

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Vliv aplikace upravených odpadních látek na klíčivost
semen a počáteční růst rostlin**

Diplomová práce

Bc. Jakub Dušek

Produkční zahradnictví

Školitel:

prof. Ing. Pavel Tlustoš, CSc.

Konzultant:

Ing. Filip Mercl, Ph.D.

© 2020 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Vliv aplikace upravených odpadních látek na klíčivost semen a počáteční růst rostlin" jsem vypracoval 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 autor uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 23.7.2020

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval prof. Ing. Pavlu Tlustošovi, CSc. a Ing. Filipu Merclovi, Ph.D. za jejich odborné vedení, cenné rady a věnovaný čas při vypracování této diplomové práce.

Vliv aplikace upravených odpadních látek na klíčivost semen a počáteční růst rostlin

Souhrn

Nakládání s čistírenskými kaly je významným problémem dnešní doby. Jde o potencionálně cenný materiál bohatý na organickou hmotu, dusík, fosfor a mikroprvky. S kaly je však spojeno velké množství potencionálních rizik ve formě obsahu těžkých kovů, halogenových organických sloučenin, polychlorovaných bifenyly, polycyklických aromatických uhlovodíků a mnohých dalších rizikových sloučenin, které mohou mít negativní vliv na prostředí, rostliny či na člověka. Kromě toho mohou kaly být mikrobiálním rizikem, protože mohou obsahovat *Salmonella spp.*, *Escherichia* či enterokoky.

Pyrolýza je termická úprava materiálu, kterou je možné upravovat kaly tak, aby se snížilo působení nebezpečných látek na rostliny a prostředí. V mé práci jsem se zabýval vlivem kalů na klíčivost hořčice bílé (*Sinapis alba L.*), jílku vytrvalého (*Lolium perenne L.*), kukuřice cukrové (*Zea mays L. conv. Saccharata*) a salátu hlávkového (*Lactuca Sativa L.*). Tento vliv byl stanoven pomocí testů klíčivosti na Petriho miskách pro různé koncentrace výluhů kalů (100 %, 50 %, 25 %, 12,5 %, 6,25 %, 3,125 %, 1 % a 0,5 %) ve srovnání s kontrolou. Dále byl sledován vliv úpravy těchto kalů pyrolýzou při teplotách 220 °C, 320 °C, 420 °C, 520 °C a 620 °C na uvedené rostliny. V rámci testů byla sledována inhibice klíčivosti, růstu kořenů a růstu hypokotylu/výhonu. Kromě toho byl u salátu proveden výsadbový test na dvou půdách (kambizem, Žamberk, pH 5,2 a fluvizem Cítov, pH 7,9) smíchaných s 2 % dávkou jednotlivých upravených a neupravených kalů. U výsadbového testu byla hodnocena klíčivost v čase a výnos čerstvé a suché nadzemní biomasy po 35 dnech růstu. Z výsledků vyplývá, že nejcitlivější rostlinou na negativní vliv kalů byla hořčice, pak salát, jílek a nejméně ovlivněná kaly byla kukuřice. U prvních tří jmenovaných rostlin bylo možné pozorovat pozitivní vliv pyrolýzy kalu na inhibici všech sledovaných znaků. Při výsadbovém pokusu bylo zaznamenáno významné zvýšení výnosů čerstvé i suché hmoty po aplikaci kalů ve srovnání s kontrolou u všech variant, s výjimkou variant kalů upravených při 220 °C, 320 °C aplikovaných na fluvizemi, kde došlo ke zničení porostu larvami smutnic. Varianty hnojené kaly upravenými pyrolýzou při teplotách 220 °C, 320 °C u kambizemě dopadly nejlépe. Pyrolýza může pomoci ke snížení negativních efektů kalů na rostliny, ale její efekty jsou limitovány složením kalu. Zatímco kaly jsou bohaté dusíkaté hnojivo vzniklý biochar značnou část dusíkaté frakce ztrácí během pyrolýzy a tento efekt se zvyšuje se zvyšující se teplotou pyrolýzy, naproti tomu zůstává v biocharu stále fosfor. Pyrolýza při vyšších teplotách než 420 °C se nezdá jako příliš vhodný nástroj pro úpravu kalů, protože výsledky nenaznačují, že by negativní efekt nadále klesal i při vyšších teplotách úpravy a zároveň dochází ke ztrátám cenného dusíku.

Klíčová slova: Čistírenské kaly, klíčení, pyrolýza, inhibice

The influence of treated waste materials on the seed germination and early growth of plants

Summary

Handling of sewage sludge is significant problem of current time. Sewage sludge is potentially valuable material rich in organic matter, nitrogen, phosphorus and microelements. But there are also many risks associated with sewage sludges application, like heavy metal content, adsorbed organically bound halogens, polychlorinated biphenyls, polycyclic aromatic hydrocarbons and many others risk compounds, which can have negative effect on environment, plants or humans. Moreover sewage sludges can be source of many microbial threats like *Salmonella spp*, *Escherichia* or enterococcus.

Pyrolysis is thermal treatment of materials, and the way how to treat sewage sludges to decrease effect of dangerous substances interacting with environment and plants. In my thesis I dealt with effect of sewage sludges on germination of mustard (*Sinapis alba L.*), ryegrass (*Lolium perenne L.*), corn (*Zea mays L. conv. Saccharata*) and lettuce (*Lactuca Sativa L.*). This influence was measured by germination tests on Petri dishes for different concentrations leachates of sludges (100 %, 50 %, 25 %, 12,5 %, 6,25 %, 3,125 %, 1 % a 0,5 %) in comparison with control. Further there is measured effect of treating sewage sludges by pyrolysis done during temperatures 220 °C, 320 °C, 420 °C, 520 °C a 620 °C on listed plants. In the tests the inhibition of germination, growth of roots and growth of hypocotyl/sprout was investigated. Another part of work was planting test with 2 different soils (Cambisol, Žamberk, pH 5,2 a u Fluvisol Cítov, pH 7,9) mixed with 2 % dose of individual sewage sludges. In planting test was measured germination in time and fresh and dry weight of plants after 35 days of growing. The results showed, that most sensitive plant to negative effect of sludges is mustard followed by lettuce, ryegrass and corn was the least negatively affected. From results of first 3 listed plants, can be shown positive effect of treatment sewage sludges by pyrolysis on all watched characters. In growing test was recorded significant increase in fresh and dry weight of plants after sewage sludge application in compare to control. Only 2 exceptions were found like sewage sludge treated by pyrolysis with temperatures 220 °C, 320 °C on Fluvisol, where plants were destroyed by larvas of sciara fly. Highest weight showed lettuce on Cambisol with sludges treated by pyrolysis with temperatures 220 °C, 320 °C. Pyrolysis can help to lower negative effects of plant, but the effect is limited by composition of original sludge. Original sludges are rich source of nitrogen, but after treated by pyrolysis part of nitrogen is lost and nitrogen losses are growing with increasing temperature of pyrolysis. Even after pyrolysis is sludge still good source of phosphorus. Pyrolysis in temperatures higher than 420 °C does not seem to be effective tool to treat sludges, because there are not significant drop in negative effects with higher temperatures and also nitrogen content is shrinking.

Keywords: Sewage sludge, germination, pyrolysis, inhibition

Obsah

1 Úvod	1
2 Vědecká hypotéza a cíle práce	2
3 Literární rešerše	3
3.1 Čištění odpadních vod	3
3.1.1 Mechanické čištění	3
3.1.1.1 Usazovací nádrže	3
3.1.1.2 Zahušťovací nádrže	3
3.1.2 Biologické čištění	3
3.1.3 Úprava kalů	4
3.1.4 Hygienizace	4
3.1.5 Stabilizace	4
3.2 Charakteristika kalů	5
3.2.1 Obsah živin a mikroprvků	5
3.2.2 Obsah těžkých kovů	5
3.2.3 Obsah halogenových organických sloučenin	6
3.2.4 Obsah polychlorovaných bifenylů	7
3.2.5 Obsah polycyklických aromatických uhlovodíků	7
3.2.6 Ostatní látky	7
3.3 Nakládání s kalý	7
3.3.1 Sušení kalů	8
3.3.2 Mokrý oxidace kalů	8
3.3.3 Kompostování kalů	9
3.3.3.1 Vliv na složení	9
3.3.4 Pyrolýza	9
3.3.4.1 Charakteristika pyrolýzou upraveného kalu	9
3.4 Aplikace kalů do půdy	10
3.4.1 Vliv na fyzikálně-chemické a biologické vlastnosti půdy	12
3.4.2 Vliv na množství živin v půdě	12
3.5 Vliv kalů na rostliny	13
3.5.1 Vliv na klíčivost	13
3.5.2 Vliv na růst kořenů	14
3.5.3 Vliv kalů na růst rostlin	15
4 Metodika	18
4.1 Použité materiály	18
4.2 Testy klíčivosti	19
4.3 Výsadbový experiment	21

5	Výsledky	22
5.1	Výsledky testů klíčivosti u hořčice	22
5.1.1	Vliv kalů na klíčivost u hořčice	23
5.1.2	Vliv kalů na délku kořenů	23
5.1.3	Vliv na hypokotyl/ prýt	25
5.2	Výsledky testů klíčivosti u salátu	26
5.2.1	Vliv kalů na klíčivost salátu	26
5.2.2	Vliv kalů na délku kořenů salátu	27
5.2.3	Vliv kalů na délku hypokotylu salátu	29
5.3	Výsledky testů klíčivosti u jílku	30
5.3.1	Vliv kalů na klíčivost jílku	30
5.3.2	Vliv kalů na délku kořenů jílku	31
5.3.3	Vliv kalů na délku prýtu jílku	33
5.4	Výsledky testů klíčivosti u kukuřice	35
5.4.1	Vliv kalů na klíčivost kukuřice	35
5.4.2	Vliv kalů na délku kořenů kukuřice	35
5.4.3	Vliv kalů na délku prýtu kukuřice	39
5.5	Celkové zhodnocení	40
5.6	Výsledky výsadbového experimentu	41
5.6.1	Vzcházivost v čase	41
5.6.2	Růst rostlin.....	42
6	Diskuze	45
6.1	Vliv úpravy na klíčivost	45
6.2	Vliv úpravy na kořeny a hypokotyl/prýt	46
6.3	Vliv aplikace kalů do půdy na klíčení a následný růst.....	48
7	Závěr	50
8	Literatura	51

1 Úvod

V minulosti využívané způsoby nakládání s čistírenskými kaly, což bylo především jejich ukládání na skládky, se v dnešní době rychle opouští či opustily, především z důvodu jejich trvalé neudržitelnosti. Vzhledem k tomu, že čistírenské kaly jsou velmi bohatým zdrojem organické hmoty, dusíku, fosforu a mikroživin, jsou kaly potenciálně významné pro půdní úrodnost. To je důvod, proč existuje velká snaha navracet tyto živiny zpět do půdy. Kaly jsou ale také potenciálním zdrojem množství problematických a nebezpečných látek, které mohou mít negativní vliv na pěstované rostliny, půdní úrodnost, člověka a na celé životní prostředí. Tyto negativní vlivy mohou být způsobeny přítomností řady látek, které se do čistěných vod dostávají různými způsoby, příkladem mohou být prvky jako arsen, kadmium, chrom, měď, rtuť, nikl, olovo, zinek, beryllium, kobalt, vanad, molybden a dále halogenové organické sloučeniny, polychlorované bifenyly, polyaromatické uhlovodíky, polybromované difenylethery, perfluoroalkylované sloučeniny, amoniak, ethylenoxid, alifatické kyseliny s krátkým řetězcem, různé fenolické sloučeniny a další. Kromě toho mohou kaly být zdrojem množství mikrobiálních rizik, jako jsou *Salmonella spp*, *Escherichia* či enterokoky. Z tohoto důvodu je aplikace kalů upravená legislativou a množství kalů nelze bez rizika aplikovat. V současnosti existují úpravy, jak nebezpečí kalů zmírnit nebo odstranit. Relativně novou možností je pyrolýza kalů, tedy termická transformace kalů bez přítomnosti vzduchu, na který je má práce zaměřená. Pyrolytická úprava kalů by měla mít za následek rozklad nebezpečných organických škodlivin, odstranění mikrobiálního nebezpečí a zmenšení mobility těžkých kovů a tím i jejich unikání do prostředí a jejich vliv na rostliny. Naproti tomu, ale existuje nebezpečí, že pyrolytická úprava kalů by mohla mít za následek vznik jiných škodlivin, které by mohly negativně ovlivňovat cílové organismy, a také při ní dochází ke zkoncentrování obsahu těžkých kovů.

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Hypotézou diplomové práce je zjistit, zda termická úprava kalů z čistíren odpadních vod ovlivní vlastnosti aplikovaných materiálů, zejména jejich vodivost a hodnotu pH, zda tato klíčivost a růst nadzemní biomasy i kořenů bude ovlivněn jejich dávkou prezentovanou výluhem jednotlivých materiálů, a zda jejich aplikace do půd s odlišnými agrochemickými vlastnostmi bude mít vliv na klíčivost a počáteční růst salátu.

Cílem práce bude vyhodnotit kvalitu sušeného kalu a termicky upraveného v rozsahu teplot 220 - 620 °C a následně testovat vliv vodných výluhů těchto materiálů na klíčivost a počáteční růst rostlin s odlišnou velikostí semen a různým podílem výluhu kalu. U salátu pak vyhodnotit vliv aplikované dávky upravených kalů na růst rostlin. Získané výsledky statisticky vyhodnotit a zpracovat do tabulek a grafů s příslušným komentářem.

3 Literární rešerše

3.1 Čištění odpadních vod

Během čištění odpadních vod dochází k odstranění znečišťujících látek z odpadních vod použitím řady fyzikálních, chemických, fyzikálně-chemických a biologických. Proces probíhá v čistírnách odpadních vod a má několik fází. Během první fáze je voda vyčištěna mechanickými prostředky, kdy jsou z ní odstraněny větší předměty a nerozpustné látky, další fází je biologické čištění, kdy jsou odstraněny organické látky. Vzniklý materiál nazýváme kaly. Znečišťující látky mohou být během procesu odbourávány nebo se mohou koncentrovat v kalech. V odpadních vodách se mohou nacházet znečišťující látky jako: těžké kovy, špatně rozložitelné organické sloučeniny, ale také různé potencionálně nebezpečné patogenní organismy (ECO 2015).

3.1.1 Mechanické čištění

Mechanické čištění nebo také primární je prvním stupněm čištění odpadních vod v čistírnách odpadních vod. Dochází během něj k odstranění nerozpustných látek a předmětů, které by mohly poškodit další stupně ČOV (čistírny odpadních vod). První částí mechanického čištění je lapák šterku, což je rozšíření a prohloubení přítokového žlabu tak aby došlo ke snížení rychlosti průtoku, což způsobí, že těžší předměty klesnou ke dnu. Dále se zde nachází česle, kde jsou zachyceny plovoucí předměty. Po česlích následuje lapák písku, kde jsou separovány částice o velikosti nad 0,2 mm s měrnou hmotností přibližně 1600 kg/m³. Za lapákem písku se může nacházet lapák tuku. Dále voda putuje do usazovacích nádrží (Groda a kol. 2007).

3.1.1.1 Usazovací nádrže

Usazovací nádrže slouží k čištění odpadních vod působením gravitačního zrychlení, dochází zde k separaci tuhé fáze od kapaliny. Voda vtéká do soustavy nádrží pod nízkou rychlostí a dochází zde k zachycení nejtěžší frakce, která klesá ke dnu a zároveň nejlehčí frakce, která se usazuje na hladině, kde je stírána. Většinou se používají průtokové nádrže, ale v menších provozovnách se používají i nádrže s přerušovaným provozem. Dále se dělí na pravoúhlé s horizontální průtokem, kruhové s horizontální průtokem a vertikálně protékané nádrže (Bindzar a kol. 2009).

3.1.1.2 Zahušťovací nádrže

Vrstva usazená v usazovacích nádržích dále putuje do zahušťovacích nádrží, kde dochází k zahuštění suspenze. Zahušťovací nádrže jsou podobné usazovacím a rozdělují se na 2 typy, dekantační, kde se voda nechává v klidu a průtočné (Bindzar a kol. 2009).

3.1.2 Biologické čištění

Biologické čištění je krok, při kterém dochází k odstranění organických látek v čištěné vodě. Tento proces může probíhat v aerobních podmínkách i v anaerobních, většina ČOV používá aerobní způsob. Během aerobního způsobu v čištěné vodě dochází k rozkladu

organické hmoty pomocí biochemických procesů podmíněných činností mikroorganismů (Groda a kol. 2007). Využívá se k tomu množství organismů, které mohou být rozděleny na destruenty, kteří tvoří většinu organismů v kalu a jsou zodpovědní za rozklad znečišťujících látek a patří sem bakterie či mikromycety. Dále jsou zde konzumenti, kteří používají jako substrát mikrobiální buňky. Biologické čištění probíhá v aktivačních nádržích a dosazovacích nádržích. Na začátku procesu dochází k promíchání mechanicky upravené vody s aktivovaným kalem, čímž vzniká tzv. aktivační směs, která poté putuje do aktivační nádrže. V aktivační nádrži dochází ke kultivaci mikroorganismů, které vytvářejí hmotu spojující se do větších celků, tzv. vloček, které jsou schopné sedimentace. Vzniklá směs se poté přemísťuje do dosazovacích nádrží, kde jsou vločky odděleny od vyčištěné vody. Takto vzniklý materiál se označuje jako aktivovaný kal a část tohoto kalu se používá ke zpětné inokulaci (Bindzar a kol. 2009).

