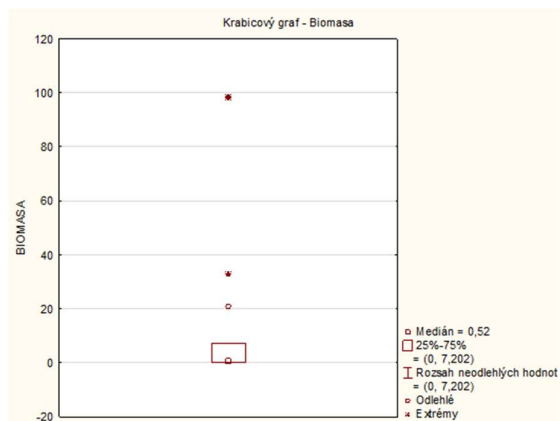
Grafické srovnání středních hodnot pro obě proměnné (biomasa a kořeny) bylo provedeno stejně jako v předchozích testech pomocí krabicových grafů (obrázek č.18 a 19).

Extrémní hodnota, která se výrazně vzdaluje od ostatních hodnot představuje střední hodnotu koncentrace látky daidzen v kořenech. Dále lze vidět, že 50% hodnot koncentrací pozorovaných látek leží mezi 1,7122 až 118,8422 ng/g. Hodnota mediánu je v případě podzemní biomasy 20,7562 ng/g.



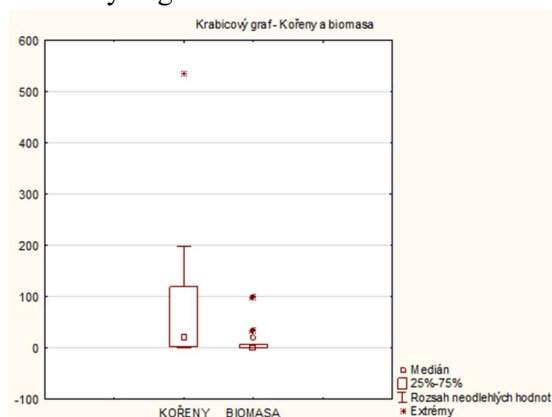
Obrázek 18 - Krabicový graf srovnání středních hodnot sloučenin v kořenech rostlin

V případě biomasy lze vidět dvě extrémní hodnoty, které představují střední hodnoty koncentrací látek daidzein, s hodnotou mediánu 98,198 ng/g a kofein s hodnotou mediánu 32,645 ng/g. Odlehlá hodnota představuje Genistein s hodnotou mediánu =20,812 ng/g. 50% hodnot leží mezi 0 až 7,202 ng/g. Vzhledem k tomu, že mnohé látky nebyly v rámci měření biomasy vůbec detekovány, lze pozorovat výrazný rozdíl oproti kořenům. Viz grafické znázornění – obrázek č 18.



Obrázek 19- Krabicový graf srovnání středních hodnot sloučenin v nadzemní biomase

Výrazný rozdíl středních hodnot koncentrací látek mezi podzemní a nadzemní biomasou ilustruje srovnání obou krabicových grafů obrázek č. 20.



Obrázek 20 - Srovnání výsledků středních hodnot mezi kořeny a nadzemními částmi rostlin

Dále byly pomocí Wilcoxonova testu hodnoceny četnosti výskytu látek u kořenů i nadzemní biomasy.

H0: V četnosti výskytu látek nejsou průkazné rozdíly mezi kořeny a nadzemní biomasou.

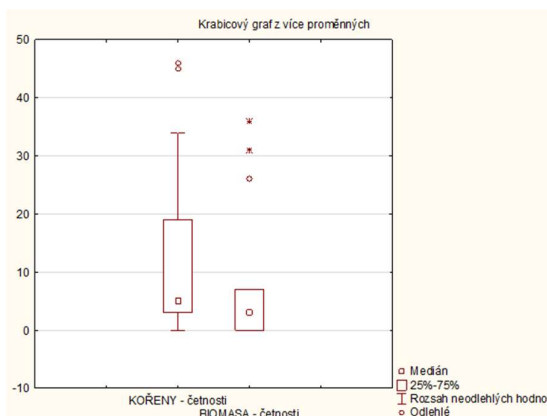
HA: V četnosti výskytu látek existují průkazné rozdíly mezi kořeny a nadzemní biomasou.

Dle výsledku Wilcoxonova párového testu (tabulka č.16) s hodnotou $Z=1,734$ a p -hodnotou 0,083 se nepodařilo nulovou hypotézu na 5% hladině významnosti zamítnout. Tzn. že v četnosti výskytu látek nejsou průkazné rozdíly mezi podzemní a nadzemní biomasou rostlin konopí. Nicméně v případě zvolení vyšší hladiny významnosti, tedy nižší spolehlivosti, by se rozdíl podařilo prokázat ($\alpha = 0,1$).

Tabulka 16 - výsledek Wilcoxonova párového testu srovnání četností

Dvojice proměnných	Wilcoxonův párový test Označené testy jsou významné na hladině $p < 0,05000$			
	Počet platných	T	Z	p-hodnota
Kořeny a biomasa četnosti	11	13,500000	1,733761	0,082961

V grafickém srovnání (obrázek č.21) četností výskytu látek mezi kořeny a nadzemní biomasou lze pozorovat podstatně menší rozdíl oproti středním hodnotám koncentrací, viz výše.



Obrázek 141 - Srovnání výsledků četností mezi kořeny a nadzemními částmi rostlin

5.3 Vliv jednotlivých variant experimentu na obsah PPCP

Výsledky analýz byly dále podrobeny podrobnějšímu hodnocení v souvislosti s vyhodnocením vlivu jednotlivých variant půd na obsah detekovaných mikropolutantů u každé skupiny (tabulka 17).

Množství naměřených mikropolutantů v kořenech rostlin lze již na první pohled považovat za nejvyšší, ze všech třech skupin vzorků. Naprostá většina měření v případě kořenů rostlin, přesahuje desítky někdy až stovky ng/g suché hmoty a je tedy zřejmé, že nejvyšší akumulace mikropolutantů proběhla právě v podzemní biomase.

Naopak řádově nižší hodnoty byly naměřeny ve vzorcích půdy a nadzemních částech rostlin, avšak velké rozdíly jsou patrné u kontrolní varianty, resp. půdy bez přídatku hnojení. U kořenů a nadzemních částí rostlin byly zaznamenány mnohem vyšší hodnoty oproti hodnotám naměřených v půdě.

Přestože jsou patrné velké rozdíly mezi jednotlivými skupinami vzorků, z posledního sloupce tabulky, lze konstatovat, že k nejvyšší akumulaci PPCP docházelo na půdách bez přídatku hnojiva (varianta 1), na půdě s přídatkem kompostu na bázi 25% kalu a 75% pelet (varianta 5) a na půdě s přídatkem vermikompostu na bázi 75% kal a 25% pelet (varianta 8). Naopak nejnižší hodnoty se projevují u půdy s přídatkem hnojiv na bázi 100% pelet, tedy u variant 6, 11 a 16. Viz tabulka č. 17 na následující straně.

Tabulka 17 – vliv varianty experimentu na obsah PPCP v závislosti na skupině vzorků (průměr a směrodatná odchylka)

Varianty		Půda [ng/g]	Kořeny [ng/g]	Biomasa [ng/g]	PPCP celkově [ng/g]
IS	Vstupní půda	0.54 ± 1.33	NA	NA	NA
1	Kontrola Bez přidavku	0.43 ± 1.30	89.20 ± 38.18	18.03 ± 8.79	35.89 ± 38.38
2	Kompost 100% kal	1.13 ± 2.06	20.85 ± 7.39	0.56 ± 0.22	7.51 ± 9.43
3	Kompost 75% k/25% _{op}	0.65 ± 1.27	12.08 ± 9.38	0.41 ± 0.05	4.38 ± 5.44
4	Kompost 50%k/50% _{op}	0.63 ± 1.24	11.08 ± 14.83	2.01 ± 4.35	4.57 ± 4.63
5	Kompost 25%k/75% _{op}	1.03 ± 1.77	31.12 ± 17.96	0.60 ± 0.75	10.92 ± 14.29
6	Kompost 100% pelety	0.52 ± 1.38	4.56 ± 13.37	0.27 ± 0.42	1.78 ± 1.96
7	Vermikompost 100% kal	0.49 ± 1.12	20.06 ± 25.80	0.26 ± 0.30	6.94 ± 9.28
8	Vermikompost 75% k/25% _{op}	0.53 ± 1.15	61.34 ± 68.71	0.31 ± 0.29	20.73 ± 28.72
9	Vermikompost 50%k/50% _{op}	0.52 ± 1.29	18.51 ± 23.24	0.40 ± 0.16	6.48 ± 8.51
10	Vermikompost 25%k/75% _{op}	0.35 ± 0.67	12.99 ± 16.59	0.37 ± 0.23	4.57 ± 5.95
11	Vermikompost 100% pelety	0.36 ± 0.75	4.88 ± 9.54	0.14 ± 0.38	1.79 ± 2.18
12	Předkomp.vermik. 100% kal	0.53 ± 1.29	11.33 ± 8.20	0.25 ± 0.09	4.04 ± 5.16
13	Předkomp.vermik. 75% k/25% _{op}	0.54 ± 1.20	19.03 ± 49.78	0.27 ± 0.13	6.61 ± 8.78
14	Předkomp.vermik. 50%k/50% _{op}	0.58 ± 1.35	18.73 ± 18.89	0.17 ± 0.02	6.49 ± 8.65
15	Předkomp.vermik. 25%k/75% _{op}	0.88 ± 1.58	9.78 ± 12.94	1.30 ± 4.27	3.99 ± 4.10
16	Předkomp.vermik. 100% pelety	0.64 ± 1.37	7.12 ± 3.48	0.04 ± 0.11	2.60 ± 3.21

5.3.1 Vliv variant hnojení na obsah mikropolutantů v půdě

Z výsledků analýzy uvedené v příloze I jsou patrné vysoké hodnoty kofeinu, které se projeví zejména v půdách hnojených předkompostovaným vermikompostem, a to hlavně v rámci variant s vyšším přidavkem pelet. Vůbec nejvyšší hodnota kofeinu byla však naměřena v půdě hnojené kompostem na bázi 100% přidavku čistírenského kalu ($5,3 \pm 0,78$ ng/g kofeinu). Další významnější hodnoty byly zaznamenány pro telmisartan u půdy hnojené kompostem, ve variantách s přidavkem čistírenského kalu, nejvíce však opět ve variantě s 100% přidavkem čistírenského kalu ($6,09 \pm 0,97$ ng/g telmisartanu).

Celkově nejvyšší hodnoty se projeví u varianty č.2, tedy u půdy s přidavkem kompostu na bázi 100% čistírenského kalu, celkově pro všechny detekované mikropolutanty byla v tomto případě průměrná hodnota $1,13 \pm 2,06$ ng/g suché hmoty (viz tabulka č. 17).

Naopak nejnižší hodnoty koncentrací u detekovaných sloučenin se projeví u varianty č. 10 (vermikompost na bázi 25% kalu a 75% pelet) a č.11 (vermikompost na bázi 100% pelet).

5.3.2 Vliv variant hnojení na obsah mikropolutantů v kořenech rostlin

V podrobné analýze vlivu variant na obsah PPCP v kořenech (viz příloha II) se objevil téměř identický trend jako v nadzemních částech rostlin, a to, že v případě sloučenin daidzein, equol, estrone a genistein byly zaznamenány extrémní hodnoty u rostlin pěstovaných na kontrolní půdě (varianta 1). Avšak v případě kořenů byly zaznamenány jednoznačně nejvyšší hodnoty napříč všemi variantami u sloučeniny telmisartan, s naprosto nejvyšším výsledkem ($616,94 \pm 252,1$ ng/g) u 8.varianty, která představuje aplikaci vermikompostu na bázi 50% čistírenského kalu ku 50% pelet.

Celkově jsou tedy nejvyšší průměrné hodnoty zaznamenány v případě výše zmíněných variant č. 1 ($89,2 \pm 38,18$ ng/g) a varianty č.8 ($61,34 \pm 68,71$ ng/g). Následují varianty č.2 – kompost na bázi 100% kalu s hodnotou $20,85 \pm 7,39$ ng/g, varianta č. 7 (vermikompost na bázi 75% kalu a 25% pelet) s hodnotou $20,06 \pm 25,80$ ng/g a varianta č. 13 (předkompostovaný vermikompost na bázi 75% kalu a 25% pelet) s hodnotou $19,03 \pm 49,78$ ng/g.

Nejnižší průměrné hodnoty jsou zaznamenány pro všechny hnojené varianty na bázi 100% pelet, tedy u varianty č. 6 ($4,56 \pm 13,37$ ng/g), varianty č. 11 ($4,88 \pm 9,54$ ng/g) a varianty č. 16 ($7,12 \pm 3,48$ ng/g).

5.3.3 Vliv variant hnojení na obsah mikropolutantů v nadzemní biomase

Vliv všech variant hnojení na obsah látek v nadzemních částech rostlin je podrobně znázorněn v příloze III na základě metodiky uvedené v kapitole 4.4. Z výsledků je patrné, že byly naměřeny extrémní hodnoty u rostlin z kontrolní půdy látek daidzein ($98,2 \pm 22,12$ ng/g), genistein ($20,81 \pm 1,81$ ng/g), kofein ($14,09 \pm 19,92$ ng/g) a paraxantin ($9,42 \pm 3,15$ ng/g). Přičemž sloučeniny daidzein a genistein byly naměřeny právě pouze v biomase rostoucí na kontrolní půdě (varianta 1).

Vliv aplikace hnojení zvýšenými hodnotami PPCP se projevil u varianty 4 (kompost na bázi 50% kalu a 50% pelet) s průměrnými hodnotami $2,01 \pm 4,39$ ng/g suché hmoty, a dále u varianty 15 (předkompostovaný vermikompost na bázi 25% kalu a 75% pelet) s průměrnými hodnotami $1,30 \pm 4,27$ ng/g suché hmoty a to hlavně vlivem vyššího množství kofeinu a paraxantinu. Nejnižší průměrné hodnoty byly naměřeny u varianty č. 16 – předkompostovaný vermikompost na bázi 100% pelet ($0,04 \pm 0,11$ ng/g suché hmoty).

5.4 Výsledky fytořediačních indikátorů

V souvislosti s vyhodnocením fytořediačního potenciálu rostlin konopí byly uplatněny 3 postupy dle kapitoly 3.3.3., a to transferový koeficient (TC), translokační faktor (TF) a index kontaminace rostliny jednotlivými organickými mikropolutanty (PPI). Všechny hodnoty byly spočteny z průměrů pro jednotlivé látky (tabulka 18).

Tabulka 18- vyhodnocení fytořediačních indikátorů

	TC	TF	PPI
Kofein	1.64	0.64	0.11
Karbamazepin	9.99	0.23	NA
Cetřizin	0.00	0.00	NA
Daidzein	79.27	0.04	0.00
Diklofenak	1.81	NA	2.62
Equol	282.51	0.00	0.73
Estron	883.56	0.00	0.00
Genistein	771.75	0.01	0.00
Lamotřigin	0.00	NA	NA
Paraxantin	19.30	0.24	0.16
Telmisartan	116.68	0.00	182.62
Tramadol	0.18	2.03	NA
Triclosan	6.42	0.00	NA
Venlafaxin	NA	0.00	NA

Fytořediační potenciál rostlin konopí na základě tranfer koeficientu se prokázal pro látky kofein, karbamazepin, diklofenak, equol, paraxantin, telmisartan a triclosan.

Translokační faktor prokázal zvýšenou akumulaci v nadzemních částech rostlin pouze u látky tramadol.

Index kontaminace rostliny se projevil v nejvyšších hodnotách u látky telmisartan a poté ve zřetelně nižších hodnotách u diklofenaku, equol a paraxantinu.