3.1.3 Úprava kalů

Podle vyhlášky o odpadech 185/2001 Sb. spadá surový kal vzhledem k možné přítomnosti patogenních organismů pod kvalifikaci jako nebezpečný odpad. Kvůli tomu je většinou již na lince ČOV technologie, která proměňuje surové kaly na stabilizovaný materiál. Což znamená odstranění negativních vlastností kalu tak, aby nezpůsobil žádné škody na životním prostředí a ani jiné problémy při manipulaci s ním. Technicky je stabilizovaný kal takový, u kterého nedochází k biologickému rozkladu (Kutil a Dohányos 2005).

3.1.4 Hygienizace

Hygienizace je proces při kterém dochází k inaktivaci patogenů. Může být prováděna spolu se stabilizací, samostatně po ní nebo během jiného technologického kroku čištění (Kutil a Dohányos 2005). To může být prováděno pomocí aerobní či anaerobní, termofilní či mezofilní anaerobní stabilizace s tepelným fázováním procesu či duálním systémem. Pokud probíhá před stabilizací kalů, nazývá se tzv. předúprava. Což je desintegrace vstupujícího kalu fyzikálními (ultrazvuk, radiace), termickými (pasterizace, termický rozklad) nebo chemickými metodami (ozon). Nebo se může provádět po stabilizaci, pak se nazývá jako tzv. následná či dodatečná úprava, tedy vysušení či pasterizace stabilizovaného kalu (Pošta 2005).

3.1.5 Stabilizace

Nejrozšířenější metodou zpracování kalů je anaerobní stabilizace. Během tohoto procesu dochází k přeměně rozložitelných organických látek na bioplyn, přičemž je kal zároveň stabilizován i hygienizován. Výťažnost plynu je závislá především na obsahu organických látek, během procesu se na plyn přeměňuje zhruba polovina hmotnosti organické hmoty. Výsledný produkt obsahuje nerozložené organické látky, anorganický podíl a kapalnou fázi, pro další použití je nutné takový produkt odvodnit. Zintenzivněním je pak termofilní anaerobní stabilizace (fermentace při 55 °C), což má za následek zvýšení rychlosti rozkladu organických látek, zvýšení účinnosti procesu a vyšší teplota má hygienizační účinek (Kutil a Dohányos 2005). Aerobní biologická stabilizace kalů je proces, během kterého dochází k rozkladu kalu kulturou mikroorganismů za přístupu vzduchu. Ve správně stabilizovaném kalu touto metodou by měl být obsah organických látek nižší než 50 %. Při tomto procesu dochází také k částečné

hygienizaci. Autotermní termofilní aerobní stabilizace je metoda založená na získání tepla z aerobního biologického rozkladu organických látek v kalu. Optimální teplotní rozmezí je 55 – 60 °C. Aby bylo dosaženo požadovaných teplot, je zapotřebí používat dostatečně zahuštěný kal, kolem 4 – 6 % sušiny a také dostatečného přísunu kyslíku, čehož se dosahuje použitím čistého kyslíku, či čistého kyslíku smíchaného se vzduchem. Kal se musí promíchávat (Pošta 2005).

3.2 Charakteristika kalů

Kaly jsou tvořeny směsí pevných látek a agregovaných koloidních látek, které se původně vyskytovaly v odpadních vodách nebo vznikly v průběhu čištění odpadních vod. Obsah sušiny kalu i jeho složení je závislé primárně na složení odpadních vod ze kterých je získáván a také na technologii čištění. Tento materiál představuje pouze zhruba 2 % objemu čištěných vod, je zde však zkoncentrováno až 80 % znečištění z těchto vod (Kutil a Dohányos 2005).

3.2.1 Obsah živin a mikroprvků

Kal v sušině po zpracování obsahuje 30 až 50 % organických látek. Obsah dusíku v kalech se pohybuje od 2 do 6 %, průměrný obsah v Německu (2015) byl 4,3 %, v Nizozemsku (2015) 6,4 %, ve Velké Británii (2012) 2,5 %. Množství fosforu v kalech se pohybuje mezi 0,2 – 5,5 %, průměrný obsah v Německu (2015) byl 2,6 %, v Nizozemsku (2015) 2,1 %, ve Velké Británii (2012) 1,3 % (Roskosh a kol. 2018; Eunomia, 2018). Množství studií se ale shoduje, že kaly neobsahují příliš draslíku (Singh, Agrawal 2006), průměrně by se měl pohybovat kolem 0,2 %. Dále pak obsahují průměrně 7 % vápníku, 0,5 až 1,5 % síry, 0,05 – 0,5 % chloru a průměrně 0,9 % hořčíku (Roskosh a kol. 2018).

3.2.2 Obsah těžkých kovů

Těžké kovy se do odpadních vod mohou dostávat deštěm z prostředí, z domácností a z průmyslu (Houhou 2009). Největším zdrojem Cu, Zn a Pb v odpadních vodách jsou aktivity domácností (jídlo, čisticí prostředky, hygienické prostředky, potrubí). Cu pochází hlavně z koroze potrubí, fungicidů, barviv, prostředků na ochranu dřeva. Zn se do odpadní vody dostává deštěm ze střech a povrchů budov, z aut, laviček a lamp (Thornton a kol. 2001). Cr a Cd pocházejí hlavně z komerčních aktivit, jejich zdrojem je čištění oblečení, zpracování potravin, zpracování kůží, restaurace, mytí a oprava aut atd. Zdrojem Ca jsou potravinářské výrobky, čisticí prostředky a hygienické produkty. As v odpadních vodách pochází z prostředí a z produktů domácností jako jsou mycí prostředky atd. Selen pochází z potravinářských výrobků, šamponů a kosmetiky atd. (Thornton a kol. 2001). Obsah těžkých kovů v kalech, které jsou určeny pro zemědělské použití, je omezeno vyhláškou č. 437/2016 Sb. Z těžkých kovů se zde sledují arsen, kadmium, chrom, měď, rtuť, nikl, olovo a zinek. Na základě zákona č. 147/2002 Sb. probíhá monitoring kalů jakožto jednoho ze vstupů do půdy. V roce 2017 byla u kalů nejčastěji překročena hodnota Cu, Ni a Cd, přičemž kalů, které nevyhověly vyhlášece po stránce těžkých kovů bylo 15,9 % - podrobnější čísla jsou uvedena v tabulce č.1. V České republice v

posledních 10 letech nevyhovuje zhruba 20 % kalů normám pro obsah těžkých kovů (Poláková 2018). V tabulce číslo 2. je srovnání České republiky se zahraničím.

Tabulka 1. Výskyt rizikových prvků v kalech v České republice podle UKZUZ (Poláková 2018)

Sledovaný ukazatel	Mezní hodnoty (mg/kg)	2017 průměr (mg/kg)	2017 medián (mg/kg)	2017 maximum (mg/kg)
As	30	7,68	5,55	37,8
Cd	5	1,49	1,01	13,6
Cr	200	88	39,3	2820
Cu	500	240	190	2300
Hg	4	1,59	1,17	24,2
Ni	100	35	28,5	233
Pb	200	46,5	28,7	852
Zn	2500	921	888	2760
Be	-	0,59	0,4	5
Co	-	7,44	6,77	20,5
V	-	24,3	23,5	50,9
Mo	-	6,15	5,82	18,1

Tabulka 2. Srovnání výskytu rizikových prvků v zahraničí (Eunomia, 2018)

	2015	2012	2015	2015	2013	2012	2015	2012	2015	2015
	DE (mg/kg)	IT (mg/kg)	NL (mg/kg)	PT (mg/kg)	SK (mg/kg)	ES (mg/kg)	SU (mg/kg)	UK (mg/kg)	CZ (mg/kg)	FR (mg/kg)
Cd	0,74	0,98	0,3	3,92	1,75	2	0,75	0,96	0,92	1,06
Cu	293	269	27	200	244	263	341	176	160	243
Ni	24,8	42	10	40,6	32	30	16,1	19,4	27,4	23,8
Pb	30,8	68,4	9	61,4	50	67	17,8	77,1	26,2	44,6
Zn	773	671	114	557	1970	707	544	432	739	733
Hg	0,39	1,04	0,2	0,5	2,57	1	0,52	0,61	1,13	0,78
Cr	32,8	60,7	17	8,5	97	5	22	46,2	31,3	44,9

3.2.3 Obsah halogenových organických sloučenin

Obsah halogenových organických sloučenin (AOX) v čistírenských kalech pro zemědělské použití musí být podle vyhlášky č. 437/2016 Sb. menší než 500 mg na kg sušiny. V roce 2017 našla UKZUZ jeden nevyhovující vzorek z 21 testovaných, přičemž průměrný obsah AOX v kalech v ČR byl 223 a medián byl 223 mg/kg sušiny (Poláková 2018). Při měření v Německu v letech 1994-1996 se množství AOX v kalech pohybovalo průměrně kolem 200 mg/kg sušiny a maximální hodnoty kolem 400 mg/kg sušiny (UMEG 2001). AOX je různorodá skupina obsahující více i méně nebezpečné látky, některé jsou bioakumulativní nebo karcinogenní. Hlavním zdrojem je výroba papíru a celulózy, dále pak chlorování vod a odpadní vody z průmyslu, užívající látky obsahující halogeny např.: různá odvětví chemického

průmyslu, dále pak textilní a tiskařský průmysl nebo průmysl povrchové úpravy kovů (IRZ 2007).

3.2.4 Obsah polychlorovaných bifenylnů

Podle vyhlášky č. 437/2016 Sb. nesmí kaly obsahovat více jak 0,6 mg na kg sušiny PCB (polychlorovaných bifenylnů). Přičemž se stanovuje 7 kongenerů a to: 28, 52, 101, 138, 153, 180 a 118. Součet těchto kongenerů nesmí překročit 0,6 mg/kg. Podle měření UKZUZU v roce 2017 žádný měřený kal nepřekročil limitní hodnotu, průměrná hodnota byla 0,0723 mg/kg a medián 0,0549 mg/kg. V Británii na vzorcích z 14 čističek odpadních vod naměřili pro sumu 24 PAU hodnoty od 110–440 µg/kg čerstvé váhy (Stevens a kol. 2003). V Německu během měření v severním Porýní Vestfálsku byl průměrný obsah PCB 0.091 mg/kg čerstvé váhy (Roskosh a kol. 2018). Nejvíce jsou v kalech v ČR zastoupeny kongenery 153 (29 %) a 180 (21 %) (Poláková 2018). PCB se uvolňují při explozi transformátorů a kondenzátorů, dalšími zdroji jsou pak elektrárny či zpracování železa. Nejvýznamnějším zdrojem je redistribuce již uvolněných PCB, což je způsobeno velikou regulací jejich používání (WHO 2003)

3.2.5 Obsah polycyklických aromatických uhlovodíků

Podle vyhlášky č. 437/2016 Sb. nesmí suma 12 PAU (polycyklické aromatické uhlovodíky) (antracen, benzo(a)antracen, Benzo(b)fluoranthén, Benzo(k)fluoranthén, benzo(a)pyren, benzo(ghi)perylen, fenantren, fluoranthén, chrysen, indeno(1,2,3-cd)pyren, naftalen a pyren) překročit 10 mg/kg. V roce 2017 UKZUZ naměřil 3 překročení těchto limitů z 21 měření, přesnější čísla můžete vidět v tabulce 2. (Poláková 2018). V Británii na vzorcích z 14 čističek odpadních vod naměřili pro sumu 24 PAU hodnoty od 67 do 370 mg/kg čerstvé váhy, přičemž ve všech případech byly překročeny limity (Stevens a kol. 2003). V Německu během měření v severním Porýní Vestfálsku byl průměrný obsah PAU 6,64 mg/kg čerstvé váhy (Roskosh a kol. 2018). PAU jsou pro spoustu organismů toxické, včetně člověka. Mohou způsobovat rakovinu, poruchy reprodukce a mutace u zvířat. Problematické na PAU je jejich schopnost odolávat přirozeným rozkladným procesům. Vznikají při nedokonalém spalování fosilního paliva (Scientific Committee on Food 2002).

3.2.6 Ostatní látky

Kromě těchto látek se v kalech vyskytují ještě jiné potenciálně problematické látky, u nichž legislativa nestanovuje limity, ale UKZUZ měří jejich výskyt. Výskyt v roce 2017 můžete vidět v tabulce 2. Těmi jsou organochlorové pesticidy (HCH, HCB, látky skupiny DDT), polybromované difenylethery (PBDE), vybrané perfluoroalkylované sloučeniny (PFAS) (Poláková 2018).

3.3 Nakládání s kaly

V České republice se v posledních letech vyprodukovalo kolem 170 000 tun čistírenských kalů (sušiny) ročně, celkový přehled je uveden v tabulce č.3 (ČSÚ 2018). Nejstarším a v minulosti nejrozšířenějším způsobem nakládání s kaly bylo jejich ukládání na skládky, ale

dlouhodobě existuje snaha o omezení množství kalů ukládaných na skládky. V současnosti se v ČR na skládky ukládá zhruba 7 % kalů, v roce 2005 se v celé EU takto nakládalo s 14,7 % kalů, ale v roce 2011 už jen s 9 %. V některých zemích EU jako je Francie nebo Řecko je skládkování kalů zakázané (Pellegrini a kol. 2016). Kalů se jde zbavit také spalováním, a to v cementárnách, teplárnách, elektrárnách, spalovnách tuhých komunálních odpadů nebo ve speciálních spalovnách odvodněného odpadu. V ČR se takto nakládá zhruba s 3 % kalů, zatímco v EU se spaluje až 20 % kalů (23 % v roce 2011). V nedávné době největší část kalů se v ČR kompostovala, až kolem 38 % v roce 2015, v roce 2017 to bylo už jen 34 % a nejčastější byla přímá aplikace a rekultivace kalů (42 %) (ČSÚ 2018). V EU se v roce 2011 kompostovalo pouze necelých 9 % kalů. Nejčastěji se kaly v roce 2017 aplikovaly do půdy (42 %) v EU v roce 2011 se takto nakládalo s 47 % kalů. Směrnice Rady 86/278/EHS podporuje použití kalů v zemědělství (Pellegrini et al. 2016).

Tabulka 3. Množství produkce kalů v České republice a způsoby nakládání (ČSÚ 2018)

	2012 (t)	2013 (t)	2014 (t)	2015 (t)	2016 (t)	2017 (t)
Celková produkce	168 190	154 274	159 162	172 997	173 709	178 077
Přímá aplikace a rekultivace	51 912	54 713	47 830	63 061	62 551	75 451
kompostování	53 222	50 384	60 511	67 065	65 163	60 930
skládkování	9 340	7 123	5 236	6 513	10 183	11 809
spalování	3 528	3 232	3 400	2 167	4 814	4 736
jinak	50 188	38 822	42 185	34 191	30 998	25 151

3.3.1 Sušení kalů

Sušení je proces, při kterém se z materiálu odstraňuje vlhkost pomocí tepelné energie. Sušení je vysoce energeticky náročné. Částečně vysušené kaly, zhruba na sušinu 50 – 70 % mohou být použity pro spalování nebo přidávány do kompostů. Při vysušení na sušinu 90 – 95 % se kal stává stabilním a je možné jej dlouhodobě skladovat (Pošta 2005). Na rozdíl od pouze odvodněného kalu má universální použití. Během sušení se zmenšuje objem kalů až na třetinu, získaný produkt má vysokou sypnou hmotnost, kolem 620 kg/m³ (Kutil a Dohányos 2005).

3.3.2 Mokrý oxidace kalů

Mokrý oxidace je spalovací proces ve vodné fázi, ke kterému dochází při promíchávání organických nebo oxidovatelných látek ve vodě s kyslíkem při teplotách 150 – 325 °C a vyšších tlacích. Při teplotách 150 – 200 °C se tento proces používá k usnadnění odvodnění kalů. Při teplotách 200 – 280 °C je proces vhodný ke konverzi nerozložitelných látek na biologicky rozložitelné. Snadno se takto dají zpracovat např. Organické kyanidy a sulfidy, alifatické uhlovodíky, fenoly, aromatické uhlovodíky. Mokrý oxidace se používá pro rozložení látek, které jsou obtížně rozložitelné nebo toxické (Kuraš 2014).

3.3.3 Kompostování kalů

Kompostování je proces, při kterém dochází k rozložení organických látek z kalu při aerobních podmínkách na stabilizovaný kompost. Při procesu dochází k rozkladu organických látek především z kalu a vzniká H_2O a CO_2 . Pro tento proces je zapotřebí odvodněný kal smíchat s doplňkovým organickým materiálem, aby výsledný kal měl správný poměr vody a správný poměr C/N. Jako doplňkový materiál se používají: piliny, sláma, seno, tráva, kůra, štěpky atd. Obsah vody při kompostování by se měl pohybovat mezi 55 – 60 %. Ideální teplota v první fázi by měla být kolem 55 °C (Pošta 2005).

3.3.3.1 Vliv na složení

Kompostování může obsah těžkých kovů v kalech zkoncentrovat, ale také zředit. Konečné množství a dostupnost těžkých kovů v kompostu závisí na obsahu těžkých kovů, vlastnostech daného kalu, procesu kompostování a také fyzikálně-chemických vlastnostech konečného kompostu jako je množství organického C, podíl huminových látek a pH (Cai a kol. 2007). Během kompostování dochází k degradaci organických polutantů a k inhibici procesů, které mohou omezit jejich biodostupnost (Oleszczuk 2008).