6 Diskuze

Výsledná data jsou zatížena poměrně vysokým kolísáním a nevykazují příliš konzistentní trendy, což znesnadňuje jednoznačné potvrzení nebo vyvrácení daných hypotéz. Předpoklad, že aplikace kompostů a vermikompostů zvýší obsah farmak a endokrinních disruptorů se statisticky projevil u látek karbamazepin, cetřizin, lamotřigin a telmisartan v případě výsledků analýz půd a/nebo kořenů rostlin. Stejně tak se předpoklad významně (nikoliv již statisticky) projevil pro paraxantin, tramadol, triclosan a venlafaxin v případě výsledků analýz půd a/nebo kořenů. Výsledky nadzemní biomasy prokázaly poněkud odlišné trendy.

6.1 Zhodnocení vlivu aplikace kompostů a vermikompostů

Na základě měření koncentrací ve vstupní půdě (IS) bylo zjiřtěno, že kofein, daidzein, diklofenak, tramadol a triclosan se mohou běžně v půdě vyskytovat. Stejně tak se projevíly zvýšené koncentrace některých látek ve vzorcích kořenů i biomasy z kontrolní varianty. K diskuzi se nabízí, jak se tyto látky do půdy mohly dostat. Kofein je velmi rozšířenou stimulační látkou a zároveň bývá i součástí léčiv, jeho koncentrace v prostředí proto mohou být proto vysoké. Výskyt kofeinu, léčivých látek i triclosanu je s vysokou pravděpodobností zapříčiněn aplikací vyčiřtěných odpadních vod a/nebo čistířrenských kalů a/nebo z organického hnojiva pocházejícího z chovu zvířat. Diklofenak se považuje za relativně perzistentní látku

(Lin & Gan 2011; Margot et al. 2015). Stejně tak baktericid triclosan, který je klasifikován jako perzistentní kontaminant (Mejias et al. 2018; Dey et al. 2019).

Ze statistického vyhodnocení (kapitola 5.1, 5.2) vyplývá, že u většiny detekovaných léčiv a ED v půdě nebyl prokázán vliv na jejich obsah po aplikaci kompostů a vermikompostů. Naopak u rostlin, ať se jednalo o kořeny nebo nadzemní části, se průkazné rozdíly potvrdily u většiny PPCP, a tím pádem se potvrdil vliv aplikace kompostů a vermikompostů na obsah látek v rostlině. Vzhledem k tomu, že se použité neparametrické testování považuje za velmi přísné, je zřejmé, že u některých látek, kde se rozdíl statisticky neprokázal, je přesto vliv hnojení na první pohled znatelný z grafického znázornění. To se například projevilo u látky paraxantin v půdě (obrázek 9c). Dále je tento jev patrný i u látek tramadol, triclosan a venlafaxin v kořenech (obrázek 12a,12b,12c), kde se objevily naměřené koncentrace pouze u kořenů rostlin rostoucích na půdách hnojených vermikompostem. V neposlední řadě se tento jev ukazuje i u látek karbamazepin a telmisartan v nadzemní biomase rostlin (obrázek 16a a 16b).

Nejvýznamější statistický rozdíl a tedy vliv aplikace kompostů a vermikompostů, se projevil u léčiva telmisartan v půdě (průměrně 1,08 ng/g suché hmoty) a v kořenech rostlin (průměrně 118,8 ng/g suché hmoty). Skutečnost, že telmisartan neprokázal statisticky významný rozdíl v nadzemní biomase, odpovídá výsledkům podobné studie špenátu Kodešová et al. (2019), která prokázala bioakumulaci telmisartanu, pouze v kořenech, nikoliv v listech.

Dále byl významný vliv hnojení detekován v kořenech rostlin u látek karbamazepin (0,5 ng/g suché hmoty) a cettrizin (0,7 ng/g suché hmoty). V nadzemních částech rostlin to byla látka tramadol, avšak s průměrnou koncentrací pouze 0,02 ng/g suché hmoty. Akumulace karbamazepinu v rostlinných kořenech i nadzemní biomase, byla podobně prokázána ve studii prezentované Gworek et al. (2021).

6.2 Zhodnocení jednotlivých variant experimentu

Vliv aplikace jednotlivých variant kompostů a vermikompostů (viz tabulka 17) prokázal, že k absolutně nejvyšším akumulacím PPCP docházelo u kořenů z kontrolní varianty, tedy bez přídavku hnojiva (35.89 ± 38.38 ng/g suché hmoty). Mejias et al.(2021) ve své studii uvádí, že některá léčiva, jako diklofenak a karbamazepin vykazují nízkou mobilitu v půdách s vysokým obsahem organické hmoty. Tento trend se však v rámci našeho experimentu neprojevil u diklofenaku ani u karbamazepinu, nýbrž u daidzeinu, equolu, estronu a genisteinu, tedy u hormonálních látek. Jejich koncentrace v kořenech rostlin z nehnojené půdy překračovala stovky ng/g suché hmoty. Přičemž, kromě equolu, nebyl ani jeden z těchto hormonů detekován v kořenech z hnojených půd. To je tedy s největší pravděpodobností výsledkem jejich vazby na organickou hmotu a tím nižší dostupnost rostlinám, případně by mohlo docházet také ke zvýšené degradaci v organicky bohatších půdách. V případě výše zmíněného diklofenaku a karbamazepinu, byly naopak vyšší hodnoty zaznamenány v rostlinách na hnojených půdách, tedy na půdách s vyšším množstvím organické hmoty. Nicméně, příjem rostlinami může být ovlivněn dle Al-Farsi (2017) fyzikálně-chemickými vlastnostmi sloučenin v kombinaci s experimentálními podmínkami.

Druhá nejvyšší akumulace mikropolutantů byla zaznamenána u vermikompostu na bázi 75 % kal a 25 % pelet s průměrným obsahem $20,73 \pm 28,72$ ng/g suché hmoty, což je dáno zejména vysokým množstvím telmisartanu v kořenech.

Následuje varianta kompostu (25 % kalu a 75 % pelet) s průměrným obsahem $10,92 \pm 14,29$ ng/g suché hmoty, vysoký výsledek této varianty je dán zejména vysokou hodnotou equolu v kořenech rostlin.

Ostatní varianty lze považovat za průměrné, v rozmezí přibližně 4 – 7 ng/g suché hmoty. Avšak varianty kompostů a vermikompostů založených na bázi 100% pelet, tedy bez čistírenských kalů, vykazují, jak se dalo očekávat, nejnižší koncentrace.

Za zmínku zajisté také stojí varianty kompostů a vermikompostů se 100% přídavkem čistírenského kalu, kde by se mohl uplatnit předpoklad nejvyšší koncentrace látek. Tento předpoklad se však nepotvrdil, což by mohlo být důsledkem toho, že úroveň fytoextrakce rostlinami závisí na úrovni kontaminace půdy. Száková a Tlustoš (2019) to zdůvodňují na příjmu prvků, kdy je příjem kontaminantu omezen tolerancí rostlin vůči jejich extrémně vysokým obsahům v půdě.

6.3 Zhodnocení potenciálu fytoremediace

Jak je zmíněno výše (kapitola 6.1), nejvyšší koncentrace se projevily u telmisartanu, avšak pouze v případě půdy a kořenů. To odpovídá i výsledku translokačního faktoru (kapitola 5.4), který s výsledkem $TF < 1$ vypovídá o obraném mechanismu rostlin konopí, které jsou, v případě telmisartanu, schopny zadržet ho v kořenech a snaží se zabránit jeho průniku do nadzemní biomasy, zejména do generativních orgánů. Tím se však konopí nejví jako perspektivní plodina pro fytoremediační využití v případě odstranění telmisartanu, protože kontaminant by měl být akumulován ve sklíditelných částech rostlin (Száková & Tlustoš 2019). Jediná látka, u které se projevilo opačný trend, tedy translokační faktor > 1 , je tramadol. V případě tramadolu se však jednalo o velmi nízké koncentrace (v kořenech 0,01 ng/g, v biomase 0,02 ng/g suché hmoty) a velmi nízké četnosti výskytu.

V případě transfer koeficientu byl sledován výsledek $TC > 1$, při němž má rostlina potenciál k využití pro fytoextrakci (Száková & Tlustoš 2019). Takový výsledek můžeme pozorovat ve vysokých hodnotách u equolu, estronu a genisteinu, které však podobně jako telmisartan, byli akumulován pouze v podzemní biomase ($TF < 1$). Dále $TC > 1$ byl zaznamenán u paraxantinu, karbamzepinu, triclosanu, diklofenaku a kofeinu. U žádné z těchto látek se však zároveň neprojevil $TF > 1$ a tím pádem se neprokázala vhodnost rostlin konopí pro fytoremediaci sledovaných organických mikropolutantů.

Fytoremediační indikátor „index kontaminace rostliny“ se projevilo v nejvyšších hodnotách zejména u telmisartanu, dále u diklofenaku, equolu a paraxantinu.

7 Závěr

Růst populace, zvyšující se spotřeba snadněji dostupných léčiv a prostředků osobní péče, konvenční čistírny odpadních vod, které nejsou primárně určeny k odstraňování těchto chemických sloučenin nebo snaha zemědělců o navrácení organické hmoty do půdy, to vše vede ke zvýšení zátěže životního prostředí organickými mikropolutanty. Proto by mělo být v zájmu společnosti, hledat způsobu jejich eliminace.

V této práci byli použity komposty a vermikomposty na bázi čistírenského kalu a slaměných pelet pro hnojení rostlin konopí v různých poměrech k zjištění vlivu na obsah organických mikropolutantů, jako jsou léčiva a endokrinní disruptory.

Na základě jednotlivých variant experimentu byla zaznamenána souvislost mezi množstvím organické hmoty v půdě a množstvím přijatého mikropolutantu rostlinami. Přičemž nejvyšší bioakumulace kontaminantů byla zaznamenána u rostlin z nehojených půd tedy z půd s nejnižším množstvím organické hmoty. Naopak nejnižší koncentrace byly naměřeny u variant, kde byl aplikován kompost či vermikompost na bázi 100 % pelet, tedy bez čistírenského kalu.

Vliv aplikace kompostů a vermikompostů na obsah farmak a endokrinních disruptorů se statisticky projevil zvýšenými koncentracemi v případě vzorků půd a/nebo kořenů u látek karbamazepin, cetirizin, lamotrigin a telmisartan. Dále se tento předpoklad významně projevil u půd a/nebo kořenů u sloučenin paraxantin, tramadol, triclosan a venlafaxin. Vlivem hnojení se u vzorků nadzemní biomasy významně projevil zvýšenými koncentracemi pouze tramadol, méně významněji karbamazepin a tramadol.

Hypotézu 1 z větší části zamítáme, vzhledem k tomu, že se u většiny detekovaných látek nepodařilo statisticky potvrdit významný rozdíl. Naopak hypotézu 2 lze z větší části potvrdit, avšak výsledná data jsou zatížena poměrně vysokým kolísáním a nevykazují příliš konzistentní trendy. U hypotézy č. 3 se podařilo prokázat rozdíl mezi akumulací mikropolutantů v kořenech a nadzemních částech rostlin. Nicméně, data poukazují na mnohem vyšší akumulaci kontaminantů v kořenech, čímž se projevuje obranný mechanismus rostlin konopí, chránit nadzemní části rostlin, zejména generativní orgány, před kontaminací. Tímto výsledkem se však jeví konopí jako nepřilíš vhodná plodina k remediaci půd znečištěných farmaky a endokrinními disruptory.

Vzhledem ke kolísavým výsledkům by bylo zajisté vhodné analyzovat větší množství dat a podrobit experimentu i více druhů rostlin, aby mohla být použita taková plodina, která by měla nejvyšší fyto-remediační potenciál vůči organickým mikropolutantům a zároveň výhodné ekologické i komerční využití. Použití kalů k produkci organických hnojiv umožňuje snížit spotřebu minerálních hnojiv, čímž by se pravděpodobně mohly snížit náklady i případná rizika minerálních hnojiv na životní prostředí. Avšak jejich použití by měla být věnována zvýšená pozornost, aby nedocházelo k nechtěným expozicím v rámci potravního řetězce.

8 Literatura

- Adesina I, Bhowmik A, Sharma H, Shahbazi. 2020. A Review on the Current State of Knowledge of Growing Conditions, Agronomic Soil Health Practices and Utilities of Hemp in the United States. *Agriculture* **10**. (e10040129). DOI: <https://doi.org/10.3390/agriculture10040129>
- Al-Farsi RS, Ahmed M, Al-Busaidi A, Choudri BS. 2017. Translocation of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) into plant tissues: A review. *KeAi. Emerging Contaminants* **3**: 132-137. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2018.02.001>
- Bastos MC, Soubrand M, Le Guet T, Le Floch É, Joussein E, Baudu M, Casellas M. 2020. Occurrence, fate and environmental risk assessment of pharmaceutical compounds in soils amended with organic wastes. *Geoderma* (e114498) DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114498>.
- Dey S, Bano F, Malik A. 2019. Pharmaceuticals and personal care product (PPCP) contamination - a global discharge inventory. Pages 1-26. in Prasad MNV, Vithanage M, Kapley A, editors. *Pharmaceutical and Personal Care Products: Waste Management and Treatment Technology – Emerging Contaminants and Micro Pollutants*. Elsevier Science & Technology. Oxford.
- Ellis J.B. 2006. Pharmaceutical and personal care products (PPCPs) in urban receiving waters. Elsevier. Science Direct. *Environmental pollution* **144**: 184-189. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.12.018>
- Fent K, Weston AA, Caminada D. 2006. *Ecotoxicology of human pharmaceuticals*. Elsevier. Science Direct. *Aquatic Toxicology* **76**: 122-159. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.09.009>
- Gałwa-Widera M. 2019. Plant-based technologies for removal of pharmaceuticals and personal care products. Pages 297-319 in Prasad MNV, Vithanage M, Kapley A, editors. *Pharmaceutical and Personal Care Products: Waste Management and Treatment Technology – Emerging Contaminants and Micro Pollutants*. Elsevier Science & Technology. Oxford.
- Giger W, Alder AC, Golet EM, Kohler HPE, McArdell ChS, Molnar E, Siegrist H, Suter MJF. 2003. Occurrence and Fate of Antibiotics as Trace Contaminants in Wastewaters, Sewage Sludges, and Surface Waters. *Chimia* **57**: 485-491.
- Gworek B, Kijewska M, Wrzosek J, Graniewska M. 2021. Pharmaceuticals in the Soil and Plant Environment: a Review. *Water, Air and Soil Pollution* **232**. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04954-8>
- Innemanová P, Grasserová A, Cajthaml T. 2022. Pilot-scale vermicomposting of dewatered sewage sludge from medium-sized wastewater treatment plant (WWTP). *Detritius* **18** (2022): 35-41. DOI: 10.31025/2611-4135/2022.15166.
- Ivanová L, Mackulák T, Grabic R, Golovko O, Koba O, Staňová AV, Szaová P, Grenčíková A, Bodík I. 2018. Pharmaceuticals and illicit drugs – A new threat to the application of