3.3.4 Pyrolýza

Pyrolýza je termická transformace za nepřítomnosti oxidačních médií. Obvykle probíhá při teplotách 300 - 800 °C. Jedná se o endotermní proces a část materiálu je při něm přeměněna na plyn (Kuraš 2014). Pyrolýza se dá dělit na dva základní typy, přičemž hlavními parametry jsou rychlost ohřevu a finální teplota. Prvním typem je tzv. rychlá pyrolýza, u které dochází k rychlému teplotnímu nárůstu a jsou dosaženy vysoké finální teploty, až 1000 °C. Při tomto druhu pyrolýzy dochází ke vzniku většího podílu pyrolytického oleje (60 – 75 %) a nižším podílům biocharu (15 – 25 %) a pyrolytického plynu (10 – 20 %). U pomalé pyrolýzy dochází k pomalému nárůstu teplot, přičemž finální teploty se obvykle pohybují kolem 500 – 600 °C. Výsledkem pomalé pyrolýzy je pak kolem 35 – 55 % biocharu, 20 – 25 % bio-oleje a 25 – 35 % plynu (Kos 2016).

3.3.4.1 Charakteristika pyrolýzou upraveného kalu

Výsledkem pyrolýzy je materiál skládající se převážně z uhlíku a aromatických sloučenin, což inhibuje jeho rozklad v půdě, protože je hůř využitelný mikroorganismy (Kos 2016). Vlastnosti výsledného pyrolyzovaného kalu závisí hlavně na vlastnostech původního kalu a teplotě, při které byl pyrolyzován (Zielińska a kol. 2015). Množství materiálu získaného z pyrolýzy se snižuje se vzrůstající teplotou, Yuan a kol. (2015) dosáhl, 83 % výnosu biocharu z původního kalu při teplotě pyrolýzy 300 °C, jen 74 % při teplotě 400 °C a při teplotě 700 °C to bylo už byl výnos pouze 65 %. pH pyrolýzou vzniklého biocharu závisí na pH původního kalu a důležitou roli hraje také teplota pyrolýzy. Se vzrůstající teplotou pyrolýzy roste i pH yuan. Zielińska a kol. (2015) uvádějí, že při pyrolýze neutrálních kalů při teplotě 500 °C, má výsledný produkt neutrální pH a při pyrolýze s teplotami 600 °C a 700 °C je výsledný produkt alkalický. U nízkých teplot pyrolýzy může docházet i k snížení pH. Hossain a kol. (2011) uvádí,

že biochar vyprodukovaný při nízkých teplotách (300 °C, 400 °C) je kyselý, zatímco při vysokých teplotách je alkalický. Pyrolyzované kaly mají výrazně nižší elektrickou vodivost oproti původnímu kalu a ta ještě výrazně klesá se vzrůstající teplotou pyrolýzy (Méndez a kol. 2013; Hossain a kol. 2011). Oproti původnímu kalu je v pyrolyticky upraveném materiálu větší podíl P a K a to včetně dostupného P a K, přičemž podíl P se zvyšuje víc než podíl K. Podíl těchto živin ve výsledném materiálu stoupá společně se zvyšující se teplotou pyrolýzy a podobně se chová také Ca a Mg. Opačný efekt má pyrolýza na celkový i dostupný obsah dusíku (Yuan a kol. 2015), ale při nízkých teplotách (300 °C) může dojít k nárůstu množství N (Yuan a kol. 2015; Hossain a kol. 2011). Pyrolýza také významně snižuje množství $\text{NH}_4\text{-N}$ v kalech a podobně $\text{NO}_3\text{-N}$ (Yuan a kol. 2015).

Pyrolýza redukuje množství organických škodlivin v kalech. Například antibakteriální činitele triclocarban a triclosan mohou být pyrolýzou úplně odstraněny (Ross a kol. 2015). Může také významně snížit estrogenicitu až o 95 % podle Hoffman a kol. 2016. Pyrolýza také zmenšuje podíl PAU v kalu a také jejich dostupnost. Zvyšující se teplota pyrolýzy, ale zvyšuje množství PAU ve výsledném produktu (500 °C – 700 °C). Pyrolýza snižuje množství 5. a 6. kruhových sloučenin ve výsledném mixu PAU. Pyrolýza zvyšuje množství naftalenu, který ale není tolik toxický jako ostatní sloučeniny (Paz-Ferreiro a kol. 2018). Pyrolýza také zvyšuje podíl Zn, Ni, Cd, Cu a Cr, ale zároveň snižuje jejich dostupnost rostlinám a mobilitu (Yuan a kol. 2015; Hossain a kol. 2011; Méndez a kol. 2013; Zielińska a kol. 2015). Konečný podíl těžkých kovů v produktu pyrolýzy záleží na složení původního kalu, které bývají velmi rozmanité. Během pyrolýzy dochází k vytěkání většiny Hg (81 – 99 %) a také As (30 – 96 %), které byly přítomny v původním kalu. Dochází také ke zmenšení obsahu Se. Pokud jsou dostatečně vysoké teploty, může docházet i k vytěkání Cd (Paz-Ferreiro a kol. 2018).

3.4 Aplikace kalů do půdy

V EU upravuje použití kalů v zemědělství směrnice Rady 86/278/EHS z 12. června 1986, podle které má být používání kalů regulováno tak, aby se předešlo škodlivým vlivům na půdu, vegetaci, zvířata a člověka. Zakazuje také používání neupravených kalů v zemědělství. V ČR specifikuje podmínky, při kterých může být kal aplikován do půdy, vyhláška 305/2019 Sb. Z hlediska složení kalů stanovuje mezní hodnoty koncentrací vybraných rizikových látek, které jsou uvedeny v tabulce č.4 a mikrobiologická kritéria pro upravený kal pro aplikaci na zemědělské půdě. Podle mikrobiologických kritérií nesmí být v kalu nalezen organismus *Salmonella spp.*, zatímco *Escherichia coli* a enterokoky nesmí být v kalu nalezeny v množství převyšující počet 10^3 kolonií tvořící jednotku na gram sušiny u *E. coli* a $5 \cdot 10^3$ KTJ/g u enterokoků.

Tabulka 4. Legislativní požadavky na maximální výskyt rizikových látek v kalu (mg/kg) dle vyhlášky 437/2016 Sb

As - arzén	30
Cd - kadmium	5
Cr - chrom	200
Cu - měď	500
Hg - rtuť	4
Ni - nikl	100
Pb - olovo	200
Zn - zinek	2500
AOX	500
PCB (suma 7 kongenerů - 28+52+101+118+138+153+180)	0,6
PAU (suma antracenu, benzo(a) antracenu, benzo(b) fluoranthenu, benzo(k) fluoranthenu, benzo(a) pyrenu, benzo(ghi) perylenu, fenantrenu, fluoranthenu, chryseny, indeno(1,2,3-cd)pyrenu, naftalenu a pyrenu)	10

Podle vyhlášky č. 437/2016 Sb., lze aplikovat kal v maximálním množství 5 t sušiny na ha, případně 10 t sušiny na ha, pokud kal obsahuje méně než polovinu všech sledovaných rizikových látek. Aplikace kalu na jeden pozemek může být podle vyhlášky č. 437/2016 Sb. provedena jen jednou za 3 roky. Pozemek, na který je kal aplikován, nesmí být v dosahu 50 metrů od povrchových vod, 100 metrů od zdrojů pitné vody a 300 metrů od obydlené zástavby. Půda na pozemku nesmí být meliorovaná, nesmí se jednat o trvale zamokřenou půdu a nesmí se jednat o lehké písčité půdy. Pozemek nesmí mít větší svažitost než 5°. Půda na pozemku také musí splňovat mezní hodnoty koncentrací vybraných rizikových prvků a látek v půdě, které jsou uvedeny v tabulce č.5. Vyhláška dále upravuje metody a podrobnosti ohledně postupů zjišťování parametrů půdy a kalů a také požadavky na jejich četnost. Dále také minimální požadavky na úpravu kalů a podmínky jejich skladování a zacházení s nimi.

Tabulka 5. Legislativní požadavky na maximální výskyt rizikových látek v půdě (vyhláška č. 437/2016 Sb)

Mezní hodnoty koncentrací prvků v extraktu lučavkou královskou v mg.kg⁻¹ sušiny v půdě													
	As	Cd	Cr	Cu	Hg ¹⁾	Ni	Pb	Zn	Be	Co	V	PCB	PAU
Běžné půdy	20	0,5	90	60	0,3	50	60	120	2	30	130	0,02	1,0
Lehké půdy	15	0,4	55	45	0,3	45	55	105	1,5	20	120	0,02	1,0

3.4.1 Vliv na fyzikálně-chemické a biologické vlastnosti půdy

Vliv kalů na pH půdy může být různý v závislosti na pH daného kalu, které bývá proměnlivé a na pH půdy (Singh, Agrawal 2006). Aplikace kalů zvyšuje stabilitu půdních agregátů (Ojeda a kol. 2003) a jejich množství (Mendez a kol. 2012). Ve srovnání vysušeného, kompostovaného a surového kalu, dosáhly vysušený kal a kompostovaný kal lepších výsledků, při vylepšení strukturální stability půdy než surový (Ojeda a kol. 2008). Ojeda a kol. 2003 zjistili, že kaly mohou sloužit ke snížení eroze. Při aplikaci 3 různých kalů, vysušeného, dehydratovaného a kompostovaného došlo ve srovnání s kontrolou ke snížení povrchového odtoku ve všech případech kromě kompostovaného, zároveň byla snížena ztráta půdy ve srovnání s kontrolou, což autoři připisují hlavně zvýšení vegetačního pokrytí. Dále kaly snižují objemovou hmotnost půdy, což je nejspíš důsledek nízké objemové hmotnosti kalů (Angin a kol. 2011). Kaly také zvyšují retenční kapacitu půdy (Mazen a kol. 2010), porozitu půdy (Clapp a kol. 1986) a množství humusu v půdě (Kulling a kol. 2001). Podle Kulling a kol. (2001) zvyšuje aplikace kalů také půdní biologickou aktivitu, jako je enzymatická aktivita, mineralizace dusíku a půdní respirace. Aplikace kalů zvyšuje kationtovou výměnnou kapacitu (Kabirinejad a Hoodaji 2012). Zvyšují také elektrickou vodivost půdy (Hussein a kol. 2009). Kaly zvyšují množství dusíku a fosforu v půdě a také jsou bohatým zdrojem organické hmoty (Castro 2009; Antolín a kol. 2005; Veeresh a kol. 2003). Použitím kalů dochází ke zvyšování množství těžkých kovů v půdě (De Las Heras a kol. 2005; Singh a kol. 2007). Podle Antolín a kol. (2005) zlepšuje aplikace čistírenských kalů půdní chemické, mikrobiologické a biochemické vlastnosti. Přidání kalů do půdy zvyšuje dostupnost vody a půdní respiraci (Mendez a kol. 2012). Biochar může být použit pro úpravu pH v obou směrech. Obecně biochar upravený při vyšších teplotách je alkalický a dá se tedy použít na problémy s kyselou půdou a biochar upravený při nižších teplotách je kyselý a dá se tudíž použít naopak (Hossain a kol. 2011). Biochar zvyšuje stabilitu půdních agregátů (Dong a kol. 2016). Narozdíl od neupraveného kalu, pyrolyticky upravený biochar nezvyšuje množství půdních agregátů (Mendez a kol. 2012). Biochar upravený pyrolýzou při 350 °C snížil objemovou hmotnost půdy ve stejné míře jako neupravený kal (Fathi Dokht a kol. 2017). Pyrolyticky upravené kaly mohou zvyšovat půdní enzymatickou aktivitu. Vliv na půdní mikrobiální komunity může být rozdílný v závislosti na druhu půdy. Kaly nezvýšily půdní kationtovou výměnnou kapacitu, ale kal upravený (500 °C) s NPK zvýšil saturaci bází o 10 % (Paz-Ferreiro a kol. 2018). Biochar zvyšuje kationtovou výměnnou kapacitu významně méně než surový kal (Gwenzi a kol. 2016). Mendez a kol. (2012) zjistili, že ve srovnání s pyrolyticky upraveným kalem, zvyšuje neupravený kal půdní respiraci ve větší míře než upravený.

3.4.2 Vliv na množství živin v půdě

Podle Gwenzi a kol. (2016) zvýšil biochar upravený při 450 °C i surový kal půdní P, N, C, poměr C/N, K a Na ve stejné míře. Podle Zhou a kol. (2017) měla aplikace biocharu upraveného při 400 °C pozitivní efekt na stabilizaci a imobilizaci Cr, Mn, Cu, a Zn a zabránění jejich unikání do prostředí. Podle Faria a kol. (2018) zvýšil kal upravený pyrolýzou při 300 °C množství dostupného P v půdě více než kal upravený při 500 °C, ale u obou bylo zvýšení

významné. Ani jeden z kalů neměl významný vliv na množství K ani Ca v půdě. Hnojení upraveným kalem (500 °C) s NPK zvýšilo množství Mg v půdě oproti kontrole, ale upravený kal při 300 °C s NPK takovýto efekt nezpůsobil (Paz-Ferreiro a kol. 2018).

3.5 Vliv kalů na rostliny

Aplikace čistírenských kalů se může na rostlinách projevit mnoha negativními příznaky. Mezi nejsledovanější patří klíčení, inhibice růstu (kořenů, hypokotylu, celková), inhibice produkce biomasy a snížení podílu chlorofylu a a b (Oleszczuk 2009). Tyto příznaky může způsobovat řada potencionálních látek, vyskytujících se v čistírenských kalech, jako jsou těžké kovy (Zn, Pb, Mn, Cr, Co, Cu, Ca, Al, Hg, As, Cd, Ni), polycyklické aromatické uhlovodíky, amoniak, ethylenoxid, alifatické kyseliny s krátkým řetězcem a různé fenolické sloučeniny vznikající během anaerobního rozkladu organické hmoty (Walter a kol. 2006). Kromě toho ale kaly mohou být použité jako cenné hnojivo obsahující množství cenných živin, kterými jsou například dusík, fosfor, vápník a hořčík, či organická hmota (Singh a Agrawal 2007).

3.5.1 Vliv na klíčivost

Klíčivost je kalem ovlivňována významně méně než ostatní příznaky jako růst kořenů nebo biomasy (Oleszczuk 2008; Fuentes a kol. 2006; Wong a kol. 2001). Oleszczuk (2008) zaznamenal významnou inhibici kořene při stejné dávce při které došlo ke zlepšení klíčivosti oproti kontrole. Víceero studií se shoduje, že množství těžkých kovů v kalu není významným faktorem pro inhibici klíčivosti (Walter a kol. 2006; Ramírez a kol. 2008; Oleszczuk 2009; Wollan a kol. 1978). Di Salvatore a kol. (2008) se zabýval vlivem Cd, Pb, Ni, Cu na salát, brokolici, rajče a ředkvičku nezjistil žádné rozdíly v klíčivosti ani při koncentracích způsobujících významnou inhibici kořenů. Wollan a kol. (1978) zjistili u ječmene a jílku zpomalení klíčivosti, což souviselo s podílem organické hmoty v kalu. Podle této studie dochází v půdě po zapravení kalů ke vzniku nestabilních inhibitorů jako je amoniak nebo ethylen. Walter a kol. (2006) zjistil, že inhibici klíčení nelze spojit s elektrickou konduktivitou a jako potencionální původce označuje amoniak, ethylenoxid, alifatické kyseliny s krátkým řetězcem a různé fenolické sloučeniny vznikající během anaerobního rozkladu organické hmoty. Podle Ramírez a kol. (2008) byla inhibice klíčení u brukve, jílku a jetele, vystaveným výluhům z upravených čistírenských kalů způsobena spíše hydrofilními a ne lipofilními látkami. Konkrétně Ramírez a kol. (2008) zmiňuje celkový obsah N, nehydrolyzovatelný dusík a podíl amoniaku v kalech. Dalšími faktory podle studie mohou být dusíkaté sloučeniny jako kyanidy, biogenní aminy a fenolické sloučeniny. Vliv může mít také množství bis(2-ethylhexyl)-ftalátu nebo nonylfenoly. Fuentes a kol. (2005) zjistili, že klíčivost u řeřichy a ječmene je nižší u kalů, které jsou méně mineralizované. Snížení klíčivosti je připisováno množství amoniaku a dále jsou zmíněny těžké kovy specificky Cd a Pb. Oleszczuk (2008) při testování toxických účinků různých kalů na řeřichu, našel statisticky významný pozitivní efekt množství Na v kalech na klíčivost a také negativní efekt množství K v kalu na klíčivost. Oleszczuk (2009) nenalezl při testování toxicity kalů ve srovnání s množstvím PAU v kalu u hořčice, čiroku a řeřichy, významný vliv PAU na toxicitu kalu. Významný se ukázal pouze vliv acenaftenu na čirok a vliv fenantrenu a benzo(ghi)perylenu na hořčici.