- sewage sludge in agriculture. *Science of The Total Environment*. Elsevier **634**: 606-615. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.001>
- Jamil K. 2019. Health effects of pharmaceuticals and personal care products. Pages 115-128 in Prasad MNV, Vithanage M, Kapley A, editors. *Pharmaceutical and Personal Care Products: Waste Management and Treatment Technology – Emerging Contaminants and Micro Pollutants*. Elsevier Science & Technology. Oxford.
- Kaczorová D, Béres T, Zelkovic SČ, Bjelková M, Kuchař M, Tarkowski P. 2020. O konopí bez předsudků. *Chemické listy* **114**: 277-284.
- Kosobucki P, Chmarzyński A, Buszewski B. 2000. Sewage Sludge Composting. *Polish Journal of Environmental Studies* **4**: 243-248.
- Kodešová R, Kočárek M, Klement A, Golovko O, Koba O, Fér M, Nikodem A, Vondráčková L, Jakšík O, Grabic R. 2016. *Science of The Total Environment*. Elsevier **544**: 369-381. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.085>
- Kodešová R, Klement A, Golovko O, Fér M, Kočárek M, Nikodem A, Grabic R. 2019. Soil influences on uptake and transfer of pharmaceuticals from sewage sludge amended soils to spinach. *Journal of Environmental Management* **250**. Elsevier (e109407). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109407>
- Kozlíková N. 2021. Vermikompostování čistírenského kalu s přidavkem slaměných pelet. [MSc. Thesis]. Česká zemědělská univerzita, Praha.
- Küster A, Adler N. 2014. Pharmaceuticals in the environment: scientific evidence of risks and its regulation. *Philosophical Transactions: Biological Sciences* **369**:1–8. DOI: [jstor.org/stable/24501918](https://doi.org/10.1098/rstb.2014.0191).
- Lin K, Gan J. 2011. Sorption and degradation of wastewater-associated non-steroidal anti-inflammatory drugs and antibiotics in soils. Elsevier. *Chemosphere* **83**: 240-246. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.12.083>
- Madikizela LM, Rimayi C, Khulu S, Ncube S, Chimuka L. 2022. Pharmaceuticals and personal care products. Pages 171-190 in Dalu T, Tavengwa editors. *Emerging Freshwater Pollutants - Analysis, Fate and Regulations*. Elsevier. Science Direct. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822850-0.00009-0>
- Margot J, Rossi L, Barry DA, Holliger Ch. 2015. A review of the fate of micropollutants in wastewater treatment plants. *Wiley Interdisciplinary Reviews. Wires water*. **2**: 457-487. DOI: <https://doi.org/10.1002/wat2.1090>
- McGovern P, McDonald HS. 2003. Endocrine Disruptors. *Water Environment & Technology*, **15**:35–39. DOI: [jstor.org/stable/24670297](https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.05.001).
- Mejías C, Martín J, Santos JL, Aparicio I, Alonso E. 2021. Occurrence of pharmaceuticals and their metabolites in sewage sludge and soil: A review on their distribution and environmental risk assessment. Elsevier. *Trends in Environmental Analytical Chemistry* **30** (e00125). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.teac.2021.e00125>

- Ministerstvo životního prostředí. 2008-2023. Plán odpadového hospodářství ČR. From https://www.mzp.cz/cz/poh_cr_prislusne_dokumenty (accessed April 2023)
- Mrozik W, Stefańska J. 2014. Adsorption and biodegradation of antidiabetic pharmaceuticals in soils. Elsevier. *Chemosphere* **95**: 281-288. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.09.012>
- Picó Y, Andreu V. 2007. Fluoroquinolones in soil - risks and challenges. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* **387**: 1287–1299. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00216-006-0843-1>
- Picková B. 2021. Změny fyzikálních a chemických parametrů během kompostování čistírenských kalů. [MSc. Thesis]. Česká zemědělská univerzita, Praha.
- Pietrini F, Passatore L, Patti V, Francocci F, Giovannozzi A, Zacchini M. 2019. Morpho-Physiological and Metal Accumulation Responses of Hemp Plants (*Cannabis Sativa* L.) Grown on Soil from an Agro-Industrial Contaminated Area. *Water* **11** (e11040808). DOI: <https://doi.org/10.3390/w11040808>.
- Prasad MNV, Vithanage M, Kapley A, editors. 2019. *Pharmaceutical and Personal Care Products: Waste Management and Treatment Technology – Emerging Contaminants and Micro Pollutants*. Elsevier Science & Technology. Oxford. DOI: <https://ebookcentral-proquest-com.infozdroje.czu.cz/lib/czup/detail.action?docID=5750058&query=Pharmaceutical+and+Personal+Care+Products#>
- Rada EU. 1986. Směrnice rady 86/278/EEC ze dne 12.června 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. European Union
- Száková J, Tlustoš P. 2019. *Kontaminace prostředí a remediace*. Česká zemědělská univerzita, Praha.
- Šířoká M. 2005. Konopí jako alternativa pro zemědělství i průmysl České republiky. Dostupné z: <https://biom.cz/cz/odborne-clanky/konopi-jako-alternativa-pro-zemedelstvi-i-prumysl-ceske-republiky>. ISSN: 1801-2655.
- Šířoká M. 2009. Konopí seté – energetická a průmyslová plodina třetího tisíciletí. Dostupné z: <https://biom.cz/cz/odborne-clanky/konopi-sete-energiticka-a-prumyslova-plodina-tretiho-tisicileti>. ISSN: 1801-2655.
- Todde G, CarboniG, Marras S, Caria M, Sirca C. 2022. Industrial hemp (*Cannabis sativa* L.) for phytoremediation: Energy and environmental life cycle assessment of using contaminated biomass as an energy resource. Elsevier. *Science Direct. Sustainable Energy Technologies and Assessments* **52**. (e 102081). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.seta.2022.102081>
- Ministerstvo životního prostředí. 2008-2023. Plán odpadového hospodářství ČR. From https://www.mzp.cz/cz/poh_cr_prislusne_dokumenty (accessed April 2023)

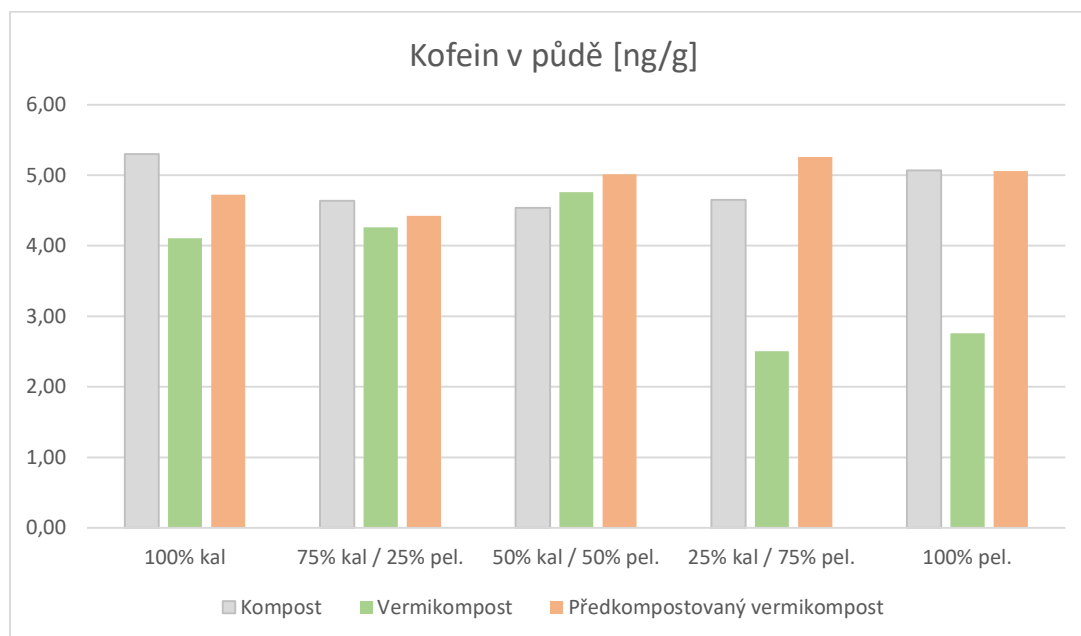
9 Seznam použitých zkratk a symbolů

AMR	antimikrobiální rezistence
BCF	biokoncepční faktor (z anglického bio concentration factor)
CBD	kanabidiol (z anglického cannabidiol)
ČOV	čistírna odpadních vod
ČZU	Česká zemědělská univerzita
ED	endokrinní disruptory
EU	Evropská Unie
FAPPZ	fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů
LC/MS	kapalinová chromatografie s hmotnostní spektrometrií (z anglického Liquid chromatography/mass spectrometry)
NSAID	nesteroidní protizánětlivé léky (z anglického Non-Steroidal Anti-Inflammatory Drug)
PPCP	léčiva a prostředky osobní péče (z anglického Pharmaceuticals and Personal Care Products)
PPI	Index kontaminace plodiny (z anglického plant pollution index)
POH ČR	plán odpadového hospodářství České republiky
RCF	kořenový koncentrační faktor (z anglického root concentration factor)
RTG	rentgen
TC	transfer koeficient (z anglického transfer coefficient)
TF	translokační faktor (z anglického translocation factor)
THC	Δ 9-tetrahydrokanabinol
TI	index tolerance (z anglického tollerance index)
WWTP	ČOV (z anglického waste water treatment plant)
ŽP	životní prostředí

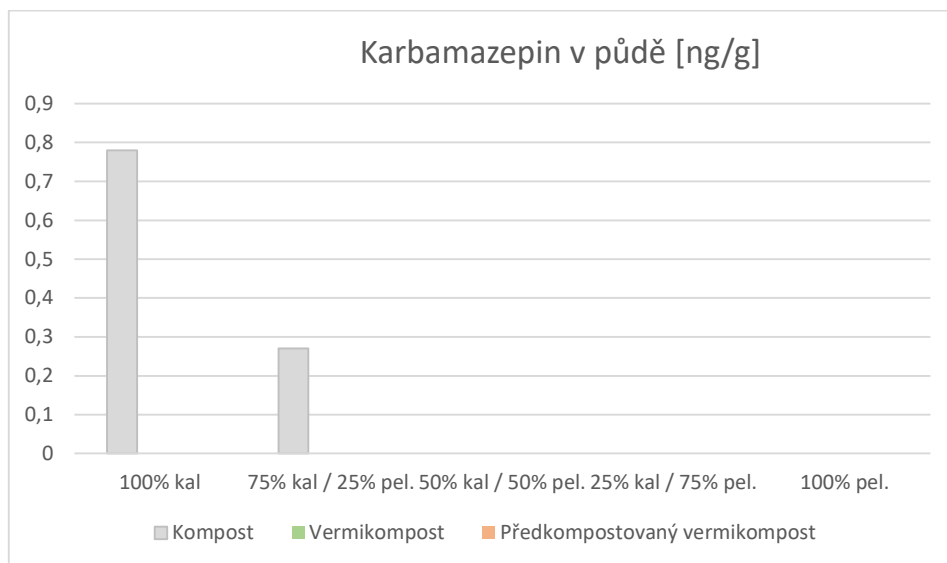
10 Samostatné přílohy

Příloha č. I – analýza vlivu jednotlivých variant na obsah detekovaných mikropolutantů v půdě

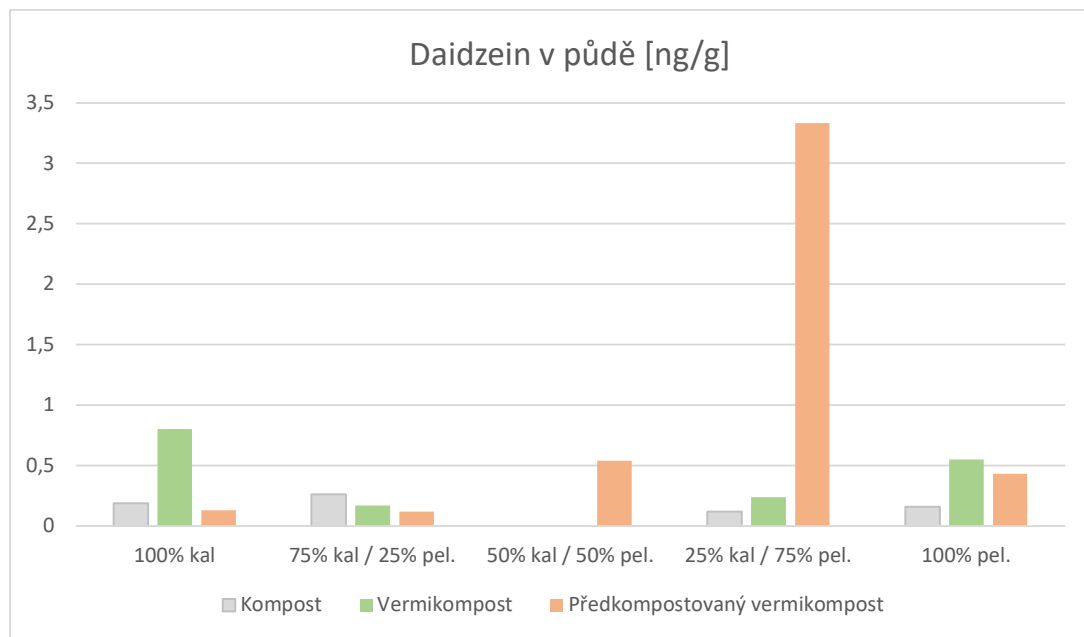
Kofein v půdě [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Vstupní půda	IS	0	0	4.91	0.99
Kontrola	1	0	0	4.73	0.65
Kompost	2	100	0	5.30	0.14
	3	75	25	4.64	0.26
	4	50	50	4.54	0.21
	5	25	75	4.65	0.27
	6	0	100	5.07	0.78
Vermikompost	7	100	0	4.11	1.64
	8	75	25	4.26	0.87
	9	50	50	4.76	0.98
	10	25	75	2.51	0.26
	11	0	100	2.76	0.57
Předkompostovaný vermikompost	12	100	0	4.72	0.13
	13	75	25	4.42	0.32
	14	50	50	5.01	0.42
	15	25	75	5.26	0.84
	16	0	100	5.06	0.99



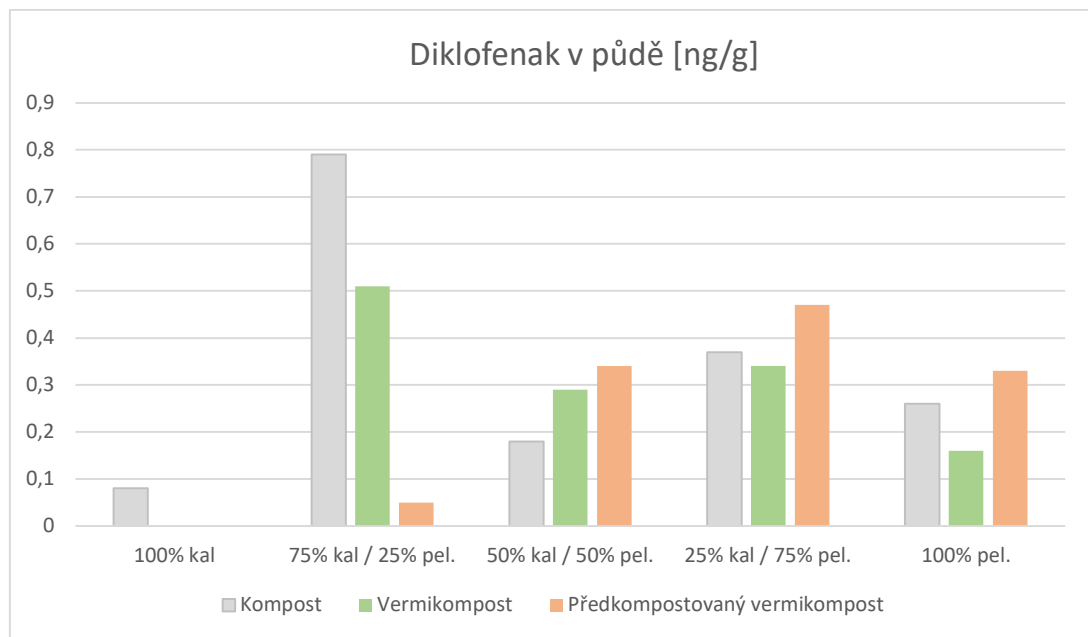
Karbamazepin v půdě [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Vstupní půda	IS	0	0	0.00	0.00
Kontrola	1	0	0	0.00	0.00
Kompost	2	100	0	0.78	0.16
	3	75	25	0.27	0.38
	4	50	50	0.00	0.00
	5	25	75	0.00	0.00
	6	0	100	0.00	0.00
Vermikompost	7	100	0	0.00	0.00
	8	75	25	0.00	0.00
	9	50	50	0.00	0.00
	10	25	75	0.00	0.00
	11	0	100	0.00	0.00
Předkompostovaný vermikompost	12	100	0	0.00	0.00
	13	75	25	0.00	0.00
	14	50	50	0.00	0.00
	15	25	75	0.00	0.00
	16	0	100	0.00	0.00



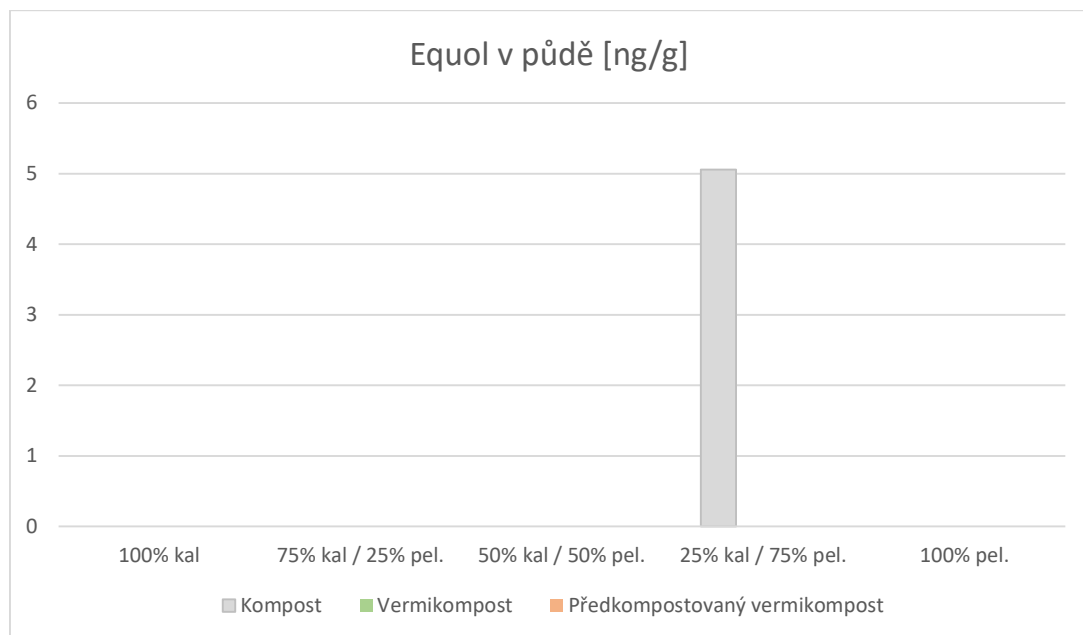
Daidzein v půdě [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Vstupní půda	IS	0	0	0.42	0.34
Kontrola	1	0	0	0.00	0.00
Kompost	2	100	0	0.19	0.28
	3	75	25	0.26	0.36
	4	50	50	0.00	0.00
	5	25	75	0.12	0.17
	6	0	100	0.16	0.22
Vermikompost	7	100	0	0.80	0.02
	8	75	25	0.17	0.12
	9	50	50	0.00	0.00
	10	25	75	0.24	0.12
	11	0	100	0.55	0.45
Předkompostovaný vermikompost	12	100	0	0.13	0.18
	13	75	25	0.12	0.17
	14	50	50	0.54	0.52
	15	25	75	3.33	3.58
	16	0	100	0.43	0.30



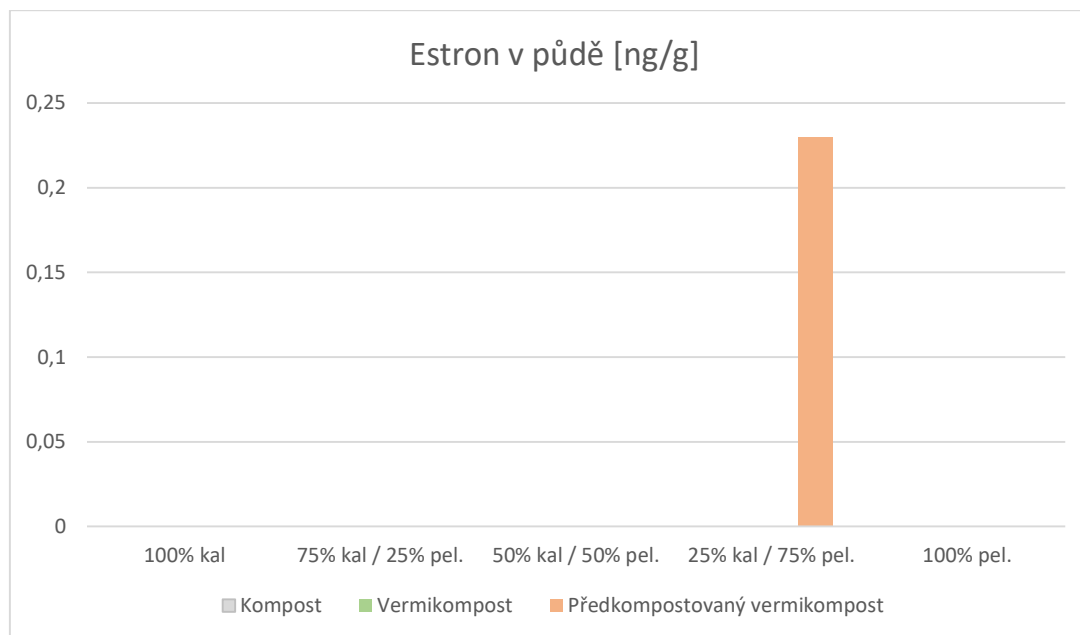
Diklofenak v půdě [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Vstupní půda	IS	0	0	0.38	0.31
Kontrola	1	0	0	0.23	0.32
Kompost	2	100	0	0.08	0.11
	3	75	25	0.79	0.08
	4	50	50	0.18	0.13
	5	25	75	0.37	0.35
	6	0	100	0.26	0.10
Vermikompost	7	100	0	0.00	0.00
	8	75	25	0.51	0.38
	9	50	50	0.29	0.42
	10	25	75	0.34	0.25
	11	0	100	0.16	0.15
Předkompostovaný vermikompost	12	100	0	0.00	0.00
	13	75	25	0.05	0.07
	14	50	50	0.34	0.27
	15	25	75	0.47	0.23
	16	0	100	0.33	0.05



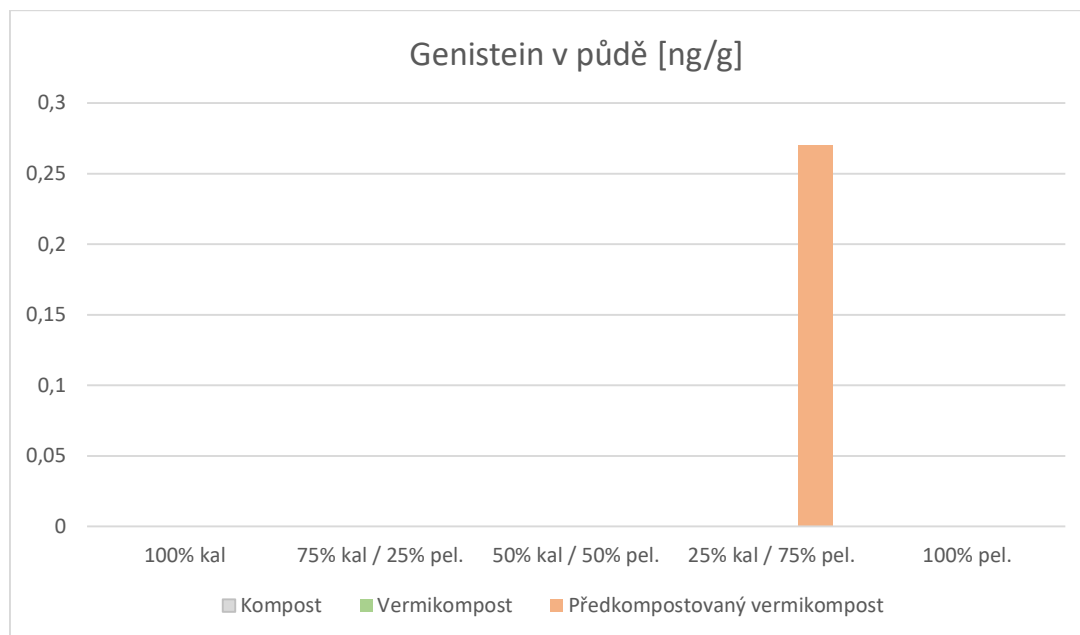
Equol v půdě [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Vstupní půda	IS	0	0	0.00	0.00
Kontrola	1	0	0	0.00	0.00
Kompost	2	100	0	0.00	0.00
	3	75	25	0.00	0.00
	4	50	50	0.00	0.00
	5	25	75	5.06	7.16
	6	0	100	0.00	0.00
Vermikompost	7	100	0	0.00	0.00
	8	75	25	0.00	0.00
	9	50	50	0.00	0.00
	10	25	75	0.00	0.00
	11	0	100	0.00	0.00
Předkompostovaný vermikompost	12	100	0	0.00	0.00
	13	75	25	0.00	0.00
	14	50	50	0.00	0.00
	15	25	75	0.00	0.00
	16	0	100	0.00	0.00



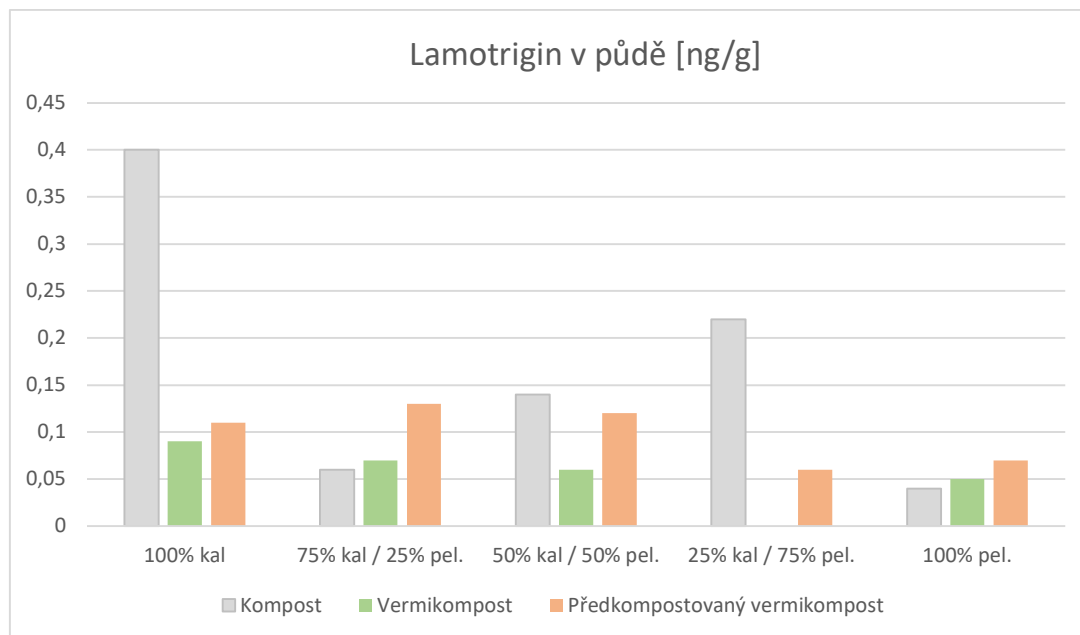
Estron v půdě [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Vstupní půda	IS	0	0	0.00	0.00
Kontrola	1	0	0	0.00	0.00
Kompost	2	100	0	0.00	0.00
	3	75	25	0.00	0.00
	4	50	50	0.00	0.00
	5	25	75	0.00	0.00
	6	0	100	0.00	0.00
Vermikompost	7	100	0	0.00	0.00
	8	75	25	0.00	0.00
	9	50	50	0.00	0.00
	10	25	75	0.00	0.00
	11	0	100	0.00	0.00
Předkompostovaný vermikompost	12	100	0	0.00	0.00
	13	75	25	0.00	0.00
	14	50	50	0.00	0.00
	15	25	75	0.23	0.32
	16	0	100	0.00	0.00



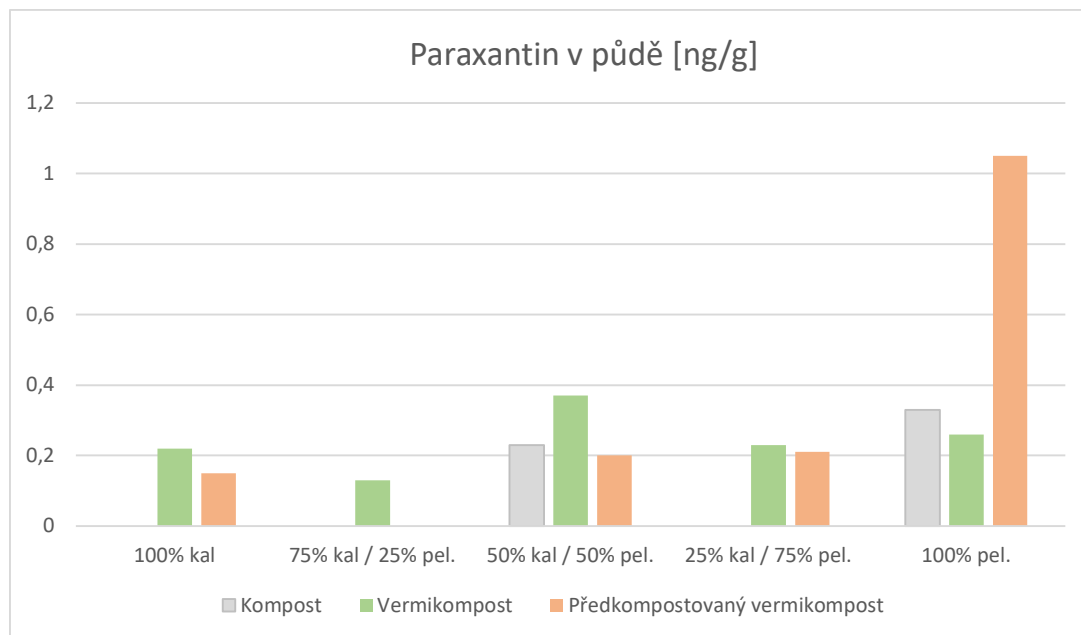
Genistein v půdě [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Vstupní půda	IS	0	0	0.00	0.00
Kontrola	1	0	0	0.00	0.00
Kompost	2	100	0	0.00	0.00
	3	75	25	0.00	0.00
	4	50	50	0.00	0.00
	5	25	75	0.00	0.00
	6	0	100	0.00	0.00
Vermikompost	7	100	0	0.00	0.00
	8	75	25	0.00	0.00
	9	50	50	0.00	0.00
	10	25	75	0.00	0.00
	11	0	100	0.00	0.00
Předkompostovaný vermikompost	12	100	0	0.00	0.00
	13	75	25	0.00	0.00
	14	50	50	0.00	0.00
	15	25	75	0.27	0.39
	16	0	100	0.00	0.00



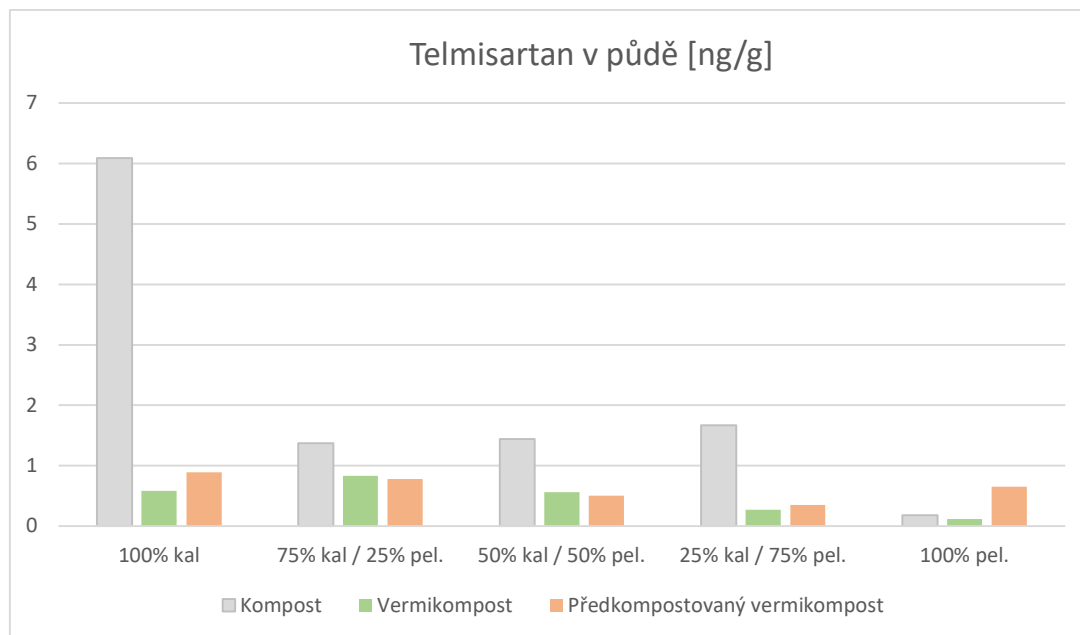
Lamotrigin v půdě [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Vstupní půda	IS	0	0	0.00	0.00
Kontrola	1	0	0	0.00	0.00
Kompost	2	100	0	0.40	0.04
	3	75	25	0.06	0.09
	4	50	50	0.14	0.10
	5	25	75	0.22	0.02
	6	0	100	0.04	0.06
Vermikompost	7	100	0	0.09	0.13
	8	75	25	0.07	0.10
	9	50	50	0.06	0.09
	10	25	75	0.00	0.00
	11	0	100	0.05	0.08
Předkompostovaný vermikompost	12	100	0	0.11	0.15
	13	75	25	0.13	0.11
	14	50	50	0.12	0.17
	15	25	75	0.06	0.09
	16	0	100	0.07	0.09