Vliv kalu na klíčení rostlin je také závislý na druhu rostliny vystavené kalu (Mañas a De Las Heras, 2018; Oleszczuk 2009). Mañas a De Las Heras (2018) zaznamenal větší citlivost řeřichy na negativní vliv kalů, než jakou pozoroval u salátu. Podle Oleszczuk (2009) je hořčice citlivější na toxicitu kalů než čirok, ale řeřicha se ukázala citlivější než hořčice. Akkajit (2016) nezaznamenal u kukuřice změnu v klíčivosti při zvyšujících se dávkách kalu. Řeřicha je citlivější než ječmen (Fuentes a kol. 2006). Podle Oleszczuk (2008) mohou mít kaly na klíčivost i pozitivní efekt a to i v případě, že při vyšších dávkách ho mají negativní. U řeřichy při testování klíčivosti pomocí testu Phytotoxkit byl při 6 % dávce kalu zaznamenán stimulační efekt na klíčivost a negativní efekt při 24 % dávce. Významným faktorem vlivu kalů na klíčivost rostlin je také půda (Oleszczuk, Hollert 2011). Free (a kol. 2008) nenalezl žádný vliv pyrolyzovaného kalu na klíčivost kukuřice. Stejněho výsledku dosáhli Abrego a kol. (2015), kteří studovali fytotoxicitu kalů pyrolyzovaných při teplotách 530 °C a 300 °C u kukuřice a při testech výluhů nezaznamenali žádný statisticky významný rozdíl u klíčivosti. Podle Phoungthong a kol. (2018) měla pšenice největší index klíčivosti u kalu pyrolyzovaného při teplotě 500 °C, ve srovnání s pšenicí pěstovanou na kalech pyrolyzovaných při teplotách 300 °C, 400 °C, 600 °C, 700 °C, 800 °C, 900 °C, přičemž nejnižší klíčivost měly kaly pyrolyzované při teplotách 300 °C a 400 °C. Studie našla největší souvislost s klíčivostí u množství rozpustné uhlíkaté organické frakce a u množství draslíku. Gascó a kol. (2016) studoval vliv biocharu vyrobeného z kalů na klíčivost čočky, salátu, rajčete, řeřichy a okurky. Žádná inhibice klíčivosti nebyla zaznamenána u čočky, rajčete ani okurky, ale u řeřichy dosáhla klíčivost pouze 66 % a u salátu pouze 46 %. Obecně literatura považuje řeřichu za citlivější na klíčivost (Fuentes a kol. 2006). Abrego a kol. (2015) nenalezl žádné negativní efekty na klíčivost kukuřice při testech klíčivosti kalů pyrolyzovaných při teplotách 530 °C a 300 °C. Při testech klíčivosti, délky kořenů a růstu výhonu na Petriho miskách nebyly zaznamenány žádné negativní efekty ve srovnání s kontrolou.

3.5.2 Vliv na růst kořenů

Klíčivost je kalem ovlivňována významně méně než ostatní příznaky jako růst kořenů nebo biomasy (Oleszczuk 2008; Fuentes a kol. 2006; Wong a kol. 2001). Podle množství studií mohou mít kaly významně negativní vliv na růst kořenů u škály rostlin (Adamcová a kol. 2016; Wong a kol. 2001; Oleszczuk 2008; Mañas a De Las Heras, 2018). Podle Gheorghe a kol. (2016) může inhibici růstu kořenů kalů vysvětlovat vysoká koncentrace Cu či Zn dodaná do půdy v kalu. Dalším vysvětlením je velké množství kovů, které se akumulují v kořenech jako jsou Cu, Cd, Zn či Pb. Ca a Al mají antagonickou aktivitu, která vede k metabolickým narušením procesů, kterých se účastní Mg nebo fosfáty. Al inhibuje absorpci Ca, která je nezbytná pro metabolické procesy v rostlinách především pro růst kořenů, která závisí na transportaci Ca. Dále mohla být ovlivněny antagonickou aktivitou Fe-Zn a Fe-Mn. Toxicita Ni může být zvýšená v přítomnosti Co, Cr, Zn, Mn či Mo. Podle Wong a kol. (2001) má v kalu hlavní vliv na inhibici kořenů u řeřichy a zelí, Cr a Zn. Podle Oleszczuk (2008) má velký vliv na inhibici kořene Ni a Cr. Růst kořenů může být také ovlivněn pH. Oleszczuk (2008) při testování toxických účinků různých kalů na řeřichu, našel statisticky významný pozitivní efekt množství Na v kalech na růst kořenů a také negativní efekt množství K v kalu na růst kořenů. PAU mohou inhibovat růst kořenů, kvůli zpomalování růstu buněk, způsobeného inhibicí

hormonální interakce nebo vlivem na buněčný metabolismus. Další možností je mechanické oslabení a narušení buněčných membrán, což může zeslabit buněčnou strukturu nových kořenů (Smreczak a Maliszewska-Kordybach, 2003). Oleszczuk (2008) našel u testování inhibice kořenů u řěřichy přihnojené kaly pozitivní vliv množství polycyklických aromatických uhlovodíků v kalech na růst kořenů, což je vysvětlováno fenoménem zvaným hormeze, při kterém dochází k stimulačnímu efektu škodlivé látky, pokud je v malém množství. Tento efekt je způsoben, že PAU mohou při nízkém množství působit jako stimulanty růstu (Smreczak a Maliszewska-Kordybach, 2003). Podle Mañas a De Las Heras, (2018) kaly mohou způsobovat prodloužení hypokotylu u salátu a řěřichy i v případě, že stejná dávka působí inhibičně na kořeny (Wong a kol. 1983). Podle Gondek a Mierzwa-Hersztek (2017) mají pyrolyticky upravené kaly na růst kořenů menší vliv než neupravené kaly, přičemž vliv by mohla mít snížená mobilita prvků jako je Cu, Cd, Pb či Zn, u pyrolyzovaného kalu, která byla ve studii také zjištěna. Podle Abrego a kol. (2015) neměly kaly pyrolyzované při teplotách 530 °C a 300 °C negativní vliv na klíčivost nebo délku kořene u kukuřice. Naopak byla zaznamenána statisticky významná stimulace růstu kořenů, která nelze připsat účinku živin. Možné vysvětlení je přítomnost organických sloučenin či těžkých kovů, které v nízkém množství mohou navodit efekt hormeze. Látky, které by to mohly způsobit jsou fenoly či jiné aromatické sloučeniny, PAU či těžké kovy, které jsou v kalu zkoncentrované, ale jejich toxicita se pyrolýzou snižuje. Na toxicitu kalů může mít pozitivní účinky kompostování, při kterém dochází k snížení toxicity, což je způsobeno degradací organických polutantů, stejně tak procesů, které mohou omezit jejich biodostupnost (Oleszczuk 2008). Podle Ramirez a kol. (2007) sušení kalů nesnižuje jejich negativní efekty na růst kořenů ani na klíčivost a může je významně zvyšovat. To je způsobeno především změnami ve fyzikálních vlastnostech kalu, kterými může být redukce extrahovatelného P, zvýšení mineralizace N a zvýšení dostupnosti některých těžkých kovů.

3.5.3 Vliv kalů na růst rostlin

Podle Szymanska (2016) vedlo hnojení kukuřice čistírenskými kaly ke stejným výsledkům jakých dosáhla kukuřice hnojená minerálními hnojivy. Hnojení nezpůsobilo překročení limitních hodnot těžkých kovů. Rostliny přihnojené kaly měly odlišné složení zrna, které obsahovalo větší množství K a N než u ostatních rostlin, stonky obsahovaly více K a v listech bylo nalezeno větší množství Ca a Mg. Aplikace čistírenských kalů v dávkách 20, 40, 60 a 80 t sušiny čerstvé hmoty na ha vedla při pěstování salátu k podobným výsledkům, jako aplikace stejných dávek hnoje na ha. U salátu došlo oproti kontrole k výraznému zvýšení počtu listů na rostlinu, hmotnost hlávky i její výšky a obvodu, přičemž nejlepšími výsledky bylo dosaženo u největší dávky (Sönmez a kol., 2006). Podle Tamoutsidis a kol. (2002) měly čerstvé čistírenské kaly pozitivní vliv na výnosy u špenátu, salátu, ředkvičky, mrkve, řepy a čekanky. Jejich použití ale vedlo u všech vzorků ke zvýšení obsahu Cu, což se z testovaných rostlin projevilo nejvíce u salátu, kdy byly průměrné hodnoty 148 % kontroly a nejméně u špenátu (108 % kontroly), žádná varianta nepřekročila limitní hodnoty. Množství Fe v rostlinách se po hnojení kaly průměrně snížilo, kromě čekanky, kde došlo ke zvýšení a salátu, kde průměrná hodnota byla stejná jako u kontroly. Množství Mn v rostlinách také pokleslo. U všech rostlin došlo ke zvýšení množství Zn, ale nedošlo k překročení limitních hodnot. Obsah Co, Cd a Pb v rostlinách byl v příliš malém množství, aby mohl být změřen. Grabowski a kol. (2015) zjistili,

že čistírenské kaly mohou být použity jako hnojivo pro trávníky po celou vegetační sezonu. Jejich aplikace měla pozitivní vliv na přežití zimy, barvu a celkový vzhled trávníku. Podle Hossain a kol. (2015) dosáhla cherry rajčata přihnojená čistírenskými kaly a pyrolyticky (550 °C) upravenými čistírenskými kaly při dávce 10 t/ha, lepších výsledků než nehnojená varianta. Přičemž pyrolyticky upravený kal dosáhl lepších výsledků (zvýšení výnosů o 64 %), než neupravený kal (35 %). Všechny plody u rostlin ošetřených pyrolyticky upraveným kalem, měly jednotnější tvar a velikost. U obou variant došlo ke zvýšení množství těžkých kovů v plodech, ale významně méně bylo jejich množství zvýšeno u rostlin hnojených pyrolýzou upraveným kalem. Všechny prvky byly v limitních normách kromě kadmia u neupraveného kalu. Podle Faria a kol. (2018) může pyrolyticky upravený kal (300 °C, 500 °C) nahradit konvenční hnojiva (N, P, mikroživiny) potřebná k pěstování kukuřice, při zachování stejných výnosů, ale je nepoužitelný pro zásobování K. Studie také zjistila větší příjem N, P, Ca, S, Mn, Cu a Zn rostlinami. Sousa a kol. (2015) studoval vliv aplikace pyrolýzou upraveného kalu (300 °C) na růstové charakteristiky ředkve a její chemické složení. Aplikace upraveného kalu zvyšovaly množství N v listech rostlin, ale pouze do dávky 40 g upraveného kalu na kg. Podobně se choval i P, jehož množství u rostlin bylo trojnásobné u dávky kalu 20 g / kg. Upravený kal může ovlivňovat růst mykorrhizy v půdě, které mají pozitivní vliv na příjem P a roli mohlo hrát i pH, které kal upravil. Množství K v rostlinách se nezměnilo, naopak u aplikací kalu v dávkách 20 g/kg, 30 g/kg a 50 g/kg bylo menší než u kontroly, což bylo zřejmě způsobeno nízkým množstvím K v kalu a zředěním koncentrace K v rostlinách, protože kontrolní rostliny nevytvořily na rozdíl od ostatních skoro žádnou biomasu. Množství Mg bylo kalem zvýšeno, stejně tak množství B, ale pouze do dávky 30 g/kg, zatímco množství Ca se nezměnilo. Dále došlo ke snížení množství Zn a zvýšení množství Cu, přičemž všechny hodnoty byly v přijatelných mezích. Aplikace kalu v dávkách 10 g/kg, 20 g/kg a 30 g/kg zlepšila růstové indikátory jako je množství listů, výška rostlin, množství nadzemní i podzemní hmoty. Přestože aplikace zlepšila všechny charakteristiky pouze do dávek kolem 30 g/kg, při vyšších dávkách docházelo k poklesu těchto charakteristik. Všechny dávky upraveného kalu způsobily zvýšení výnosů kořene ředkvičky. Gwenzi a kol. (2016) srovnávali vliv neupraveného kalu, kalu upraveného pyrolýzou při 500 °C a minerálním hnojením na růst kukuřice v polních podmínkách. Neupravený kal a verze, kde se kombinoval neupravený kal s upraveným, dosáhl podobných výsledků v růstu rostlin a počtu listů jako u varianty s minerálním hnojením. Během prvních 21 dní pokusu byly u pyrolýzou upraveného kalu zaznamenány hodnoty růstu rostliny a počtu listů podobné nehnojené variantě, což je spojováno s nižším množstvím N v upraveném kalu a také s jeho nižší dostupností spojené s vysokým poměrem C : N v upraveném kalu. U množství biomasy dosáhla varianta s upraveným kalem podobných výsledků jako rostliny hnojené minerálním hnojivem, ale rostliny hnojené upraveným kalem i v kombinaci s neupraveným dosáhly významně horších výsledků, což je opět spojováno s nedostatkem N. Song a kol. (2014) srovnávali vliv teploty pyrolýzy při úpravě kalů a dávky takto upravených kalů na růst česneku a výnosy česneku a na akumulaci těžkých kovů. Dávky byly srovnávány u kalu upraveného pyrolýzou při 550 °C a ve srovnání dávek 1 : 2 - 6 (kal : půda), byly nejvyšší výnosy zaznamenány u dávky 1 : 5 přičemž při vyšších dávkách měly výnosy klesající tendenci, což je zřejmě spojeno s poměrem C:N v takto upraveném kalu. Při srovnání kalů upravených při různých teplotách (400 °C, 450 °C, 500 °C a 550 °C) při dávce 1 : 5, dosáhla varianta

přihnojená kalem upraveným při 450 °C největší suché hmotnosti rostlin. Akumulace těžkých kovů byla u rostlin přihnojených upravenými kaly vyšší než u kontroly a při zvyšující se dávce kalů se zvyšovala, ale nepřekročila limitní hodnoty u žádné varianty. Sledovány byly koncentrace As, Pb, Ni, Cd, Cr, Zn a Cu a z nich As a Cd nebyly v česneku zaznamenány. Kaly upravené při teplotách 400 °C a 550 °C, měly horší vliv na akumulaci těžkých kovů, než kaly upravené při 450 °C, 500 °C, což nesouviselo s obsahem těžkých kovů, který byl nejvyšší u kalu upraveného při 450 °C, ale spíše s jejich dostupností pro rostliny. Abrego a kol. (2015) studovali vliv kalů pyrolyzovaných při teplotách 530 °C a 300 °C u kukuřice. kbelíkovém experimentu, kde byl upravený kal aplikován při dávce 20 t/ha, byl ale zaznamenán významný pokles v růstu. Váha rostlin byla u všech variant upravených kalů více než o 50 % menší než váha rostlin z kontrolních souborů. You a kol. (2018) Studovali vliv čistírenských kalů upravených při 850 °C na pěstování podzemnice olejně. Při aplikaci došlo ke zvýšení výnosů oproti kontrole, přičemž lepší výsledky měly dávky 40 a 60 t/ha, které měly srovnatelné výsledky a horších výsledků dosáhly rostliny hnojené dávkou 20 t/ha.

4 Metodika

Pro posouzení vlivu různě pyrolyzovaných kalů na rostliny byly provedeny testy klíčivosti, prováděné v Petriho miskách na filtračním papíře u 4 různých druhů rostlin a to u jílku, kukuřice, hořčice a salátu. Testy se prováděly z výluhů kalu pyrolyzovaného při 5 různých teplotách a surového kalu pro různé koncentrace výluhů z těchto kalů, přičemž cílem bylo vyhodnotit vliv kalu na různé rostliny a případně zhodnotit jejich vliv pomocí zhodnocení klíčivosti, růstu kořenů a růstu hypokotylu/ prýtu. V druhé části byl poté udělán růstový experiment, při kterém se sledovala klíčivost v čase u rostlin salátu v půdě s přimíchanými dávkami upravených kalů.

4.1 Použité materiály

Kal byl odebrán z komunální čistírny odpadních vod (konstrukční kapacita 30 000 EO) po anaerobní stabilizaci. Provozovatel ČOV nesouhlasil s jmenovitým uvedením provozu. Pro odvodnění kalu byl v provozu využit sítopásový lis. Sušení kalu před použitím bylo provedeno v laboratorní sušárně při teplotě 98 °C do konstantní hmotnosti. Následně byl kal pyrolyzován v laboratorní peci při testovaných teplotách metodou rychlé pyrolýzy (rychlost nárůstu teploty materiálu 150 °C/min). Kaly byly pyrolyzované při 5 různých teplotách a to 220 °C, 320 °C, 420 °C, 520 °C a 620 °C, u výluhů z těchto kalů byla měřena konduktivita a pH, naměřené údaje jsou v tabulce 8. Jako inertní plyn byl použit dusík (čistota 99,99 %) z tlakové láhve. Doba zdržení při finální teplotě byla vždy 30 min. Charakteristika kalu je uvedena v tabulce 6. a jeho prvkové složení v tabulce 7.

Tabulka 6. Charakteristika kalu

Sušina	Organická hmota	pH	P (mg/kg)	K (mg/kg)	Ca (mg/kg)
38 %	66 %	7,1	28799	3530	29481

Organická hmota stanovena jako ztráta žíháním při 550 °C; 4 hodiny, pH 7,1 (výluh 0.01M CaCl₂; 1:5 v/v) Uvedené obsahy přístupných živin stanoveny dle vyhlášky o aplikaci na půdu

Tabulka 7. Charakteristiky použitých výluhů

	zkratka	pH výluhu	Konduktivita výluhu μS/cm
Surový kal	KAL-0	6,29	3730
Kal pyrolyzovaný při 220 °C	BC-220	5,92	1908
Kal pyrolyzovaný při 320 °C	BC-320	6,25	941
Kal pyrolyzovaný při 420 °C	BC-420	6,68	671
Kal pyrolyzovaný při 520 °C	BC-520	6,84	554
Kal pyrolyzovaný při 620 °C	BC-620	8,14	540

V růstovém experimentu byly použity dvě půdy s rozdílným pH odebrané z orničního horizontu v okolí obcí Žamberk (kambizem) a Cítov (fluvizem), charakteristika půd je v tabulce 8.

Tabulka 8. Charakteristika použitých půd

Lokalita	pH	P (mg/kg)	K (mg/kg)	Ca (mg/kg)	Konduktivita ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
Žamberk	5,2	35	59	1097	94
Cítov	7,9	14	102	3562	68

Uvedené obsahy přístupných živin (mg/kg) stanoveny extrakcí Mehlich 3 a konduktivita byla měřená ve vodném výluhu 1:10 (w/v).