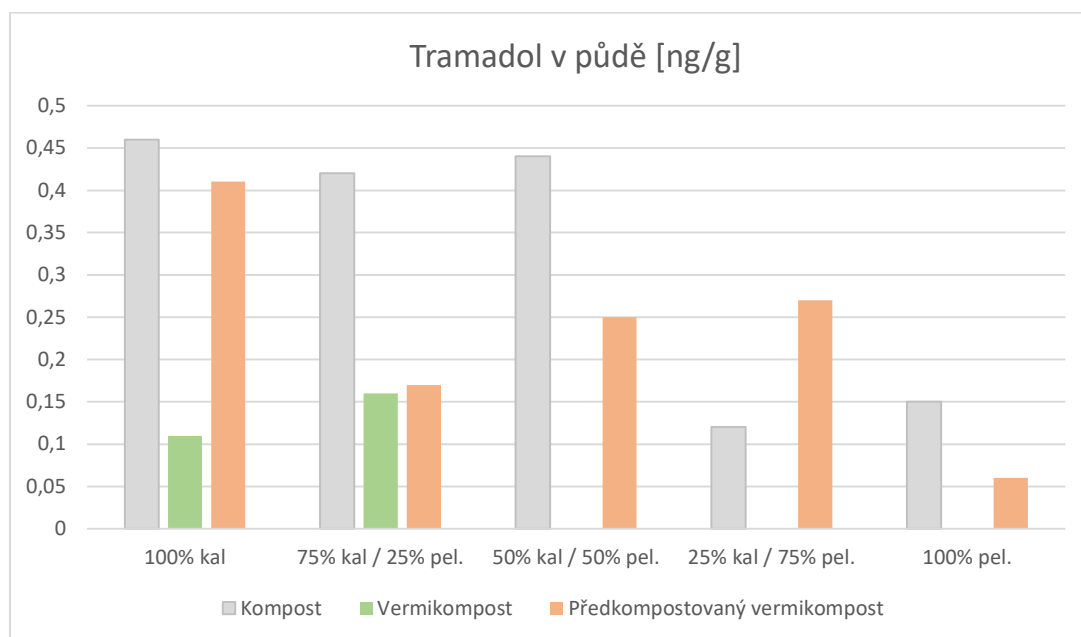
Paraxantin v půdě [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Vstupní půda	IS	0	0	0.00	0.00
Kontrola	1	0	0	0.00	0.00
Kompost	2	100	0	0.00	0.00
	3	75	25	0.00	0.00
	4	50	50	0.23	0.32
	5	25	75	0.00	0.00
	6	0	100	0.33	0.47
Vermikompost	7	100	0	0.22	0.32
	8	75	25	0.13	0.18
	9	50	50	0.37	0.28
	10	25	75	0.23	0.16
	11	0	100	0.26	0.06
Předkompostovaný vermikompost	12	100	0	0.15	0.21
	13	75	25	0.00	0.00
	14	50	50	0.20	0.28
	15	25	75	0.21	0.30
	16	0	100	1.05	0.31



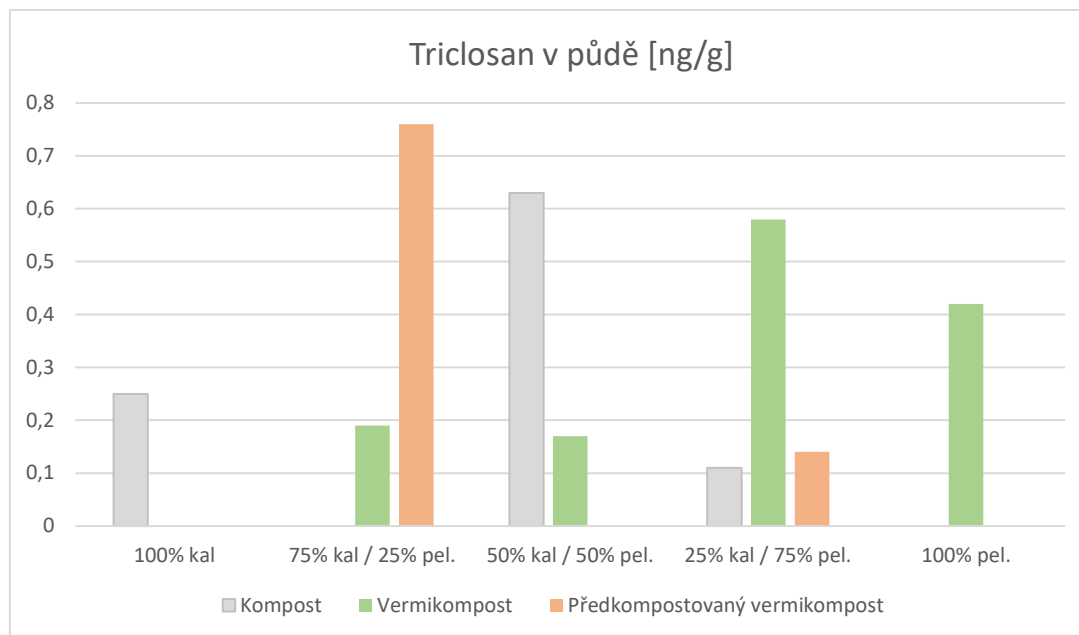
Telmisartan v půdě [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Vstupní půda	IS	0	0	0.00	0.00
Kontrola	1	0	0	0.00	0.00
Kompost	2	100	0	6.09	0.97
	3	75	25	1.37	0.09
	4	50	50	1.44	0.07
	5	25	75	1.67	0.11
	6	0	100	0.18	0.26
Vermikompost	7	100	0	0.58	0.08
	8	75	25	0.83	0.45
	9	50	50	0.56	0.21
	10	25	75	0.27	0.09
	11	0	100	0.12	0.17
Předkompostovaný vermikompost	12	100	0	0.89	0.07
	13	75	25	0.78	0.17
	14	50	50	0.50	0.11
	15	25	75	0.35	0.09
	16	0	100	0.65	0.81



Tramadol v půdě [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Vstupní půda	IS	0	0	0.23	0.32
Kontrola	1	0	0	0.23	0.19
Kompost	2	100	0	0.46	0.27
	3	75	25	0.42	0.16
	4	50	50	0.44	0.41
	5	25	75	0.12	0.17
	6	0	100	0.15	0.10
Vermikompost	7	100	0	0.11	0.16
	8	75	25	0.16	0.22
	9	50	50	0.00	0.00
	10	25	75	0.00	0.00
	11	0	100	0.00	0.00
Předkompostovaný vermikompost	12	100	0	0.41	0.31
	13	75	25	0.17	0.12
	14	50	50	0.25	0.18
	15	25	75	0.27	0.23
	16	0	100	0.06	0.09

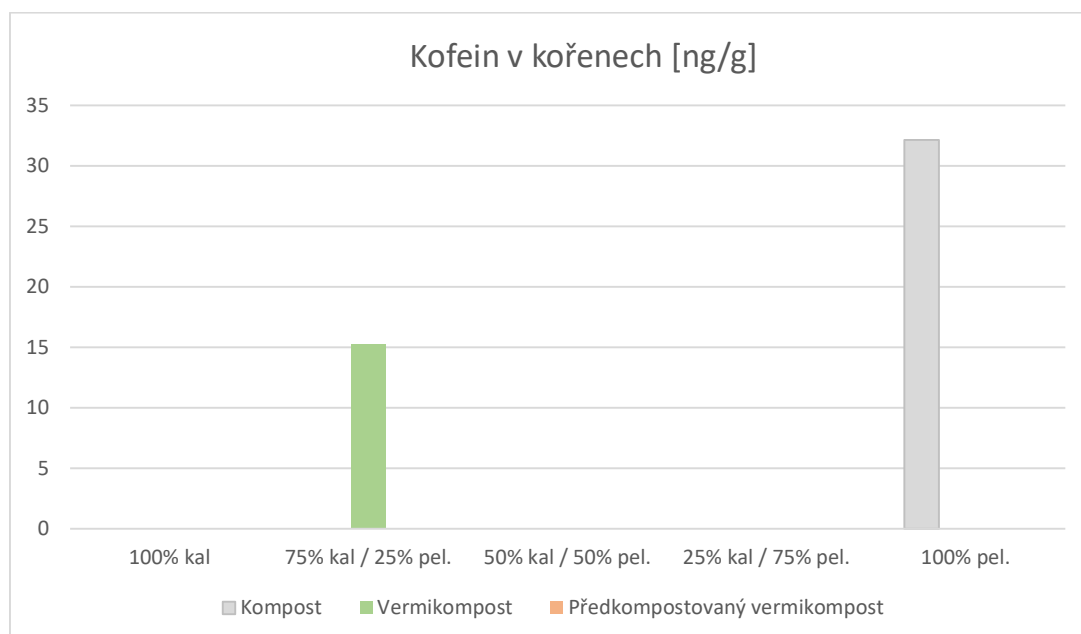


Triclosan v půdě [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Vstupní půda	IS	0	0	0.52	0.74
Kontrola	1	0	0	0.00	0.00
Kompost	2	100	0	0.25	0.36
	3	75	25	0.00	0.00
	4	50	50	0.63	0.89
	5	25	75	0.11	0.16
	6	0	100	0.00	0.00
Vermikompost	7	100	0	0.00	0.00
	8	75	25	0.19	0.27
	9	50	50	0.17	0.12
	10	25	75	0.58	0.33
	11	0	100	0.42	0.08
Předkompostovaný vermikompost	12	100	0	0.00	0.00
	13	75	25	0.76	1.08
	14	50	50	0.00	0.00
	15	25	75	0.14	0.19
	16	0	100	0.00	0.00

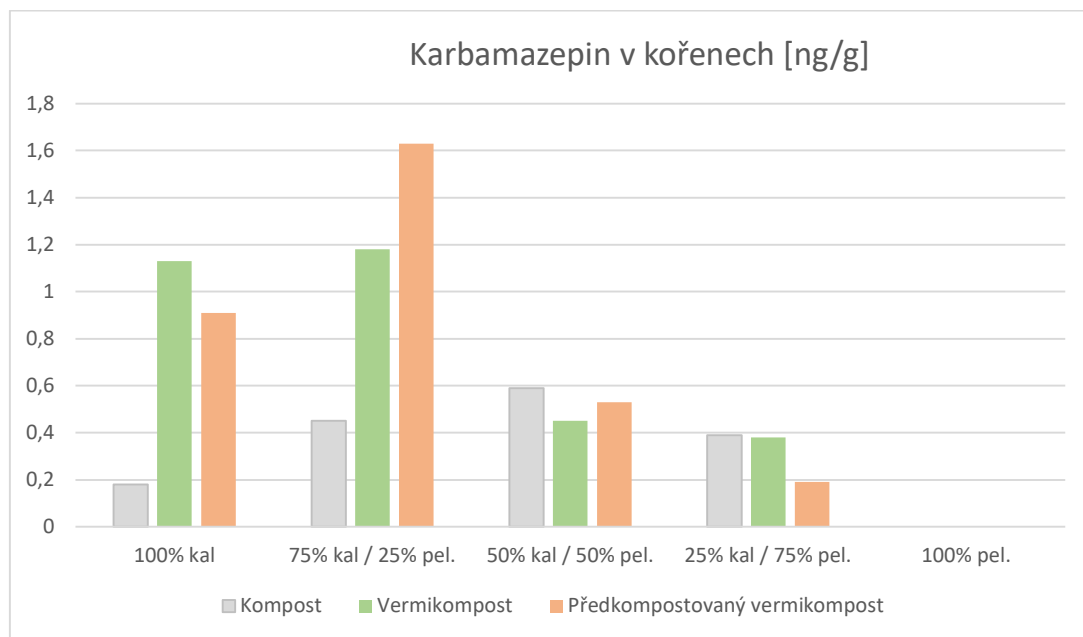


Příloha č. II – analýza vlivu jednotlivých variant experimentu na obsah detekovaných mikropolutantů v kořenech rostlin

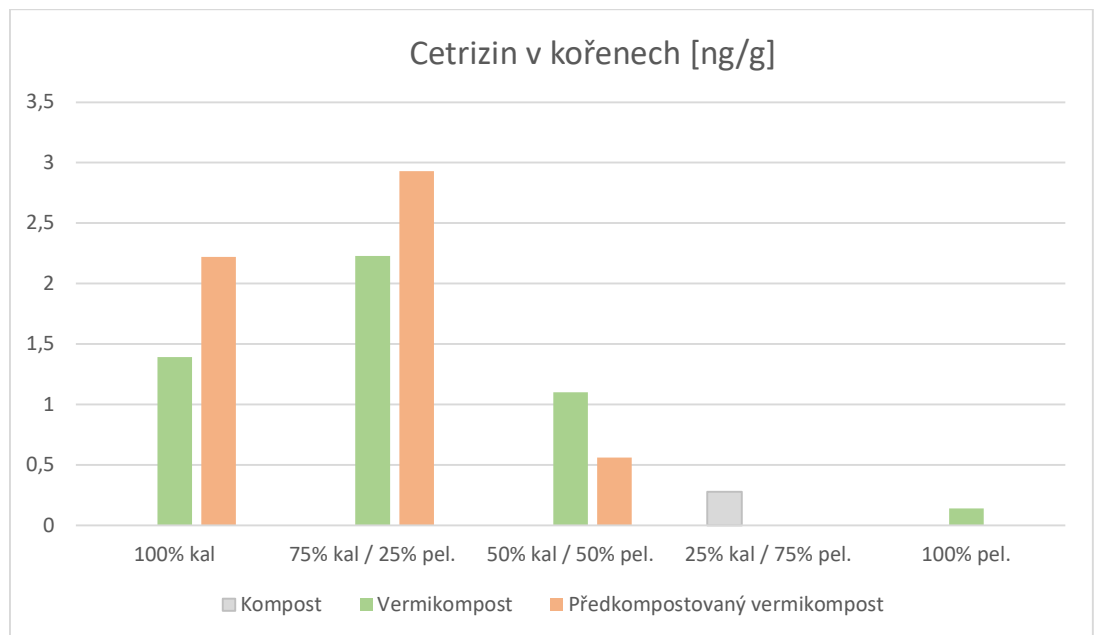
Kofein v kořenech [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Kontrola	1	0	0	24.66	24.86
Kompost	2	100	0	0.00	0.00
	3	75	25	0.00	0.00
	4	50	50	0.00	0.00
	5	25	75	0.00	0.00
	6	0	100	32.14	45.45
Vermikompost	7	100	0	0.00	0.00
	8	75	25	15.31	21.66
	9	50	50	0.00	0.00
	10	25	75	0.00	0.00
	11	0	100	0.00	0.00
Předkompostovaný vermikompost	12	100	0	0.00	0.00
	13	75	25	0.00	0.00
	14	50	50	0.00	0.00
	15	25	75	0.00	0.00
	16	0	100	0.00	0.00



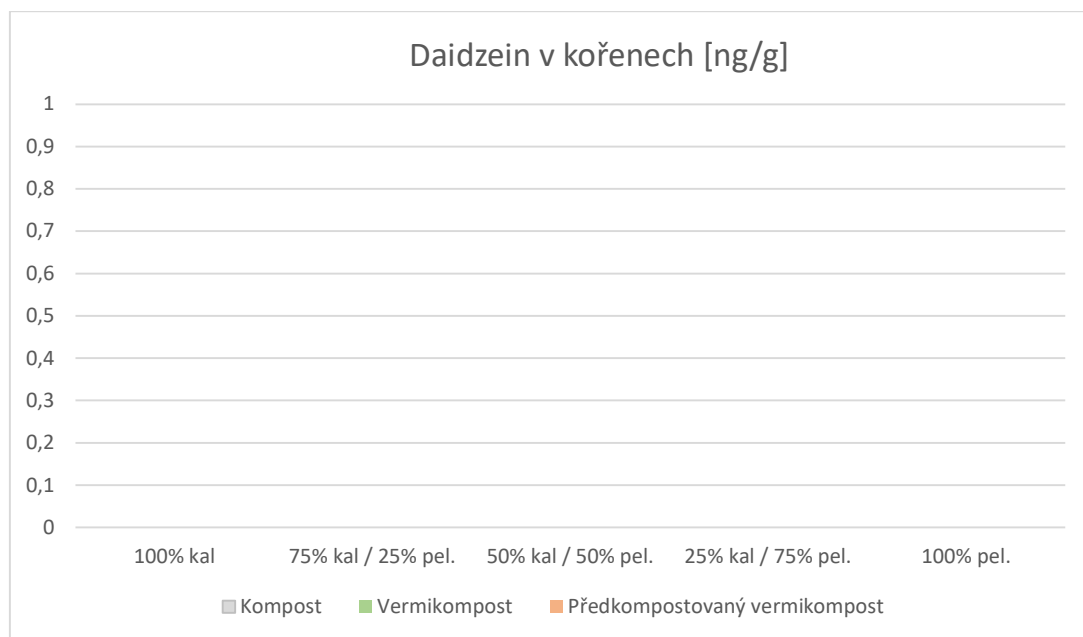
Karbamazepin v kořenech [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Kontrola	1	0	0	0.00	0.00
	2	100	0	0.18	0.13
Kompost	3	75	25	0.45	0.18
	4	50	50	0.59	0.31
	5	25	75	0.39	0.08
	6	0	100	0.00	0.00
	7	100	0	1.13	0.30
Vermikompost	8	75	25	1.18	0.53
	9	50	50	0.45	0.01
	10	25	75	0.38	0.10
	11	0	100	0.00	0.00
Předkompostovaný vermikompost	12	100	0	0.91	0.17
	13	75	25	1.63	0.66
	14	50	50	0.53	0.34
	15	25	75	0.19	0.14
	16	0	100	0.00	0.00



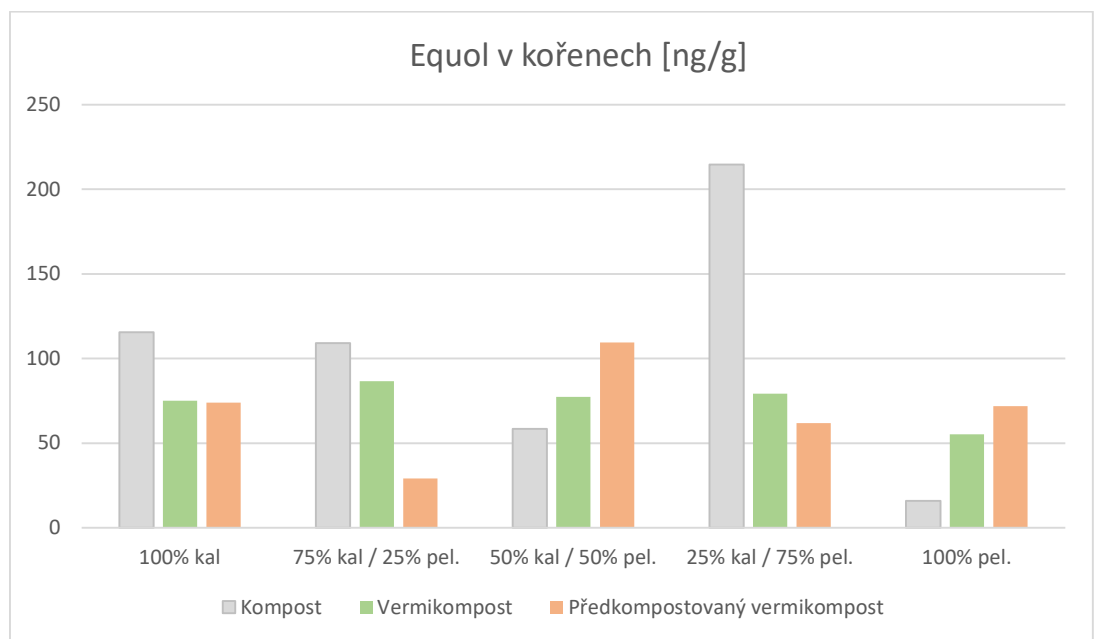
Cetřizın v kořenech [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Kontrola	1	0	0	0.00	0.00
	2	100	0	0.00	0.00
Kompost	3	75	25	0.00	0.00
	4	50	50	0.00	0.00
	5	25	75	0.28	0.39
	6	0	100	0.00	0.00
	7	100	0	1.39	0.08
Vermikompost	8	75	25	2.23	1.04
	9	50	50	1.10	0.14
	10	25	75	0.00	0.00
	11	0	100	0.14	0.20
	12	100	0	2.22	0.70
Předkompostovaný vermikompost	13	75	25	2.93	0.73
	14	50	50	0.56	0.49
	15	25	75	0.00	0.00
	16	0	100	0.00	0.00



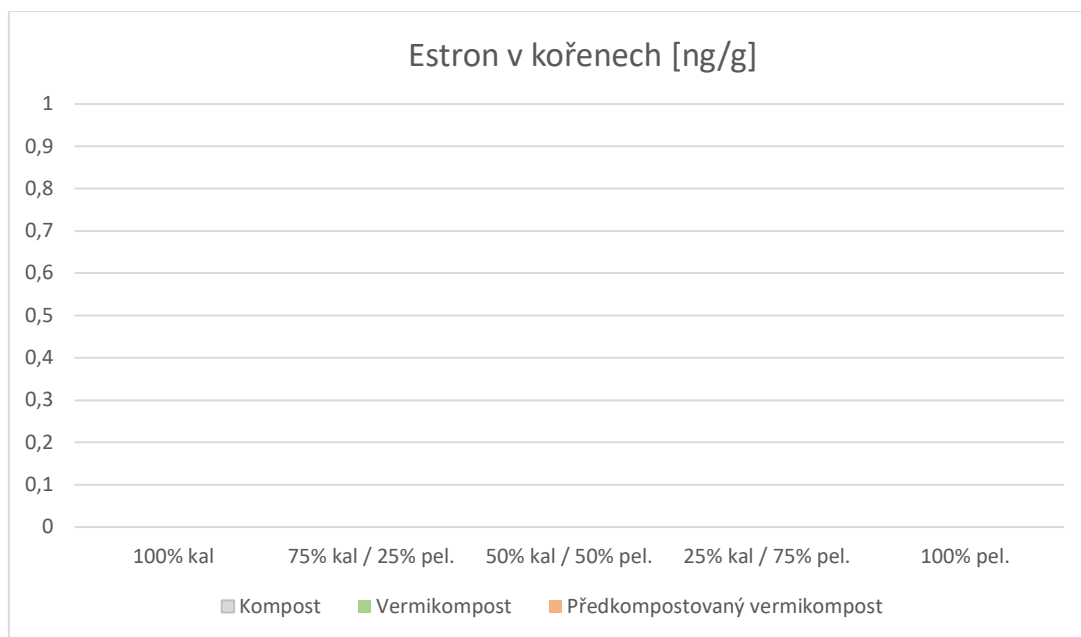
Daidzein v kořenech [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Kontrola	1	0	0	533.15	100.52
Kompost	2	100	0	0.00	0.00
	3	75	25	0.00	0.00
	4	50	50	0.00	0.00
	5	25	75	0.00	0.00
	6	0	100	0.00	0.00
Vermikompost	7	100	0	0.00	0.00
	8	75	25	0.00	0.00
	9	50	50	0.00	0.00
	10	25	75	0.00	0.00
	11	0	100	0.00	0.00
Předkompostovaný vermikompost	12	100	0	0.00	0.00
	13	75	25	0.00	0.00
	14	50	50	0.00	0.00
	15	25	75	0.00	0.00
	16	0	100	0.00	0.00



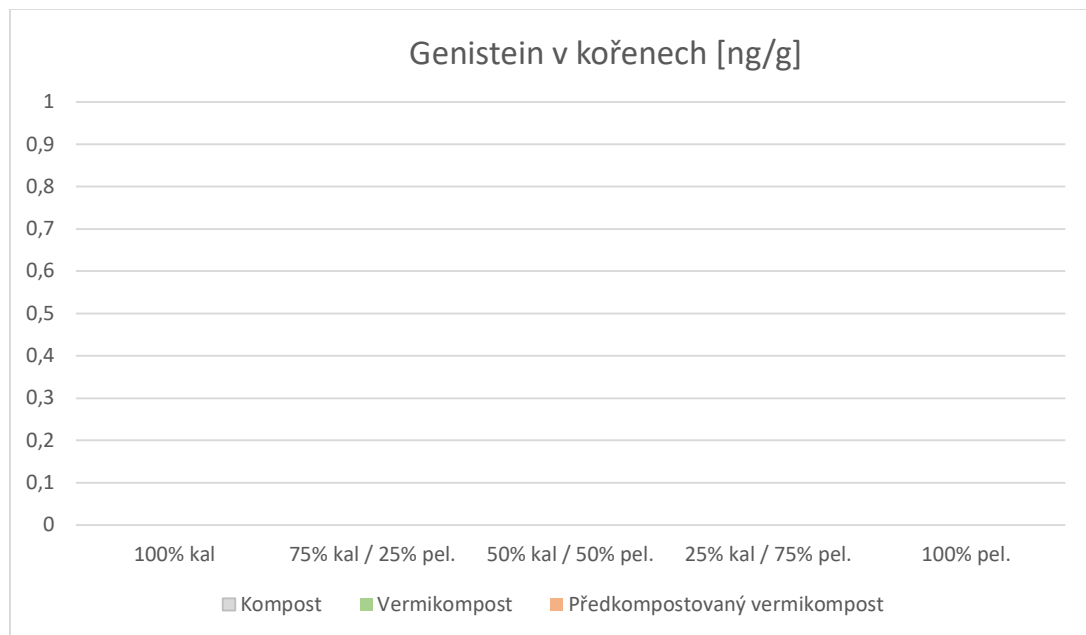
Equol v kořenech [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Kontrola	1	0	0	112.61	44.25
Kompost	2	100	0	115.58	23.57
	3	75	25	109.15	12.64
	4	50	50	58.40	31.10
	5	25	75	214.62	65.15
	6	0	100	16.08	22.74
Vermikompost	7	100	0	75.17	16.60
	8	75	25	86.66	37.05
	9	50	50	77.30	14.95
	10	25	75	79.26	59.58
	11	0	100	55.29	34.59
Předkompostovaný vermikompost	12	100	0	73.97	10.44
	13	75	25	29.07	26.23
	14	50	50	109.47	30.26
	15	25	75	61.91	41.98
	16	0	100	71.99	3.49



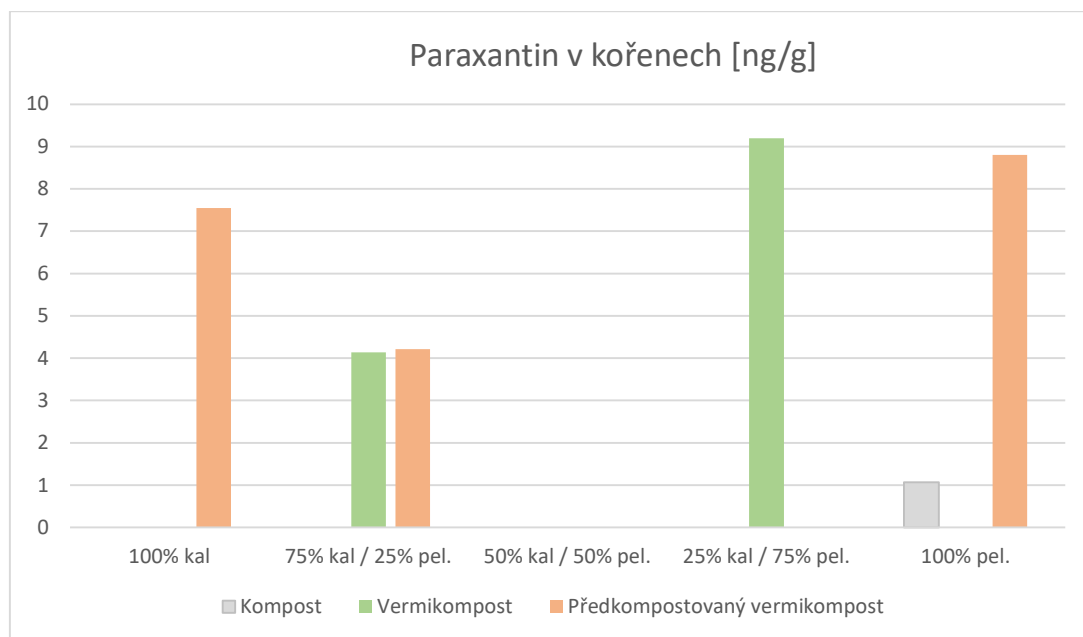
Estron v kořenech [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Kontrola	1	0	0	187.75	88.52
Kompost	2	100	0	0.00	0.00
	3	75	25	0.00	0.00
	4	50	50	0.00	0.00
	5	25	75	0.00	0.00
	6	0	100	0.00	0.00
Vermikompost	7	100	0	0.00	0.00
	8	75	25	0.00	0.00
	9	50	50	0.00	0.00
	10	25	75	0.00	0.00
	11	0	100	0.00	0.00
Předkompostovaný vermikompost	12	100	0	0.00	0.00
	13	75	25	0.00	0.00
	14	50	50	0.00	0.00
	15	25	75	0.00	0.00
	16	0	100	0.00	0.00



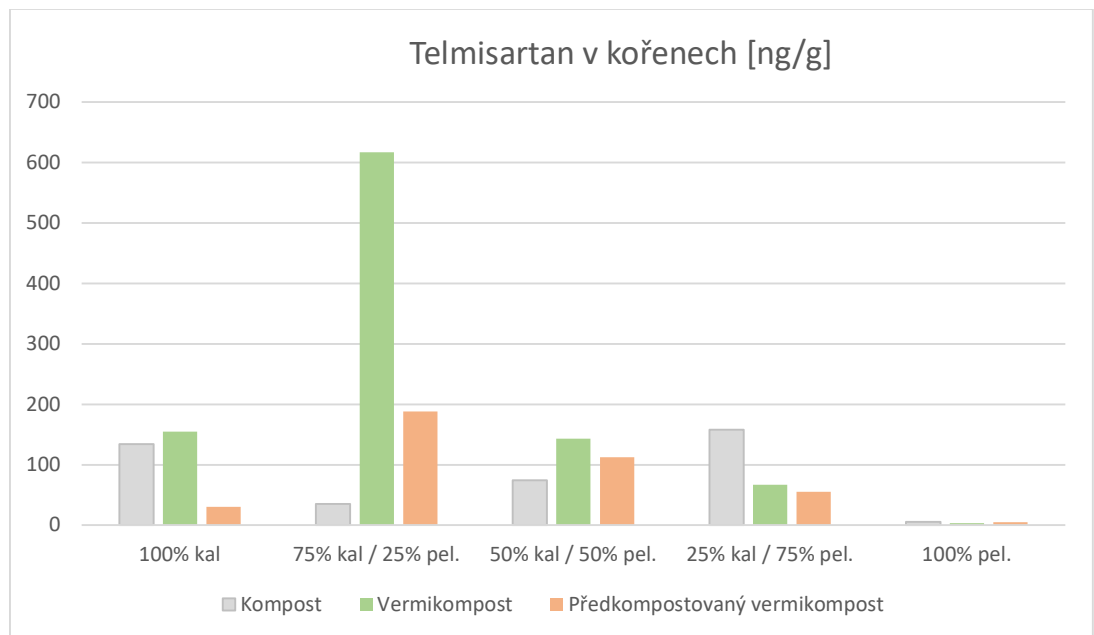
Genistein v kořenech [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Kontrola	1	0	0	197.2	85.02
Kompost	2	100	0	0.00	0.00
	3	75	25	0.00	0.00
	4	50	50	0.00	0.00
	5	25	75	0.00	0.00
	6	0	100	0.00	0.00
Vermikompost	7	100	0	0.00	0.00
	8	75	25	0.00	0.00
	9	50	50	0.00	0.00
	10	25	75	0.00	0.00
	11	0	100	0.00	0.00
Předkompostovaný vermikompost	12	100	0	0.00	0.00
	13	75	25	0.00	0.00
	14	50	50	0.00	0.00
	15	25	75	0.00	0.00
	16	0	100	0.00	0.00