4.2 Testy klíčivosti

Testy klíčivosti byly prováděny na Petriho miskách, přičemž u hořčice byl postup založen na metodickém návodu ke stanovení ekotoxicity odpadů Ministerstva životního prostředí (Ministerstvo životního prostředí, 1997). Testy se dělaly v čtvercových Petriho miskách 12 cm x 12 cm v případě salátu na kruhových o průměru 8 cm a testoval se vodný výluh z daných kalů. Kaly se nechávaly protřepat po dobu 24 hodin při poměru 10 g kalu na 100 ml vody, teplota se během třepání pohybovala od 15 až 25 °C. Vytřepané kaly se nechávaly 30 minut odstát a poté byly profiltrovány přes filtrační papír. Takto připravované výluhy se uchovávaly v ledničce. Klíčivost a výsledky kalů se porovnávaly s výsledky na kontrolním roztoku, který byl připraven smícháním 4 zásobních roztoků uvedených v tabulce 9. kdy 10 ml z každého zásobního roztoku bylo smícháno a doplněno do 1 l destilovanou vodou.

Tabulka 9. seznam zásobních roztoků

Zásobní roztok č.1	117,6 g $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ se rozpustí a doplní do 1 litru destilovanou vodou
Zásobní roztok č.2	49,3 g $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ se rozpustí a doplní do 1 litru destilovanou vodou. Zásobní roztok
Zásobní roztok č.3	25,9 g NaHCO_3 se rozpustí a doplní do 1 litru destilovanou vodou.
Zásobní roztok č.4	2,3 g KCl se rozpustí a doplní do 1 litru destilovanou vodou

Testy byly provedeny na čtyřech různých druzích rostlin, a to na hořčici bílé *Sinapis alba* L., jílku vytrvalém *Lolium perenne* L., kukuřici cukrové *Zea mays* L. conv. *Saccharata* a salátu hlávkovém *Lactuca Sativa* L. Měřené parametry u každé rostliny jsou uvedeny v tabulce 9, přičemž délky byly měřeny pomocí pravítka s přesností na milimetry. U salátu a hořčice byl měřen hypokotyl tedy oblast od kořínku po začátek listů a u kukuřice a jílky byl měřen prýt tedy celá část rostliny nad kořeny. Před napipetováním se do misek vložil filtrační papír, na který byla po napipetování 10 ml výluhu (4 ml v případě salátu) pinzetou vkládána semena, přičemž pro každou variantu kalu se měřilo 6 koncentrací a to 100 %, 50 %, 25 %, 12,5 %, 6,25 %, 3,125% a ještě kontrola, ke které se pipetoval pouze zásobní roztok, k tomu u KAL-0 a BC-220 byly měřeny ještě koncentrace 1% a 0,5%, pro každou koncentraci byla udělána 4 opakování u hořčice a jílku a 6 u kukuřice a salátu, schéma pokusu je uvedeno v tabulce 11.

4.3 Výsadbový experiment

Kromě toho byl proveden výsadbový experiment na salátu *Lactuca Sativa* L., kdy byly dva druhy půdy smíchány s kaly v poměru 2 kg půdy na 40 g kalů, takto smíchané vzorky byly důkladně promíchány. Půdy byly kambizem (Žamberk, pH 5,2) a fluvizem (Cítov, pH 7,9). Takto upravená půda byla dána do kelímků o průměru 8,6 cm v množství 408 g na jeden kelímek a každý byl také zalit 100 ml destilované vody. Schéma pokusu včetně počtu opakování je v tabulce 12. Do každého kelímku bylo zasazeno 20 semen salátu. Tento pokus byl zrealizován ve skleníku v areálu ČZU, probíhal po dobu 5 týdnů, tedy 35 dní, rostliny měly 12. hodinový světelný režim zajištěný umělým osvětlením (sodíkové výbojky) a byly zalévány dle potřeby. U salátu bylo hodnoceno klíčení v čase každé 2 – 3 dny a od druhého týdne byly rostliny postupně redukovány, přičemž zůstávaly lepší a byly odstraňovány ty horší, až v každé misce zůstalo pouze 5 rostlin. Při sklizni byly rostliny odříznuty nad kořenem, poté byla zjištěna váha nadzemní biomasy, poté byly listy důkladně umyty v demineralizované vodě a vloženy do jednotlivých papírových pytlíků. Ty poté byly vloženy do sušárny, kde se týden sušily při teplotě 50 °C a poté byla zvážena suchá hmota.

Tabulka 12. Schéma růstového experimentu

Půda	Kal	Počet opakování
Cítov	kontrola	5
Cítov	BC-620	5
Cítov	BC-520	5
Cítov	BC-420	5
Cítov	BC-320	5
Cítov	BC-220	5
Cítov	KAL-0	5
Žamberk	KAL-0	5
Žamberk	BC-220	5
Žamberk	BC-320	5
Žamberk	BC-420	5
Žamberk	BC-520	5
Žamberk	BC-620	5
Žamberk	kontrola	5

4.4 Statistické vyhodnocení

Statistické hodnocení bylo uděláno v programu Excel. Klíčivost byla hodnocena chi square testem ve srovnání s kontrolou. Ostatní měření byly vyhodnocovány jednofaktorovým ANOVA testem ve srovnání s kontrolou a pro následné vyhodnocení byla použita Scheffého metoda. Výsledky významné pro $p = 0,05$ byly označeny *, pro $p = 0,01$ ** a pro $p = 0,001$ ***. Výsledky, které nebyly významně odlišné od kontroly, jsou v grafu neoznačené.

5 Výsledky

Použitý kal (KAL-0) u měřených hodnot rizikových prvků nepřekročil mezní hodnoty a ve srovnání s průměrnými výsledky monitoringu v České republice obsahoval spíše méně těchto prvků (tabulka 13.). Z hlediska obsahu živin měl průměrný obsah fosforu (28799 mg/kg), obsahoval spíše větší množství draslíku (3530 mg/kg) a méně vápníku (29481 mg/kg). Hodnota pH u KAL-0 byla 7,1, což je průměrná hodnota ve srovnání s kaly použitými v ostatních studiích (Oleszczuk, Hollert (2011); Mañas a De Las Heras (2018); Wong a kol. (2001)). Elektrická vodivost byla o něco vyšší než u ostatních studií. Úprava kalů pyrolýzou snížila jeho vodivost a u vyšších teplot zvýšila pH. Podobných výsledků dosáhli Yuan a kol. 2015, kde používali kal s pH 5,67 (KAL-0 pH 7,1) a při úpravě pyrolýzou při 300 °C měl výsledný produkt pH 6,66 (BC-320 pH 6,25), při teplotě 400 °C měl produkt pH 7,40 (BC-420 pH 6,68), při teplotě 500 °C měl produkt pH 7,50 (BC-520 pH 6,84), a při teplotě 600 °C měl produkt pH 8,10 (BC-620 pH 8,14).

Tabulka 13. Srovnání použitého kalu

Sledovaný ukazatel	Mezní hodnoty (mg/kg)	2017 průměr CZ (mg/kg)	KAL-0 (mg/kg)
As	30	7,68	4
Cd	5	1,49	0,6
Cr	200	88	32
Cu	500	240	184
Hg	4	1,59	-
Ni	100	35	27
Pb	200	46,5	19
Zn	2500	921	826
Be	-	0,59	0,1
Co	-	7,44	-
V	-	24,3	24
Mo	-	6,15	5

5.1 Výsledky testů klíčivosti u hořčice

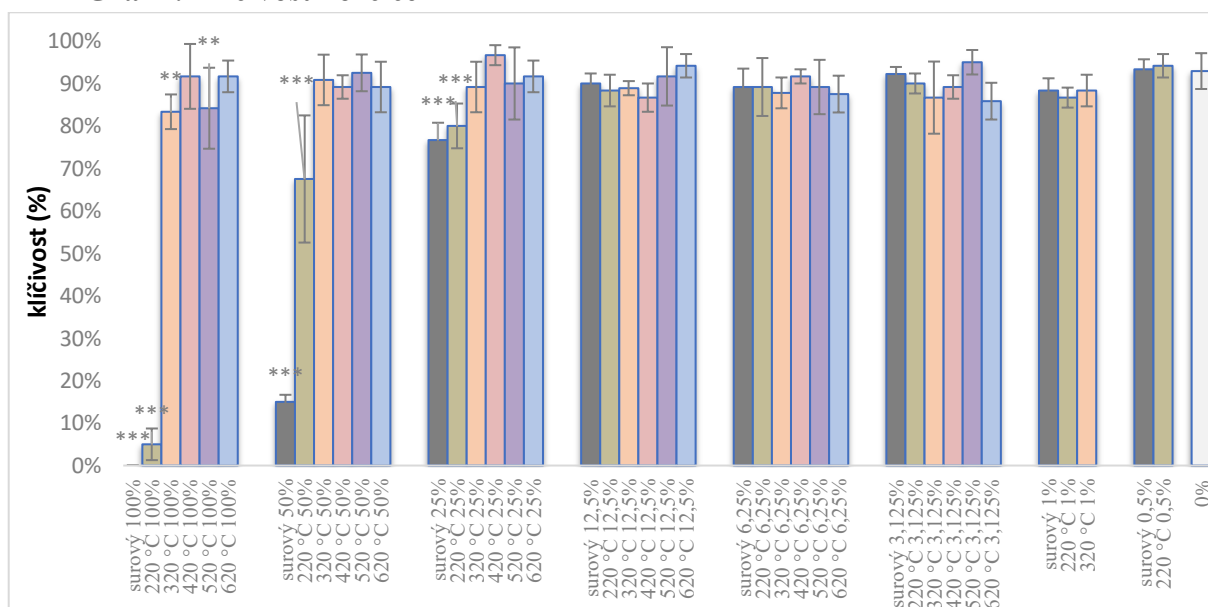
Ve srovnání s ostatními rostlinami byl u hořčice vliv kalů nejzřetelnější. Nejvýznamnější vliv na všechny sledované parametry měly kaly KAL-0 a BC-220, přičemž největší byl vliv na délku kořenů, kdy došlo k významnému zkrácení délky i při minimálních dávkách. Nejmenší byl vliv na klíčivost, která byla u variant s výluhy z kalů podobná jako u kontroly, pouze u vysokých koncentrací KAL-0 a BC-220 byla klíčivost významně nižší, při 100 % koncentraci dokonce téměř nulová. Na délce hypokotylu se projevilo přidání kalů ve většině případů zkrácením délky ve srovnání s kontrolou, ale ne v takové míře jako u kořenů, statisticky významné byly pouze varianty s KAL-0 a BC-220 při vysokých koncentracích, u některých

variant byla délka hypokotylu delší než u kontroly, ale ne statisticky významně. Tento jev byl především patrný u nízkých koncentrací výluhů z BC-420, BC-520.

5.1.1 Vliv kalů na klíčivost u hořčice

Celková klíčivost kontrolních souborů u hořčice dosáhla 92,91 %, s tím že pouze u jednoho souboru byla klíčivost menší než 90 % (87 %). Klíčivost (Graf 1.) u většiny testovaných souborů dosáhla hodnoty 85 % a více. Výjimkou jsou především výsledky u KAL-0 a BC-220. Při 100 % koncentraci dosáhla klíčivost u KAL-0 0 % a u BC-220 15 %, podobně u koncentrace 50 % u KAL-0 byla klíčivost 15 %. Další, ne už tak zřetelné, nicméně statisticky významné snížení klíčivosti je vidět u 25 % koncentrace KAL-0 (77 %), 50 % koncentrace BC-220 (68 %) a 25 % koncentrace BC-220 (80 %). Jako statisticky významné byly vyhodnoceny i soubory BC-320 a BC-520 při 100 % koncentraci. Všechny soubory s kalý upravené při teplotách 320 °C a vyšších dosáhly vyšší klíčivosti než 80 % a to i při 100 % dávkách.

Graf 1. Klíčivost hořčice



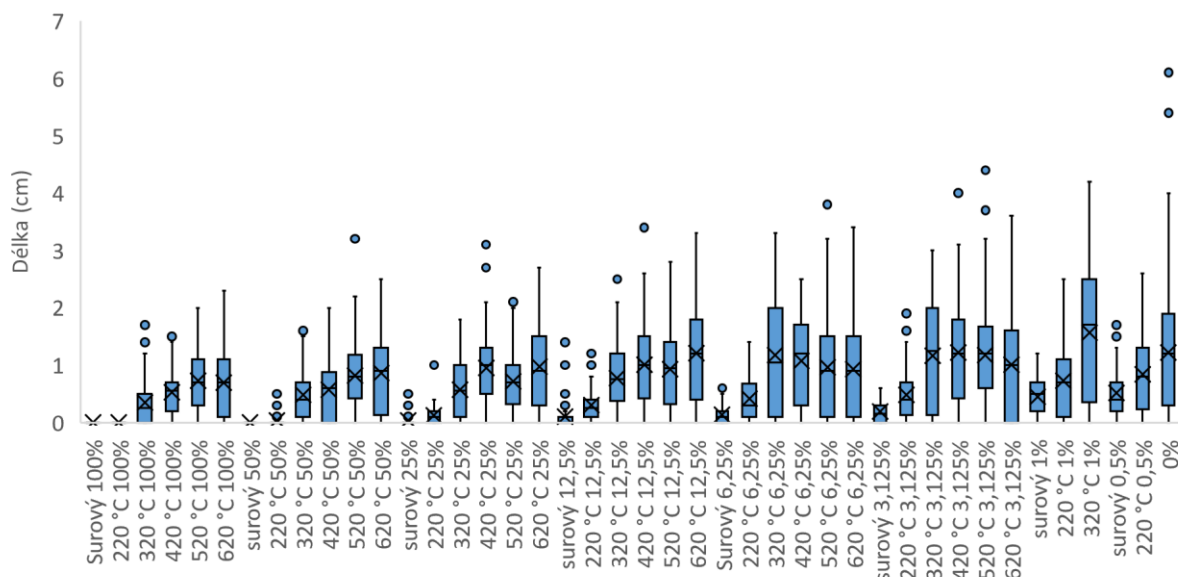
Graf 1. znázorňuje naměřené hodnoty klíčivosti u hořčice, chybové úsečky znázorňují směrodatnou odchylku. Statisticky byly soubory vyhodnoceny chi square testem ve srovnání s kontrolou, přičemž statisticky významně se lišící soubory od kontroly jsou označeny * pro $p = 0,05$, ** pro $p = 0,01$ a *** pro $p = 0,001$.

5.1.2 Vliv kalů na délku kořenů

Na délce kořenů u hořčice (Graf 2.) se přidání výluhu z kalů projevilo více než na klíčivosti, a to především zkrácením délky kořenů (Graf 3.) ve srovnání s kontrolním souborem. Délka kořenů se snižovala se zvyšující se koncentrací výluhu z kalů. Nejvíce byl růst kořenů zkrácen u KAL-0, kdy došlo ke zkrácení i u velice nízkých koncentrací výluhu, u nejnižší koncentrace výluhu (0,5 %) byly kořeny zkráceny o 58 % ve srovnání s kontrolou, u koncentrací vyšších než 6 % bylo zkrácení kořenů více než 90 %. Podobně tomu bylo i u BC-220, kdy ale nebyly ve srovnání s kontrolou významné soubory s nejnižší koncentrací výluhu

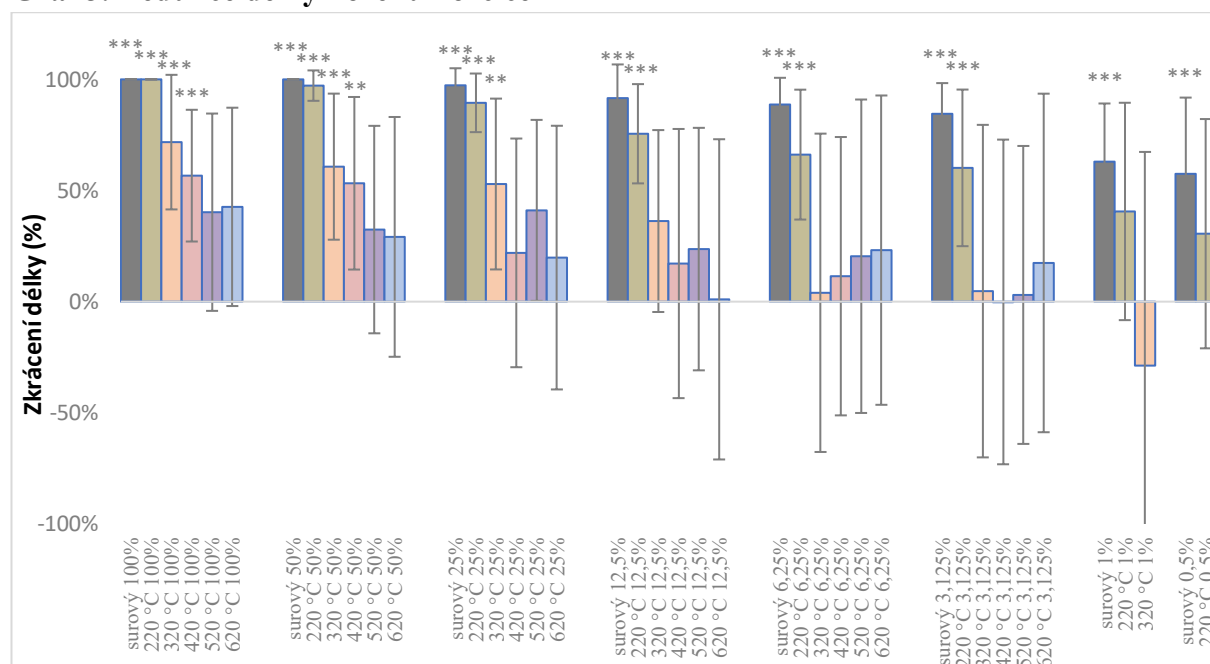
(1 %, 0,5 %) a celkově byly kořeny o trochu delší než u souborů s KAL-0. U BC-320 bylo zkrácení menší než u KAL-0 a BC-220, koncentrace 100 %, 50 % a 25 % byly statisticky významné ve srovnání s kontrolou u koncentrace 1 % byla délka kořenů ve srovnání s kontrolou větší. U BC-420 byl statisticky významný rozdíl ve srovnání s kontrolou koncentrace 100 % a 50 %.

Graf 2. Délka kořenů hořčice



Graf 2. znázorňuje křížkem průměr, medián znázorněný čárkou, 1. a 3. kvartil jsou znázorněny hrany obdélníků, 10 – 90 % rozsah je znázorněn okrajovými čárkami, maximální hodnoty znázorněné jako kruhové body a odlehle hodnoty naměřené při měření délky kořenů hořčice, průměrné hodnoty jsou v centimetrech

Graf 3. Redukce délky kořenů hořčice

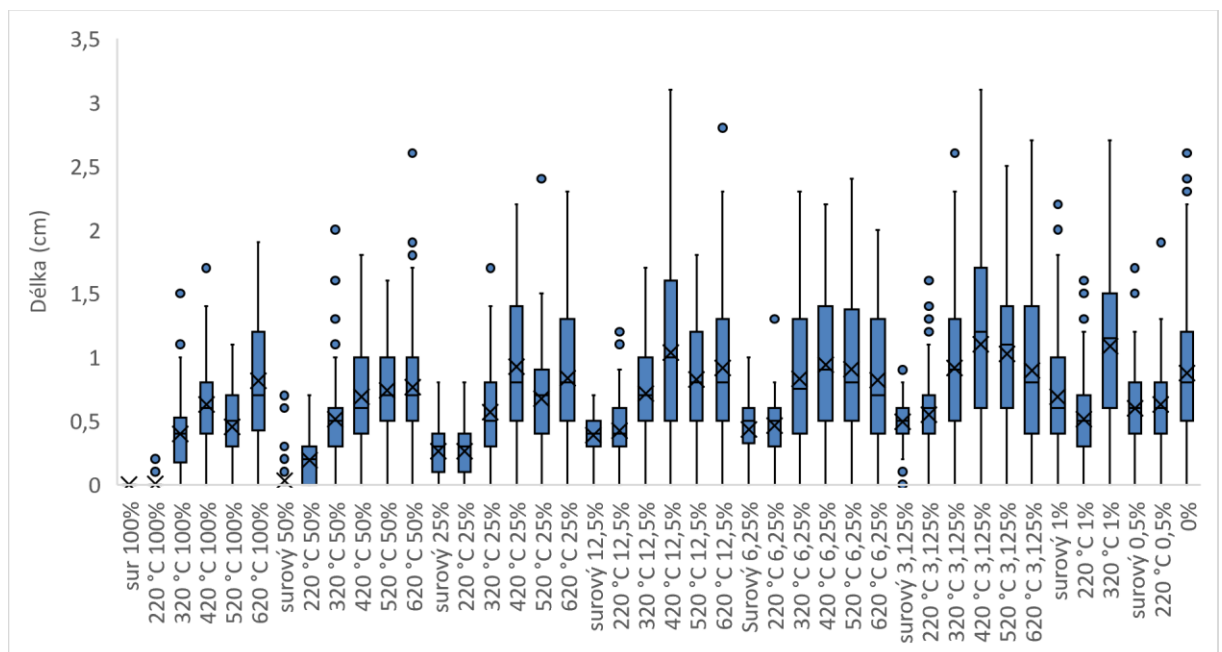


Graf 3. znázorňuje inhibici délky kořenů u hořčice při aplikaci kalů ve srovnání s průměrem kontroly, chybové úsečky znázorňují směrodatnou odchylku, statisticky byly soubory vyhodnoceny jednofaktorovým ANOVA testem a následné vyhodnocení bylo uděláno pomocí Scheffého metody. Přičemž statisticky významně se lišící soubory od kontroly jsou označené * pro $p = 0,05$, ** pro $p = 0,01$ a *** pro $p = 0,001$.

5.1.3 Vliv na hypokotyl/ prýt

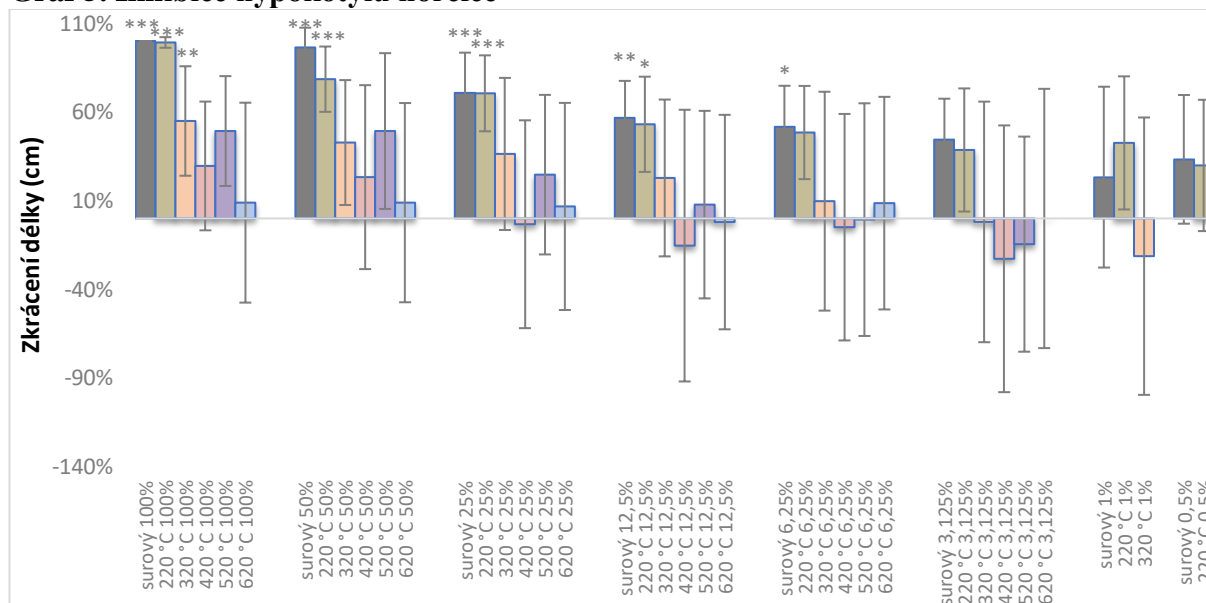
Hypokotyl u hořčice (Graf 4.) byl na negativní efekty kalu méně citlivý než kořeny, ale jinak se hypokotyl choval velmi podobně jako kořeny. Statisticky významně zkráceny ve srovnání s kontrolou (Graf 5.) byly soubory KAL-0 u koncentrací 100 %, 50 %, 25 %, 12,5 % a 6,25 % dále pak BC-220 u koncentrací 100 %, 50 %, 25 % a 12,5 %. Inhibiční efekt klesal s dávkou, až na drobné výjimky, jako je KAL-0 u koncentrace 0,5 %, BC-420 u koncentrace 6,25 %, 3,125 % či BC-520 u koncentrace °C 25 %. U KAL-0, BC-220 a BC-320 inhibiční efekt klesal spolu se zvyšující se teplotou úpravy, u vyšších teplot tento trend nebyl jednoznačný. Na rozdíl od kořene zde u více variant došlo k průměrné stimulaci růstu hypokotyly, konkrétně u BC-420 při koncentracích 25 %, 12,5 %, 6,25 %, BC-520 při koncentracích 6,25, 3,125 % a BC-620 u koncentrace 12,5 %. K této stimulaci došlo navzdory tomu, že u kořenů těchto souborů, bylo možné pozorovat inhibiční efekt kalu. Největší prodloužení vůči kontrole byl u BC-320 1 %, což je stejné jako tomu bylo u kořenů. Největšího zkrácení dosáhly soubory KAL-0 a BC-220 při koncentracích 100 % a 50 %.

Graf 4. Délka hypokotyly hořčice



Graf 4. znázorňuje průměr znázorněný křížkem, medián znázorněný čárkou, 1. a 3. kvartil jsou znázorněny hrany obdélníků, 10 – 90 % rozsah je znázorněn okrajovými čárkami, maximální hodnoty znázorněné jako kruhové body a odlehlé hodnoty naměřené při měření délky vedlejších hypokotyly u hořčice, přičemž hodnoty jsou v centimetrech

Graf 5. Inhibice hypokotylu hořčice



Graf 5. znázorňuje inhibici délky hypokotylu u hořčice při aplikaci kalů ve srovnání s průměrem kontroly, chybové úsečky znázorňují směrodatnou odchylku, statisticky byly soubory vyhodnoceny jednofaktorovým ANOVA testem a následné vyhodnocení bylo uděláno pomocí Scheffého metody. Přičemž statisticky významně se lišící soubory od kontroly jsou označené * pro $p = 0,05$, ** pro $p = 0,01$ a *** pro $p = 0,001$.

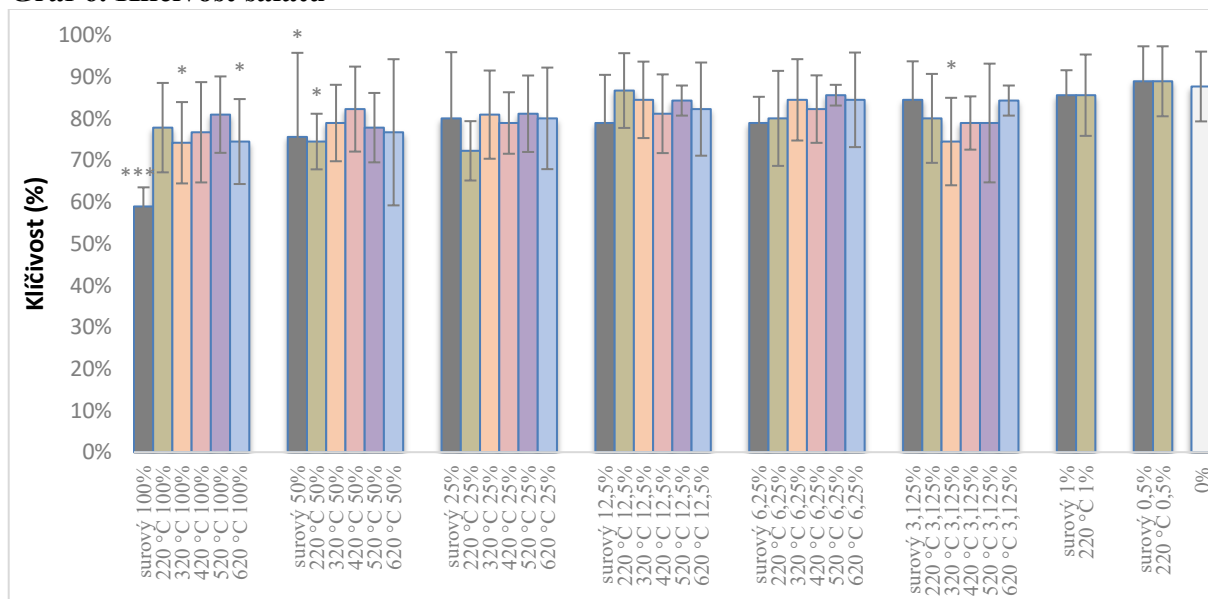
5.2 Výsledky testů klíčivosti u salátu

U salátu se negativní vlivy kalu na růst neprojeví ve stejné míře jako u hořčice, stejně tak i klíčivost byla ovlivněna méně. Na rozdíl od hořčice zde nebyly případy kdy soubory vůbec nevyklíčily, největší snížení klíčivosti (59 %) bylo u 100 % koncentrace KAL-0, v ostatních případech byla klíčivost poměrně podobná, v několika případech byla statisticky významně nižší oproti kontrole pro nejnižší hladinu ($p = 0,05$). Délka kořenů byla nejvíce zkrácena u vysokých koncentrací KAL-0 a BC-220, podobně jako u hořčice, ale u nižších koncentrací nedošlo ke zkrácení kořenů ve stejné míře jako u hořčice a kromě toho nebylo největší zkrácení u KAL-0 ale bylo u BC-220, což opět neodpovídá výsledkům u hořčice. U hypokotylu bylo statisticky významné zkrácení ve srovnání s kontrolou pouze ve 2 případech. Při koncentracích nižších než 25 % bylo zkrácení minimální, podobně tomu bylo u výluhu z kalů upravených při vyšších teplotách než 320 °C (BC-420, BC-520, BC-620).

5.2.1 Vliv kalů na klíčivost salátu

Průměrná klíčivost salátu byla u kontroly 83,2 %. Ve srovnání s kontrolou byla klíčivost u salátu (Graf 6.) ovlivněna významně méně než u hořčice. Významně menší ve srovnání s kontrolou byla klíčivost u 100 % koncentrace KAL-0 a méně významně rozdílná byla pak klíčivost u KAL-0 při koncentraci 50 %, BC-220 při koncentraci 50 %, BC-320 při koncentracích 100 % a 3,125 % a u BC-620 při koncentraci 100 %.

Graf 6. Klíčivost salátu

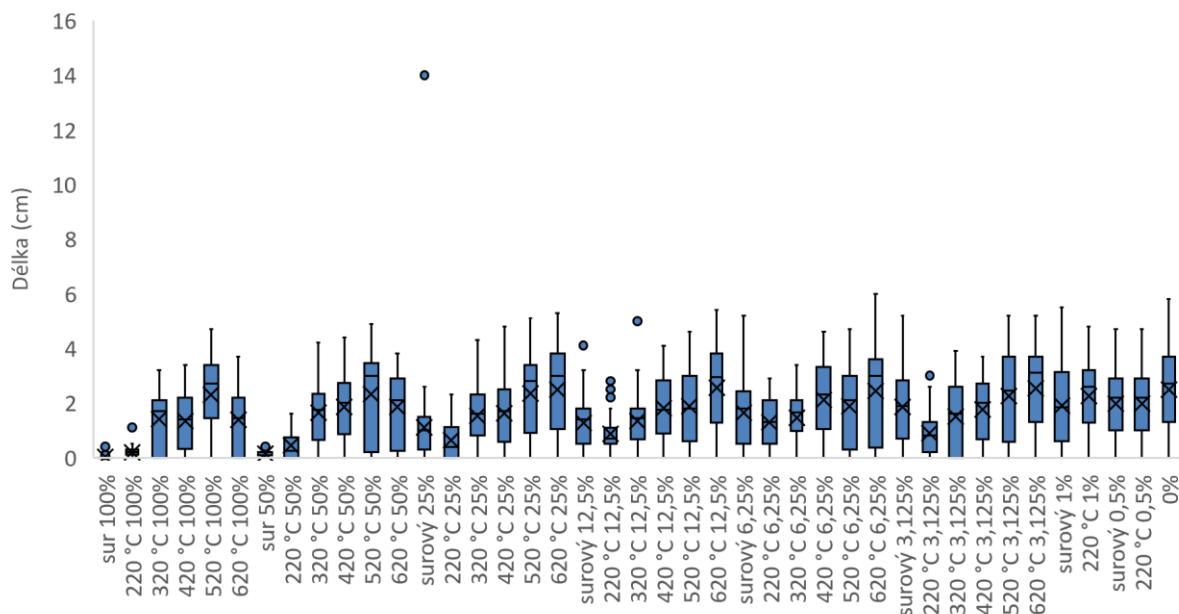


Graf 6. znázorňuje naměřené hodnoty klíčivosti u salátu, chybové úsečky znázorňují směrodatnou odchylku. Statisticky byly soubory vyhodnoceny chi square testem ve srovnání s kontrolou. Přičemž statisticky významně se lišící soubory od kontroly jsou označeny * pro $p = 0,05$, ** pro $p = 0,01$ a *** pro $p = 0,001$.