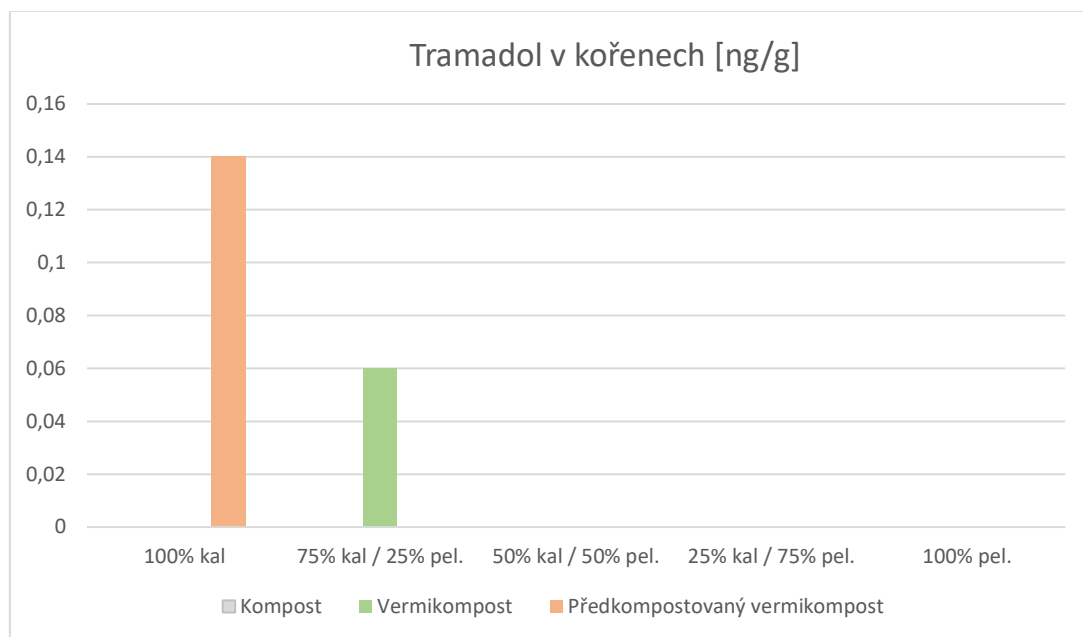
Paraxantin v kořenech [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Kontrola	1	0	0	14.64	8.29
	2	100	0	0.00	0.00
Kompost	3	75	25	0.00	0.00
	4	50	50	0.00	0.00
	5	25	75	0.00	0.00
	6	0	100	1.07	1.52
	7	100	0	0.00	0.00
Vermikompost	8	75	25	4.14	5.85
	9	50	50	0.00	0.00
	10	25	75	9.20	10.24
	11	0	100	0.00	0.00
	12	100	0	7.55	10.68
Předkompostovaný vermikompost	13	75	25	4.21	5.96
	14	50	50	0.00	0.00
	15	25	75	0.00	0.00
	16	0	100	8.80	12.44



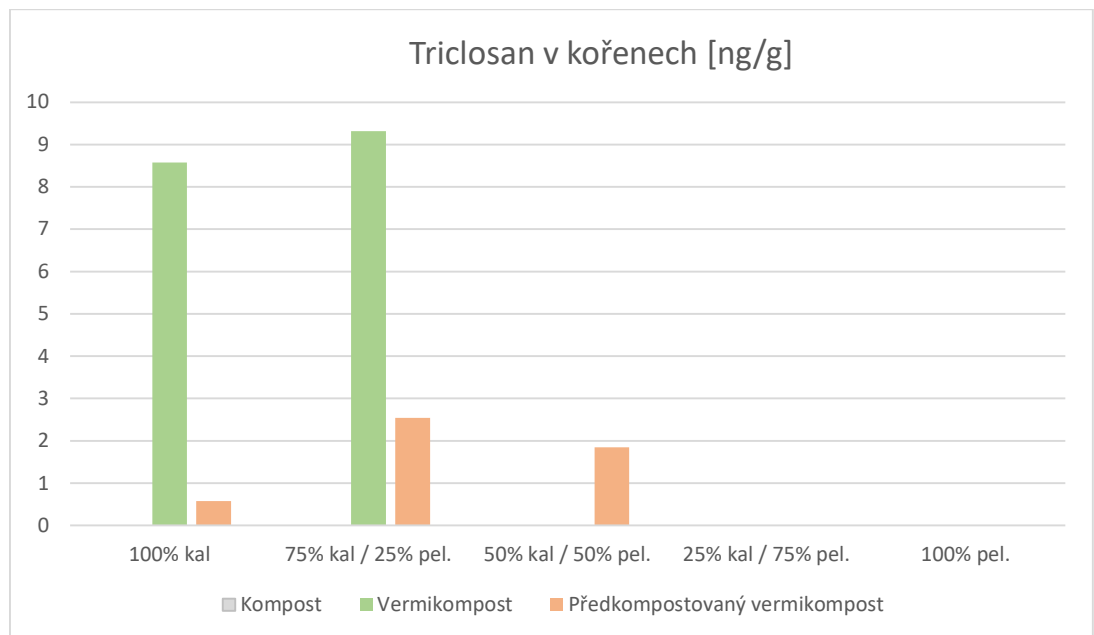
Telmisartan v kořenech [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Kontrola	1	0	0	0.44	0.53
	2	100	0	134.39	14.95
Kompost	3	75	25	35.32	32.69
	4	50	50	73.93	46.67
	5	25	75	158.18	10.28
	6	0	100	5.38	7.61
	7	100	0	154.41	93.48
Vermikompost	8	75	25	616.94	252.10
	9	50	50	143.29	84.12
	10	25	75	66.98	16.41
	11	0	100	3.12	0.60
	12	100	0	30.03	6.32
Předkompostovaný vermikompost	13	75	25	187.93	181.64
	14	50	50	112.36	64.52
	15	25	75	55.22	24.94
	16	0	100	4.69	2.86



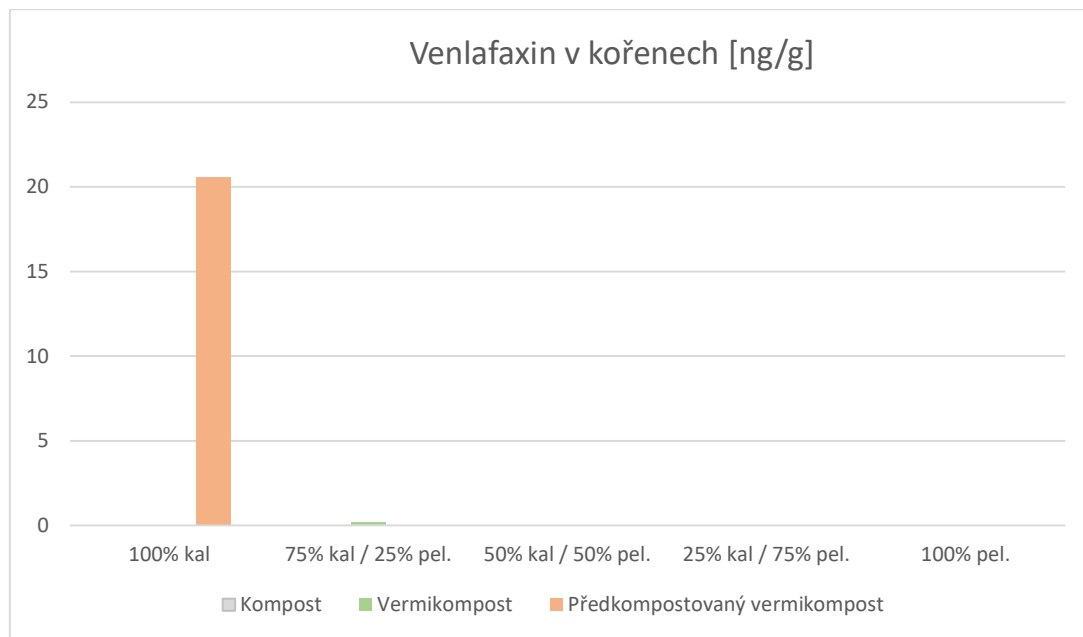
Tramadol v kořenech [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Kontrola	1	0	0	0.00	0.00
	2	100	0	0.00	0.00
Kompost	3	75	25	0.00	0.00
	4	50	50	0.00	0.00
	5	25	75	0.00	0.00
	6	0	100	0.00	0.00
	7	100	0	0.00	0.00
Vermikompost	8	75	25	0.06	0.08
	9	50	50	0.00	0.00
	10	25	75	0.00	0.00
	11	0	100	0.00	0.00
	12	100	0	0.14	0.20
Předkompostovaný vermikompost	13	75	25	0.00	0.00
	14	50	50	0.00	0.00
	15	25	75	0.00	0.00
	16	0	100	0.00	0.00



Triclosan v kořenech [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Kontrola	1	0	0	0.00	0.00
	2	100	0	0.00	0.00
Kompost	3	75	25	0.00	0.00
	4	50	50	0.00	0.00
	5	25	75	0.00	0.00
	6	0	100	0.00	0.00
	7	100	0	8.57	0.69
Vermikompost	8	75	25	9.32	6.94
	9	50	50	0.00	0.00
	10	25	75	0.00	0.00
	11	0	100	0.00	0.00
Předkompostovaný vermikompost	12	100	0	0.58	0.82
	13	75	25	2.54	3.59
	14	50	50	1.84	2.60
	15	25	75	0.00	0.00
	16	0	100	0.00	0.00

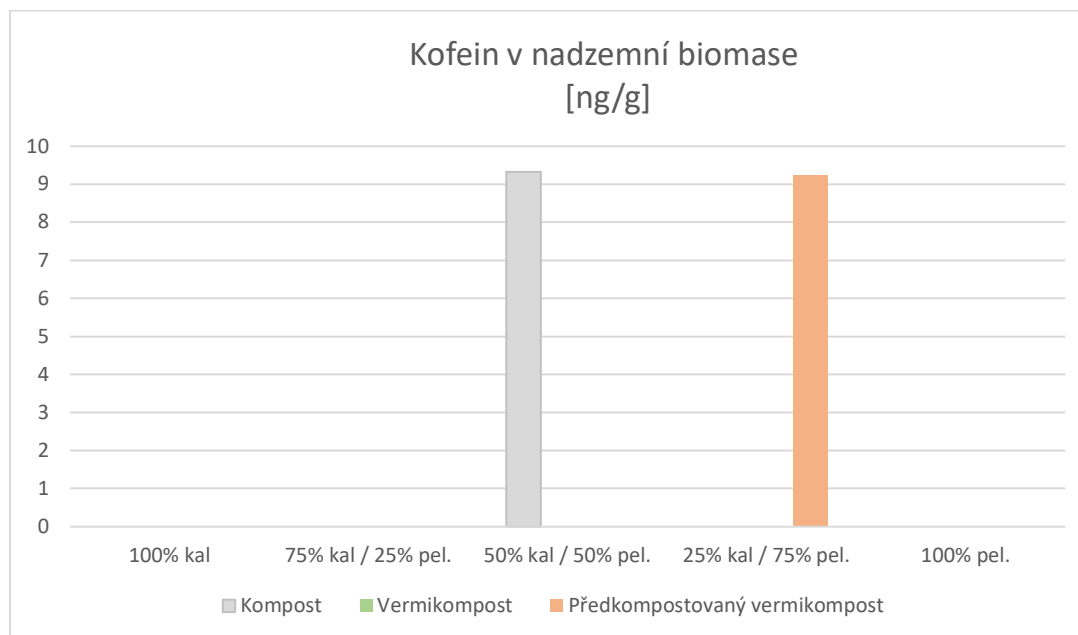


Venlafaxin v kořenech [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Kontrola	1	0	0	0.00	0.00
	2	100	0	0.00	0.00
Kompost	3	75	25	0.00	0.00
	4	50	50	0.00	0.00
	5	25	75	0.00	0.00
	6	0	100	0.00	0.00
	7	100	0	0.00	0.00
Vermikompost	8	75	25	0.20	0.15
	9	50	50	0.00	0.00
	10	25	75	0.00	0.00
	11	0	100	0.00	0.00
Předkompostovaný vermikompost	12	100	0	20.55	29.07
	13	75	25	0.00	0.00
	14	50	50	0.00	0.00
	15	25	75	0.00	0.00
	16	0	100	0.00	0.00

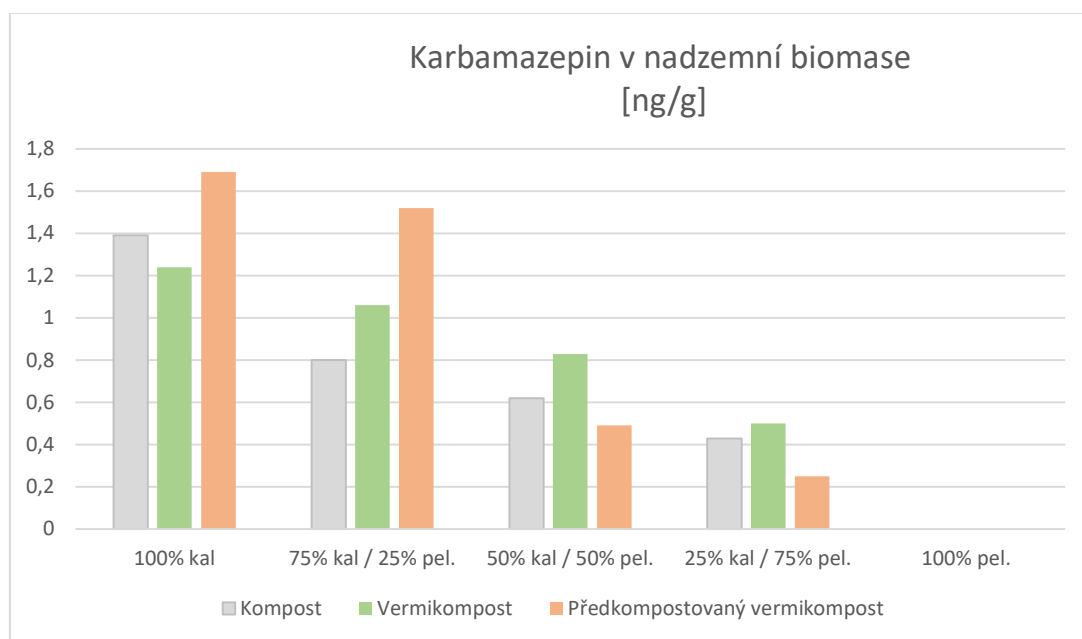


Příloha č. III – analýza vlivu jednotlivých variant experimentu na obsah detekovaných mikropolutantů v nadzemních částech rostlin