5.2.2 Vliv kalů na délku kořenů salátu

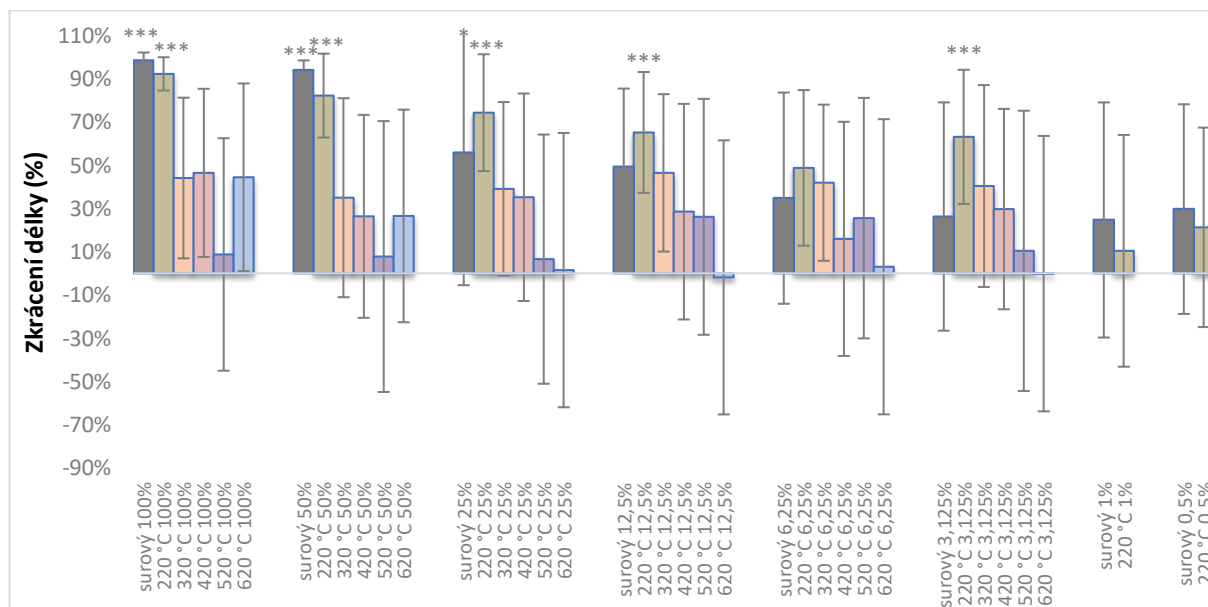
Výsledky zkrácení kořenů salátu (grafy 7. a 8.) nebyly tak jednoznačné jako u hořčice. KAL-0 působil podobně jako u hořčice největší zkrácení, ale pouze u vysokých dávek 50 % a víc, u koncentrací nižších než 25 % nebyly zaznamenány statisticky významné rozdíly vůči kontrole. Naopak zkrácení kořenů u BC-220, bylo statisticky významné i u nižších koncentrací a na rozdíl od hořčice, kde nejvýznamnější zkrácení kořenů bylo při všech koncentracích u KAL-0, u salátu bylo zkrácení kořenů při nízkých koncentracích větší u BC-220 a BC-320. Statisticky významné byly soubory KAL-0 při koncentracích 100 %, 50 % a 25 % a soubory BC-220 při koncentracích 100 %, 50 %, 25 %, 12,5 % a 3,125 %. Na rozdíl od hořčice zde také nebyl jasný klesavý trend spolu s klesající koncentrací kalu. Největší délku kořenů měly kaly upravené při nejvyšších teplotách, u BC-620 byly výsledky u koncentrací nižších než 50 % prakticky stejné jako u kontroly. Obecně byl salát ve zkrácení kořene méně citlivý oproti hořčici.

Graf 7. Délka kořenů salátu



Graf 7. znázorňuje průměr znázorněný křížkem, medián znázorněný čárkou, 1. a 3. kvartil jsou znázorněny hrany obdélníků, 10 – 90 % rozsah je znázorněn okrajovými čárkami, maximální hodnoty znázorněné jako kruhové body a odlehlé hodnoty naměřené při měření délky kořenů salátu, přičemž hodnoty jsou v centimetrech

Graf 8. Redukce délky kořenů salátu

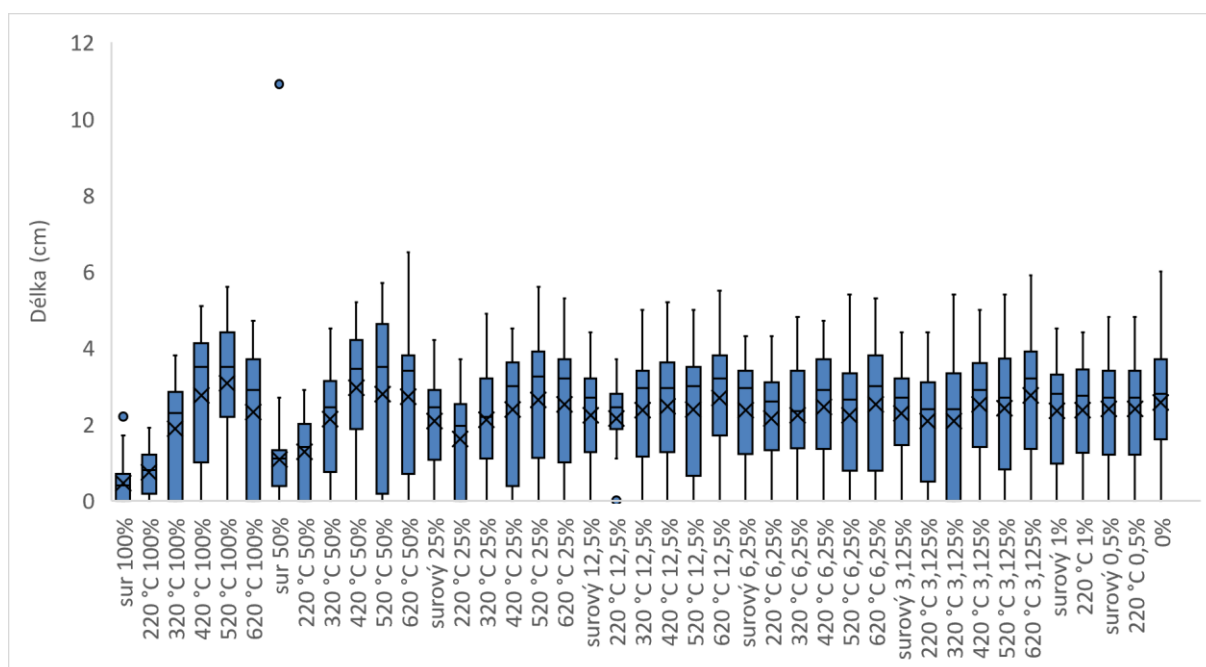


Graf 8. znázorňuje inhibici délky kořenů u salátu při aplikaci kalů ve srovnání s průměrem kontroly, chybové úsečky znázorňují směrodatnou odchylku, statisticky byly soubory vyhodnoceny jednofaktorovým ANOVA testem a následné vyhodnocení bylo uděláno pomocí Scheffého metody. Přičemž statisticky významně se lišící soubory od kontroly jsou označené * pro $p = 0,05$, ** pro $p = 0,01$ a *** pro $p = 0,001$.

5.2.3 Vliv kalů na délku hypokotylu salátu

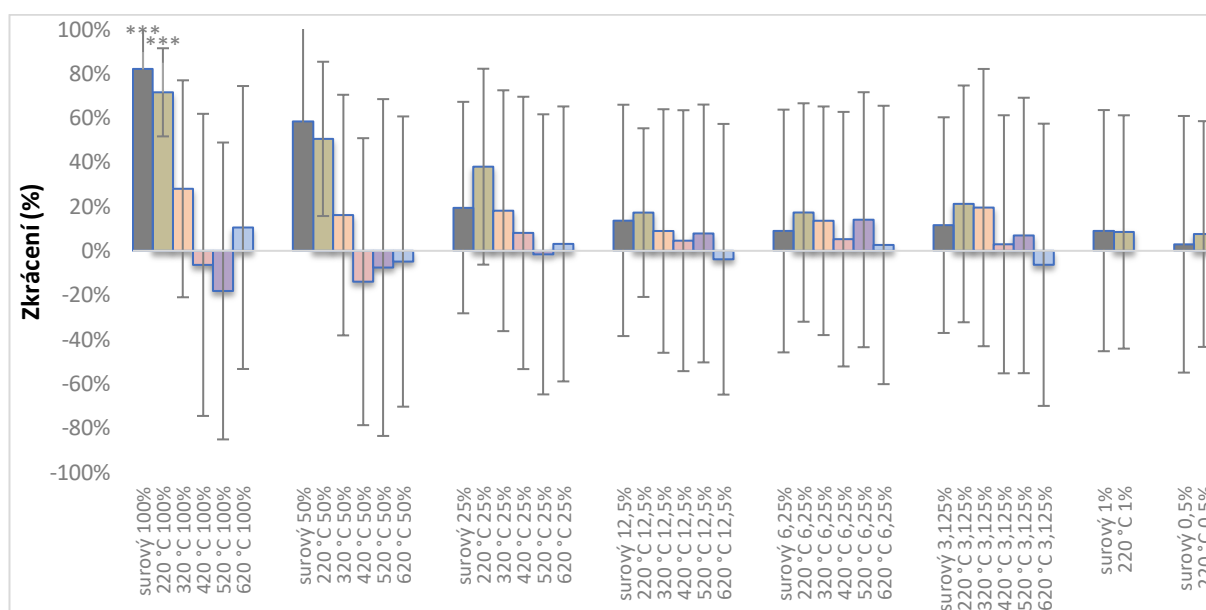
Zkrácení délky hypokotylu u salátu (grafy 9. a 10) bylo méně citlivou charakteristikou, než zkrácení délky kořenů. Statisticky významné byly pouze 100% koncentrace u KAL-0 a BC-220. Zkrácení hypokotylu nebylo tak velké jako u hořčice a podobně jako u hořčice v některých případech byla délka hypokotylu větší než u kontroly, ale ne statisticky významně. K prodloužení hypokotylu u souborů, které měly zkrácené kořeny, došlo v případech BC-420 při koncentracích 100 %, 50 %, BC-520 u koncentrací 100 % 50 % 25 %. U Vysokých koncentrací 100 %, 50 % se zdá být jasný trend, kdy zvyšování teploty úpravy kalů snižuje inhibiční efekt. Tento efekt u vyšších koncentrací není patrný, ale u všech souborů platí pro úpravy BC-220, BC-320 a BC-420. Od koncentrace 12,5 % většina stimulačních inhibičních efektů mizí a soubory na této a nižších koncentracích se zdají být velmi vyrovnané, nehledě na způsob úpravy kalu. Nejdelší hypokotyl byl při koncentrace 100 % u BC-52

Graf 9. Délka hypokotylu salátu



Graf 9. znázorňuje průměr znázorněný křížkem, medián znázorněný čárkou, 1. a 3. kvartil jsou znázorněny hrany obdélníků, 10 – 90 % rozsah je znázorněn okrajovými čárkami, maximální hodnoty znázorněné jako kruhové body a odlehle hodnoty naměřené při měření délky vedlejších hypokotylu u salátu, přičemž hodnoty jsou v centimetrech

Graf 10. Zkrácení délky hypokotylu salátu



Graf 10. znázorňuje inhibici délky hypokotylu u salátu při aplikaci kalů ve srovnání s průměrem kontroly, chybové úsečky znázorňují směrodatnou odchylku, statisticky byly soubory vyhodnoceny jednofaktorovým ANOVA testem a následné vyhodnocení bylo uděláno pomocí Scheffého metody. Přičemž statisticky významně se lišící soubory od kontroly jsou označené * pro $p = 0,05$, ** pro $p = 0,01$ a *** pro $p = 0,001$.

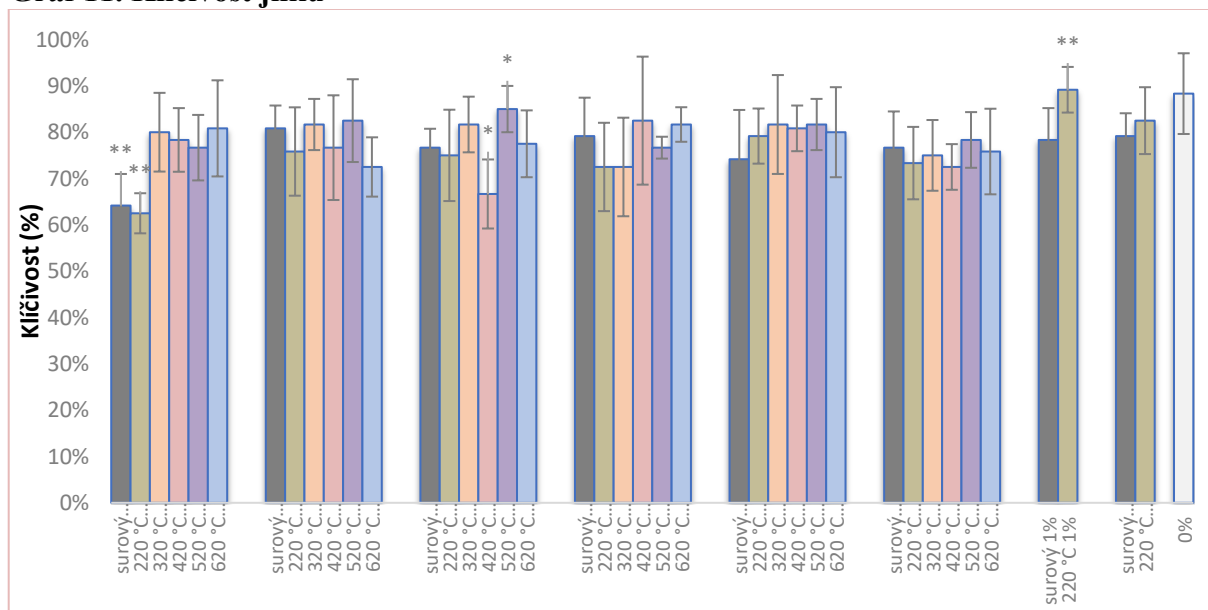
5.3 Výsledky testů klíčivosti u jílku

U jílku nebyly rozdíly mezi kontrolou a soubory s výluhy z kalů tak zřetelné jako u salátu nebo hořčice. Klíčivost byla statisticky významně odlišná od kontroly pouze v pěti případech a v jednom pozitivně. Vysoké dávky KAL-0 a BC-220 snížily délku kořenů ve srovnání s kontrolou, ale u nižších koncentrací a výluhů z ostatních kalů k tomu nedošlo. Většina výsledků byla stejná nebo statisticky nevýznamně delší než kontrola. Počet kořenů byl podobně jako jejich délky ovlivněn pouze u vysokých koncentrací KAL-0 a BC-220. U prýtu bylo zkrácení ve srovnání s kontrolou zřetelné (kolem 50 %) pouze u 100 % koncentrace KAL-0 a BC-220, ale nebylo statisticky významné.

5.3.1 Vliv kalů na klíčivost jílku

Jílek (graf 11.) měl poměrně nevyrovnanou klíčivost u všech souborů, průměrná klíčivost kontrolních souborů byla 76,19 %. Pouze 3 soubory neměly klíčivost vyšší než 70 % a to 100 % koncentrace u KAL-0 (64 % a u BC-220 (63 %), což byly také jediné soubory významné pro $p = 0,01$, kromě toho byly ještě významné soubory při koncentraci 25 % u BC-420 a BC-320. U 1 % koncentrace měl soubor BC-220 statisticky významnou větší klíčivost než kontrola.

Graf 11. Klíčivost jílku

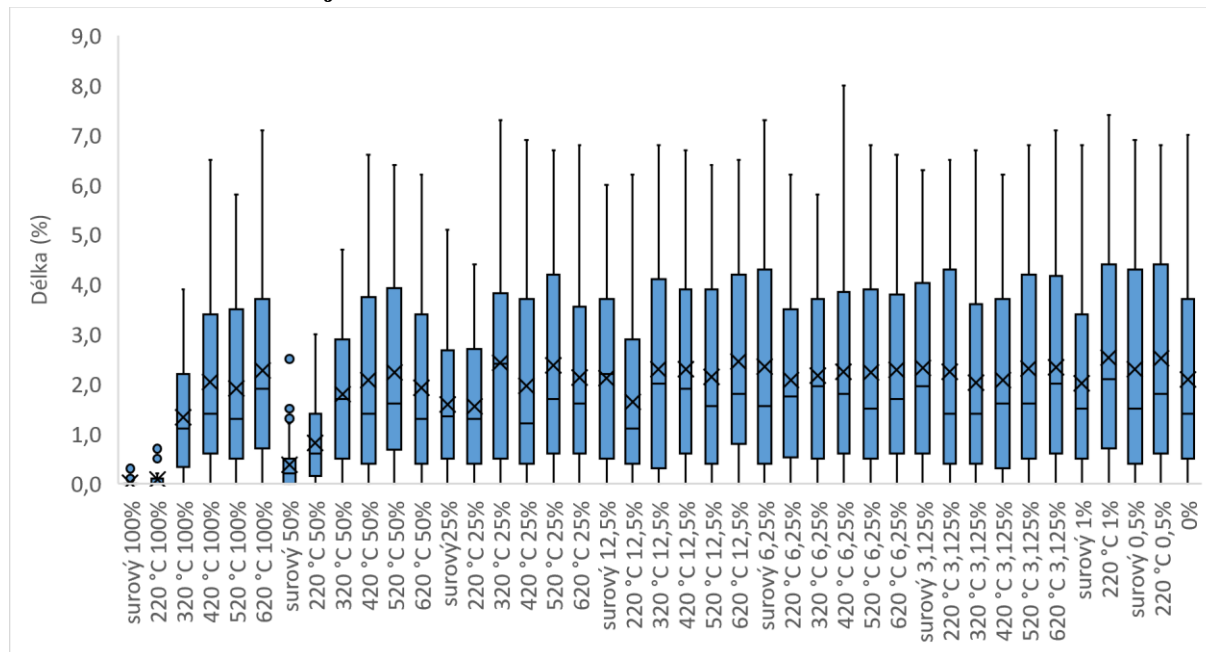


Graf 11. znázorňuje naměřené hodnoty klíčivosti u jílku, chybové úsečky znázorňují směrodatnou odchylku. Statisticky byly soubory vyhodnoceny chi square testem ve srovnání s kontrolou. Přičemž statisticky významně se lišící soubory od kontroly jsou označeny * pro $p = 0,05$, ** pro $p = 0,01$ a *** pro $p = 0,001$.