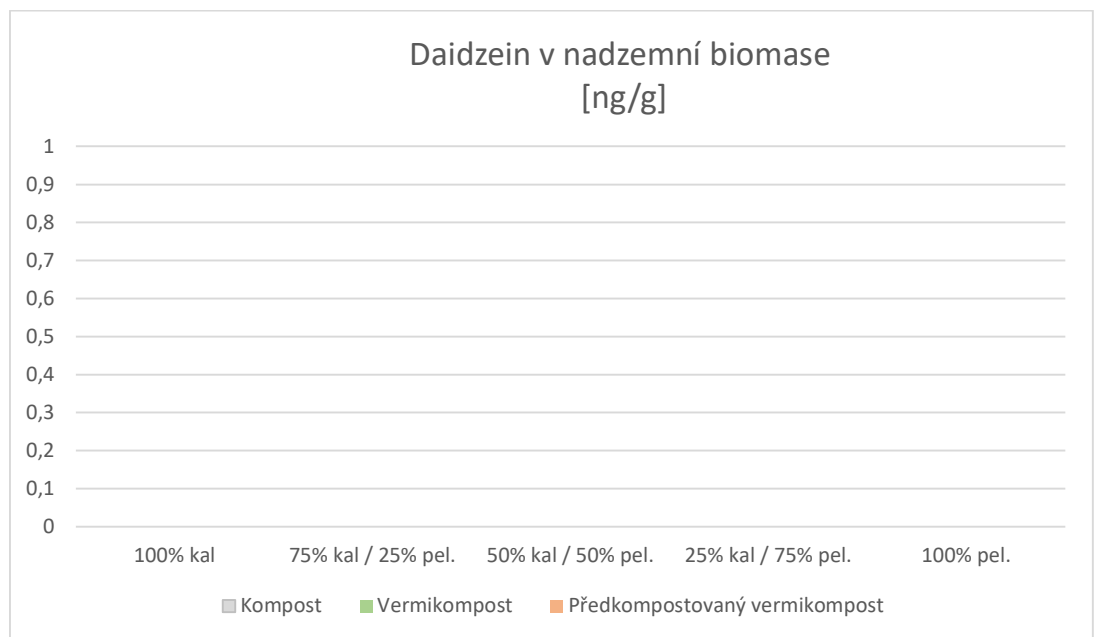
Kofein v nadzemní biomase [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Kontrola	1	0	0	14.09	19.92
Kompost	2	100	0	0.00	0.00
	3	75	25	0.00	0.00
	4	50	50	9.33	13.19
	5	25	75	0.00	0.00
	6	0	100	0.00	0.00
Vermikompost	7	100	0	0.00	0.00
	8	75	25	0.00	0.00
	9	50	50	0.00	0.00
	10	25	75	0.00	0.00
	11	0	100	0.00	0.00
Předkompostovaný vermikompost	12	100	0	0.00	0.00
	13	75	25	0.00	0.00
	14	50	50	0.00	0.00
	15	25	75	9.23	13.05
	16	0	100	0.00	0.00



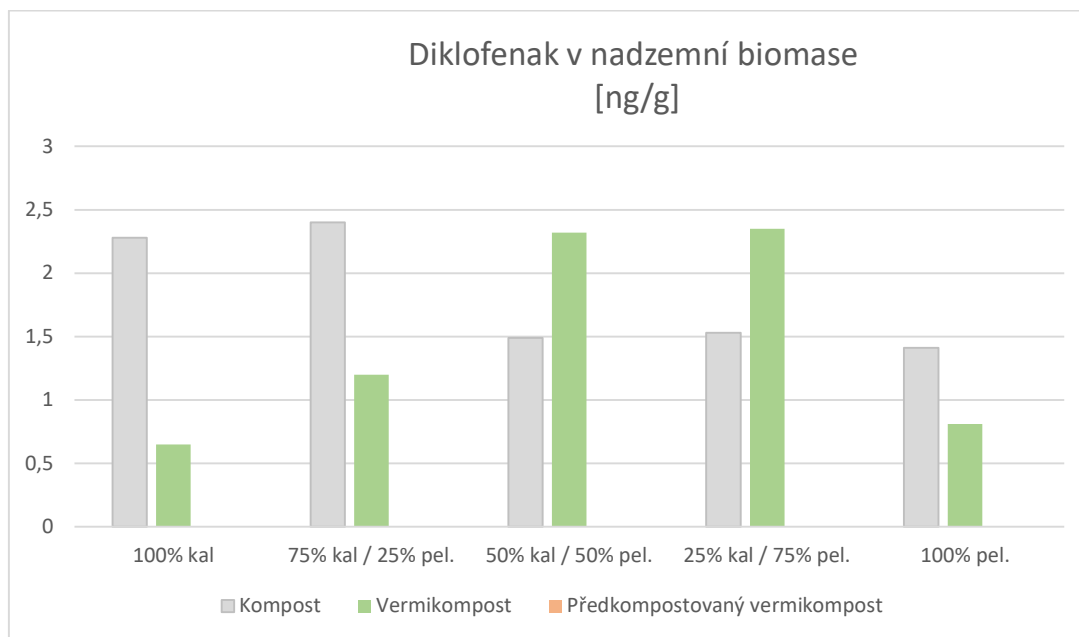
Karbamazepin v nadzemní biomase [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Kontrola	1	0	0	0.00	0.00
Kompost	2	100	0	1.39	0.08
	3	75	25	0.80	0.08
	4	50	50	0.62	0.15
	5	25	75	0.43	0.10
	6	0	100	0.00	0.00
Vermikompost	7	100	0	1.24	0.29
	8	75	25	1.06	0.35
	9	50	50	0.83	0.18
	10	25	75	0.50	0.03
	11	0	100	0.00	0.00
Předkompostovaný vermikompost	12	100	0	1.69	0.24
	13	75	25	1.52	0.34
	14	50	50	0.49	0.03
	15	25	75	0.25	0.01
	16	0	100	0.00	0.00



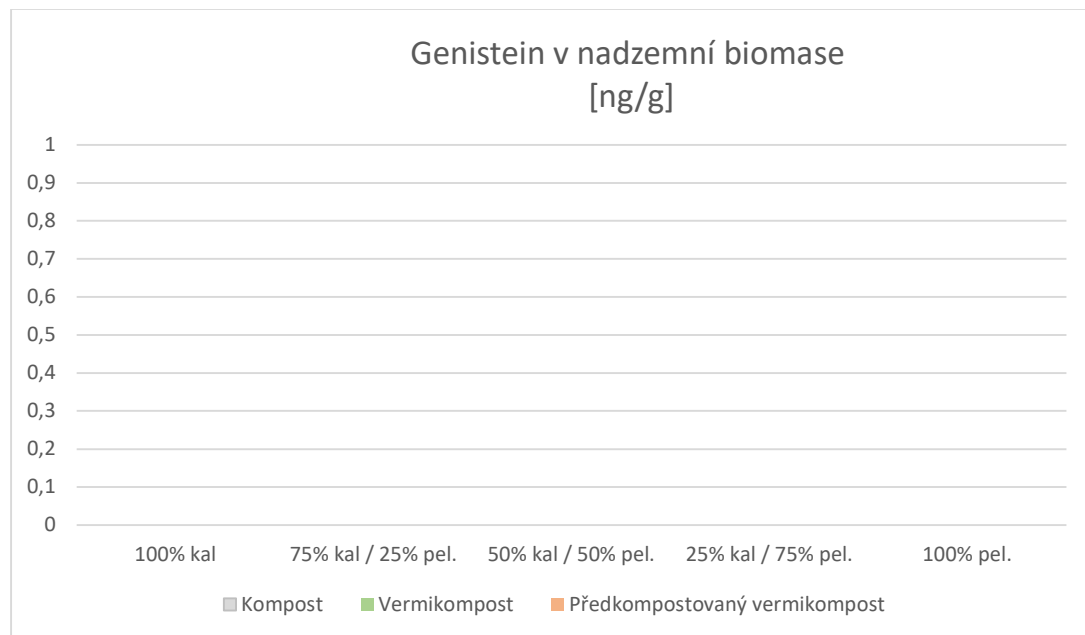
Daidzein v nadzemní biomase [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Kontrola	1	0	0	98.20	22.12
Kompost	2	100	0	0.00	0.00
	3	75	25	0.00	0.00
	4	50	50	0.00	0.00
	5	25	75	0.00	0.00
	6	0	100	0.00	0.00
Vermikompost	7	100	0	0.00	0.00
	8	75	25	0.00	0.00
	9	50	50	0.00	0.00
	10	25	75	0.00	0.00
	11	0	100	0.00	0.00
Předkompostovaný vermikompost	12	100	0	0.00	0.00
	13	75	25	0.00	0.00
	14	50	50	0.00	0.00
	15	25	75	0.00	0.00
	16	0	100	0.00	0.00



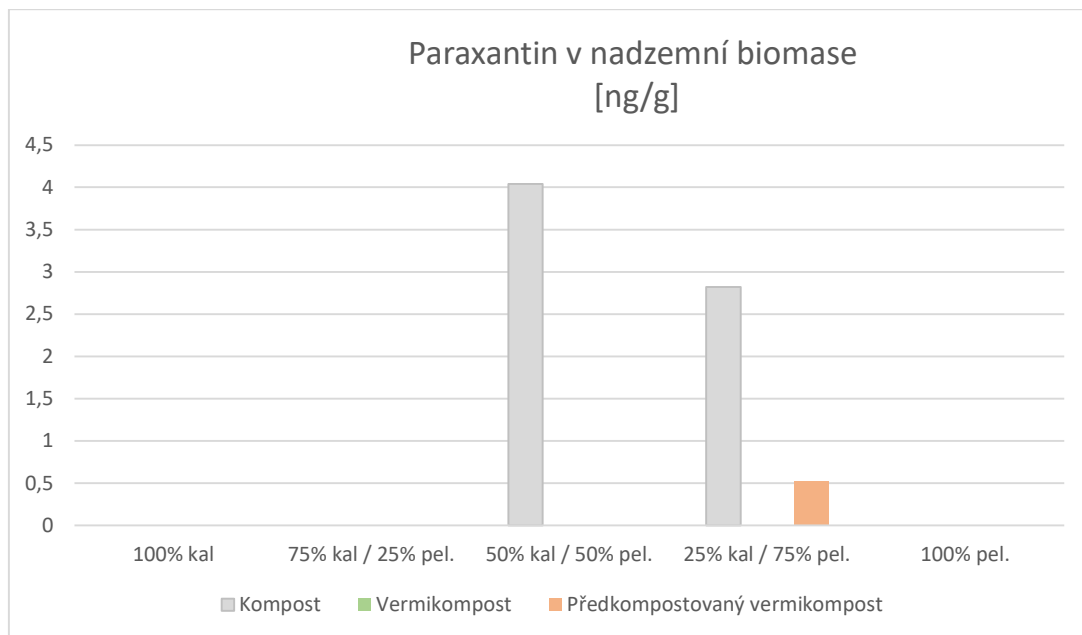
Diklofenak v nadzemní biomase [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Kontrola	1	0	0	1.54	0.20
Kompost	2	100	0	2.28	0.68
	3	75	25	2.40	0.09
	4	50	50	1.49	1.17
	5	25	75	1.53	0.68
	6	0	100	1.41	1.16
Vermikompost	7	100	0	0.65	0.93
	8	75	25	1.20	0.89
	9	50	50	2.32	0.48
	10	25	75	2.35	0.71
	11	0	100	0.81	1.15
Předkompostovaný vermikompost	12	100	0	0.00	0.00
	13	75	25	0.00	0.00
	14	50	50	0.00	0.00
	15	25	75	0.00	0.00
	16	0	100	0.00	0.00



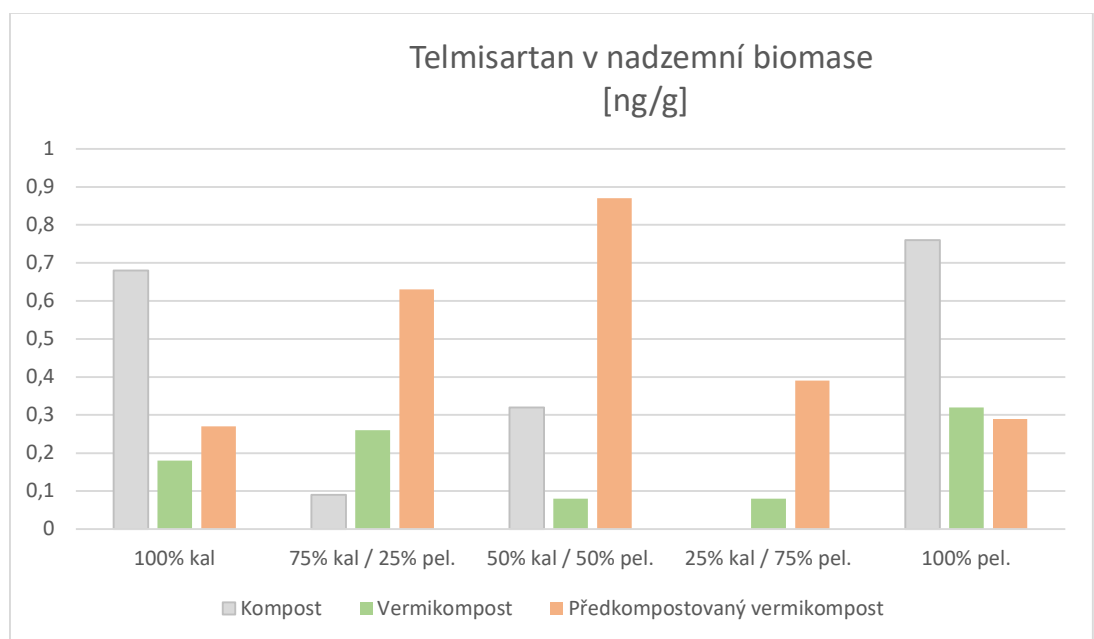
Genistein v nadzemní biomase [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Kontrola	1	0	0	20.81	1.81
Kompost	2	100	0	0.00	0.00
	3	75	25	0.00	0.00
	4	50	50	0.00	0.00
	5	25	75	0.00	0.00
	6	0	100	0.00	0.00
Vermikompost	7	100	0	0.00	0.00
	8	75	25	0.00	0.00
	9	50	50	0.00	0.00
	10	25	75	0.00	0.00
	11	0	100	0.00	0.00
Předkompostovaný vermikompost	12	100	0	0.00	0.00
	13	75	25	0.00	0.00
	14	50	50	0.00	0.00
	15	25	75	0.00	0.00
	16	0	100	0.00	0.00



Paraxantin v nadzemní biomase [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Kontrola	1	0	0	9.42	3.15
Kompost	2	100	0	0.00	0.00
	3	75	25	0.00	0.00
	4	50	50	4.04	5.72
	5	25	75	2.82	2.28
	6	0	100	0.00	0.00
Vermikompost	7	100	0	0.00	0.00
	8	75	25	0.00	0.00
	9	50	50	0.00	0.00
	10	25	75	0.00	0.00
	11	0	100	0.00	0.00
Předkompostovaný vermikompost	12	100	0	0.00	0.00
	13	75	25	0.00	0.00
	14	50	50	0.00	0.00
	15	25	75	0.52	0.74
	16	0	100	0.00	0.00



Telmisartan v nadzemní biomase [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Kontrola	1	0	0	0.15	0.21
Kompost	2	100	0	0.68	0.15
	3	75	25	0.09	0.13
	4	50	50	0.32	0.31
	5	25	75	0.00	0.00
	6	0	100	0.76	0.72
Vermikompost	7	100	0	0.18	0.15
	8	75	25	0.26	0.20
	9	50	50	0.08	0.11
	10	25	75	0.08	0.11
	11	0	100	0.32	0.30
Předkompostovaný vermikompost	12	100	0	0.27	0.15
	13	75	25	0.63	0.27
	14	50	50	0.87	0.04
	15	25	75	0.39	0.35
	16	0	100	0.29	0.34



Tramadol v nadzemní biomase [ng/g]					
	Varianta	Kal [%]	Pelety [%]	Průměr	Směrodatná odchylka
Kontrola	1	0	0	0.00	0.00
Kompost	2	100	0	0.10	0.15
	3	75	25	0.00	0.00
	4	50	50	0.26	0.25
	5	25	75	0.00	0.00
	6	0	100	0.00	0.00
Vermikompost	7	100	0	0.00	0.00
	8	75	25	0.00	0.00
	9	50	50	0.00	0.00
	10	25	75	0.00	0.00
	11	0	100	0.00	0.00
Předkompostovaný vermikompost	12	100	0	0.00	0.00
	13	75	25	0.00	0.00
	14	50	50	0.00	0.00
	15	25	75	0.00	0.00
	16	0	100	0.00	0.00