5.3.2 Vliv kalů na délku kořenů jílku

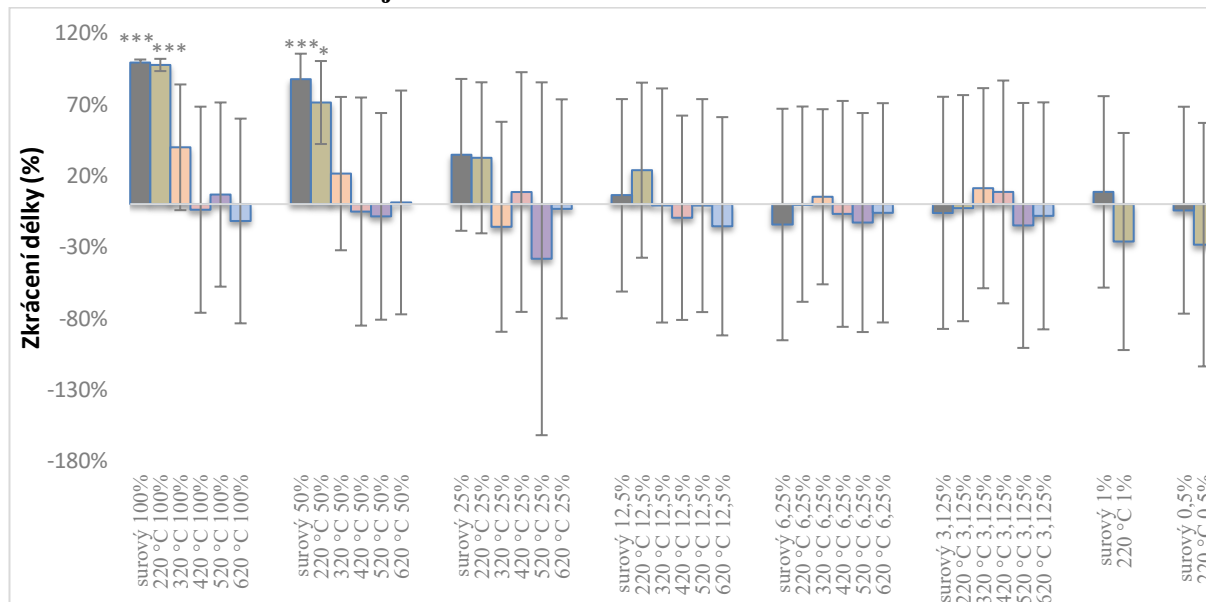
U jílku (grafy 12. a 13.) byl negativní efekt kalu menší než v případě salátu a hořčice. Statisticky významné byly soubory KAL-0 u koncentrací 100 % a 50 % a soubory BC-220 při koncentraci 100 % a 50 %. Malé statisticky nevýznamné zkrácení kořenů bylo u souborů KAL-0 a BC-220 u koncentrace 25 %. Většina souborů se pohybovala na podobném průměru jako kontrola, ale také měla průměrnou délku o trochu lepší než kontrola. Žádný z těchto souborů nebyl statisticky významný. Největšího prodloužení kořenů vůči kontrole dosáhly soubory BC-520 u 25 % koncentrace a BC-220 u 1 % koncentrace a 0,5 % koncentrace. Všechny výsledky byly poměrně nevyrovnané.

Graf 12. Délka kořenů jílku



Graf 12. znázorňuje průměr znázorněný křížkem, medián znázorněný čárkou, 1. a 3. kvartil jsou znázorněny hrany obdélníků, 10 – 90 % rozsah je znázorněn okrajovými čárkami, maximální hodnoty znázorněné jako kruhové body a odlehlé hodnoty naměřené při měření délky kořenů jílku, přičemž hodnoty jsou v centimetrech

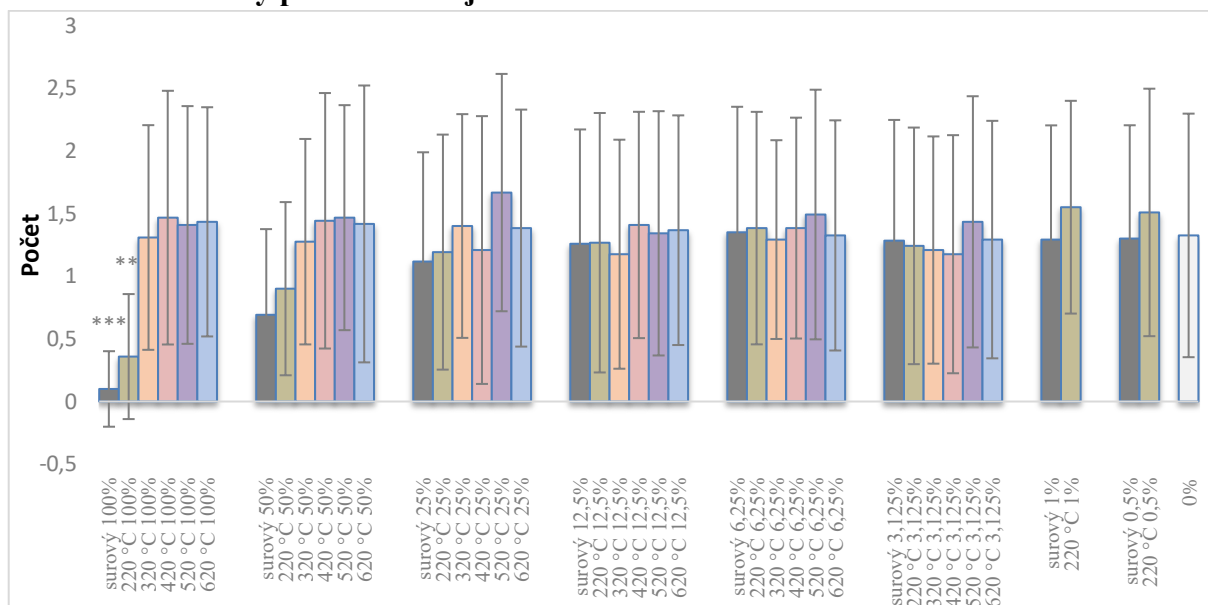
Graf 13. Inhibice kořenů u jílku



Graf 13. znázorňuje inhibici délky kořenů u jílku při aplikaci kalů ve srovnání s průměrem kontroly, chybové úsečky znázorňují směrodatnou odchylku, statisticky byly soubory vyhodnoceny jednofaktorovým ANOVA testem a následné vyhodnocení bylo uděláno pomocí Scheffého metody. Přičemž statisticky významné od kontroly jsou pouze soubory označené *, ** nebo *** kdy * pro $p = 0,05$, ** pro $p = 0,01$ a *** pro $p = 0,001$

Počet kořenů (graf 14.) u jílku byl u většiny souborů podobný kontrole. Statisticky významné byly pouze soubory KAL-0 a BC-220 při 100 % koncentraci. Kromě toho byly zkrácené soubory KAL-0 a BC-220 při 50 % koncentraci, zde to ovšem není statisticky významné.

Graf 14. Průměrný počet kořenů jílku

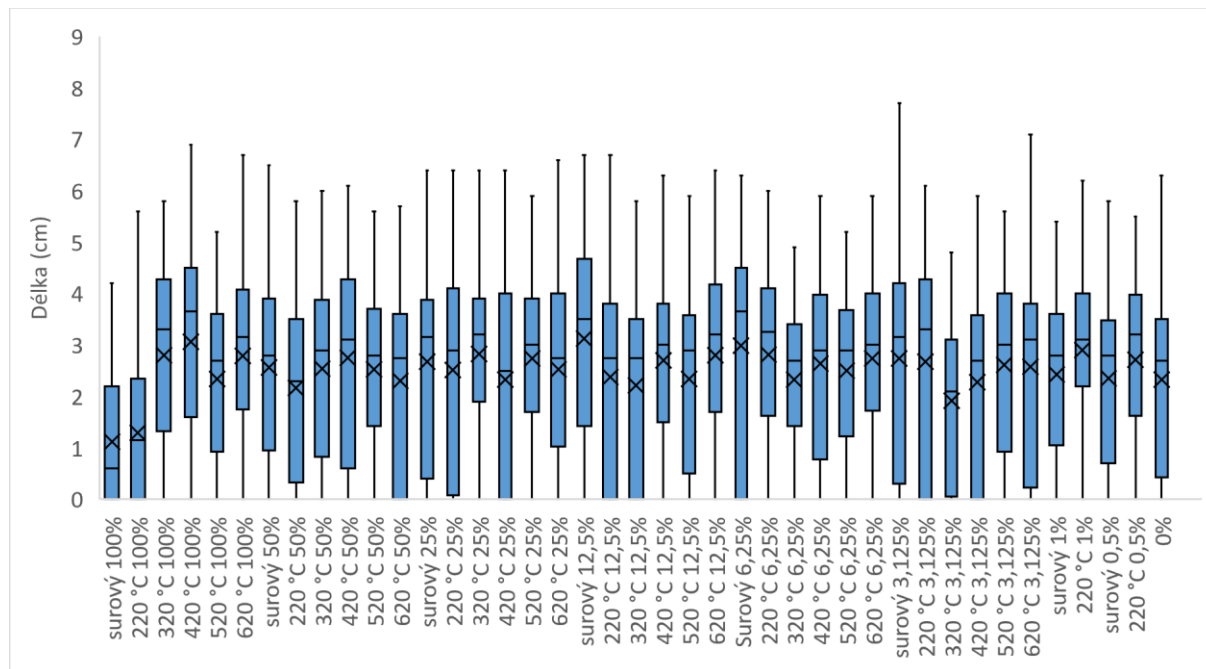


Graf 14. znázorňuje průměrný počet kořenů u jílku při aplikaci kalů chybové úsečky znázorňují směrodatnou odchylku, statisticky byly soubory vyhodnoceny jednofaktorovým ANOVA testem a následné vyhodnocení bylo uděláno pomocí Scheffého metody. Přičemž statisticky významně se lišící soubory od kontroly jsou označeny * pro $p = 0,05$, ** pro $p = 0,01$ a *** pro $p = 0,001$.

5.3.3 Vliv kalů na délku prýtu jílku

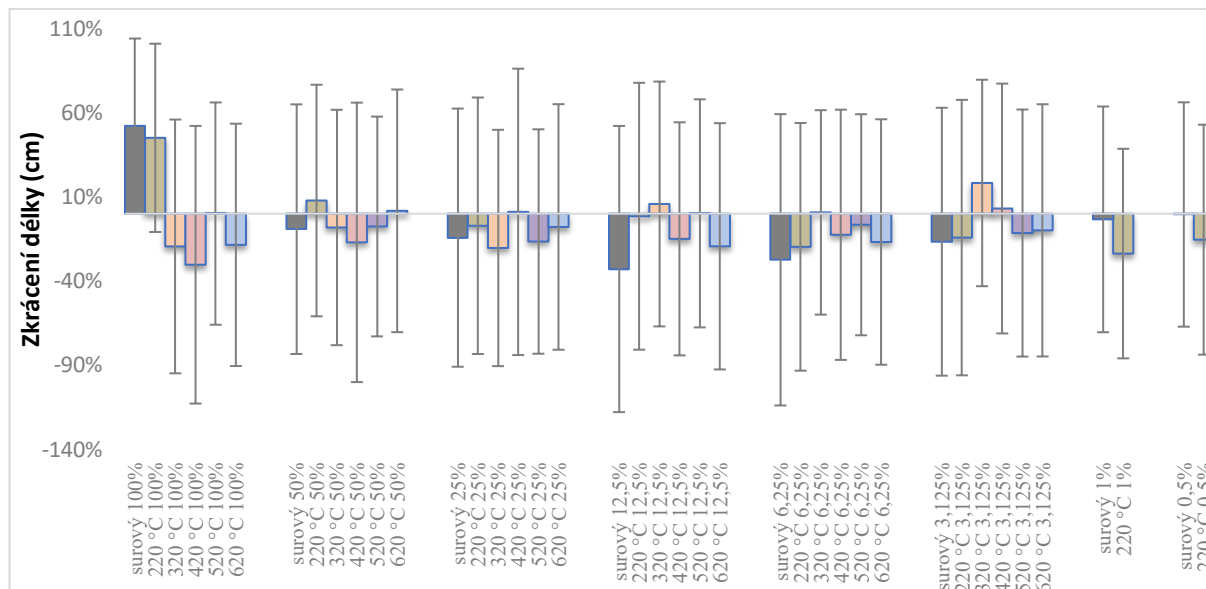
U jílku (grafy 15. a 16.) byla průměrná délka prýtu u většiny souborů statisticky nevýznamně větší než u kontroly. Zkráceny byly pouze soubory se 100 % koncentrací KAL-0 a BC-220, u kterých bylo zkrácení prýtu jednoznačně největší, ale ani tak nejsou tyto soubory statisticky významné stejně jako všechny ostatní v tomto měření. Dále pak došlo ke zkrácení u BC-220 při koncentraci 50 %, BC-320 při koncentracích 12,5 %, 3,125 % a u BC-420 při koncentraci 3,125 %. Všechny ostatní soubory dosáhly pozitivních čísel ve srovnání s kontrolou a to i přesto, že u některých došlo ke zkrácení kořenů. Nejlepší příklad tohoto jevu je surový 50 % kde byly kořeny průměrně zkráceny o 87 %, ale výhon naopak prodloužen o 11 %. Ne vždy zde byly u prýtu oproti kořenům lepší výsledky u BC-220 1 % byl stimulační efekt 72 % u kořenů, ale u hypokotylu to bylo pouze 26 %. Nejdelší průměrnou délku prýtu měly soubory KAL-0 při koncentracích 12,5 % a 6,25 %.

Graf 15. Délka prýtu jíłku



Graf 15. znázorňuje průměr znázorněný křížkem, medián znázorněný čárkou, 1. a 3. kvartil jsou znázorněny hrany obdélníků, 10 – 90 % rozsah je znázorněn okrajovými čárkami, maximální hodnoty znázorněné jako kruhové body a odlehlé hodnoty naměřené při měření délky prýtu u jíłku, přičemž hodnoty jsou v centimetrech

Graf 16. Inhibice prýtu jíłku



Graf 16. znázorňuje inhibici délky prýtu u jíłku při aplikaci kalů ve srovnání s průměrem kontroly, chybové úsečky znázorňují směrodatnou odchylku, statisticky byly soubory vyhodnoceny jednofaktorovým ANOVA testem a následné vyhodnocení bylo uděáno pomocí Scheffého metody. Přičemž statisticky významně se lišící soubory od kontroly jsou označeny * pro $p = 0,05$, ** pro $p = 0,01$ a *** pro $p = 0,001$.

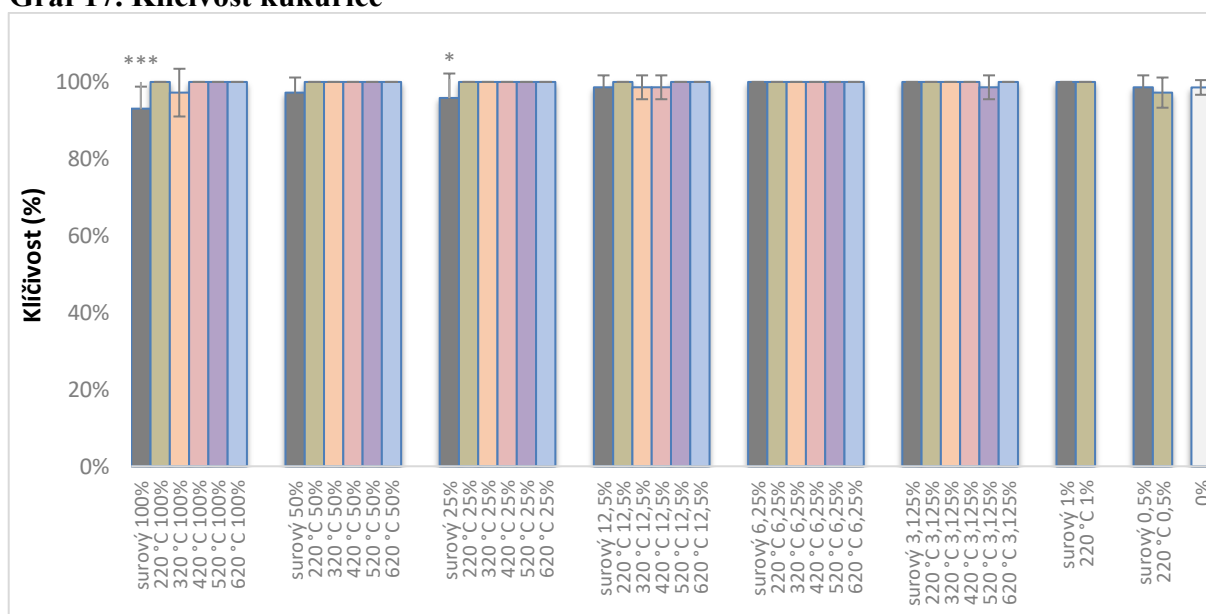
5.4 Výsledky testů klíčivosti u kukuřice

Růst kukuřice byl ovlivněn kaly velice málo. U kořenů a klíčivosti byl statisticky významný vliv u 100 % koncentrace KAL-0. Prýt i ostatní výsledky nebyly statisticky významně ovlivněny. U prýtu a kořenů bylo zaznamenáno prodloužení délky u nižších koncentrací KAL-0, výsledky ale nebyly statisticky významné ve srovnání s kontrolou.

5.4.1 Vliv kalů na klíčivost kukuřice

Klíčivost u kukuřice (graf 17.) byla velice vyrovnaná, s tím že se pohybovala kolem 100 %. U většiny souborů nedošlo k žádným statisticky významným změnám ve srovnání s kontrolou. Výjimkami, které byla statisticky významné byly u KAL-0 koncentrace 100 % kde byla klíčivost 93 % a koncentrace 25 % s klíčivostí 95 %. Kromě toho byla klíčivost u všech souborů 97 % +, přičemž u většiny souborů včetně kontroly to bylo 100 %.

Graf 17. Klíčivost kukuřice

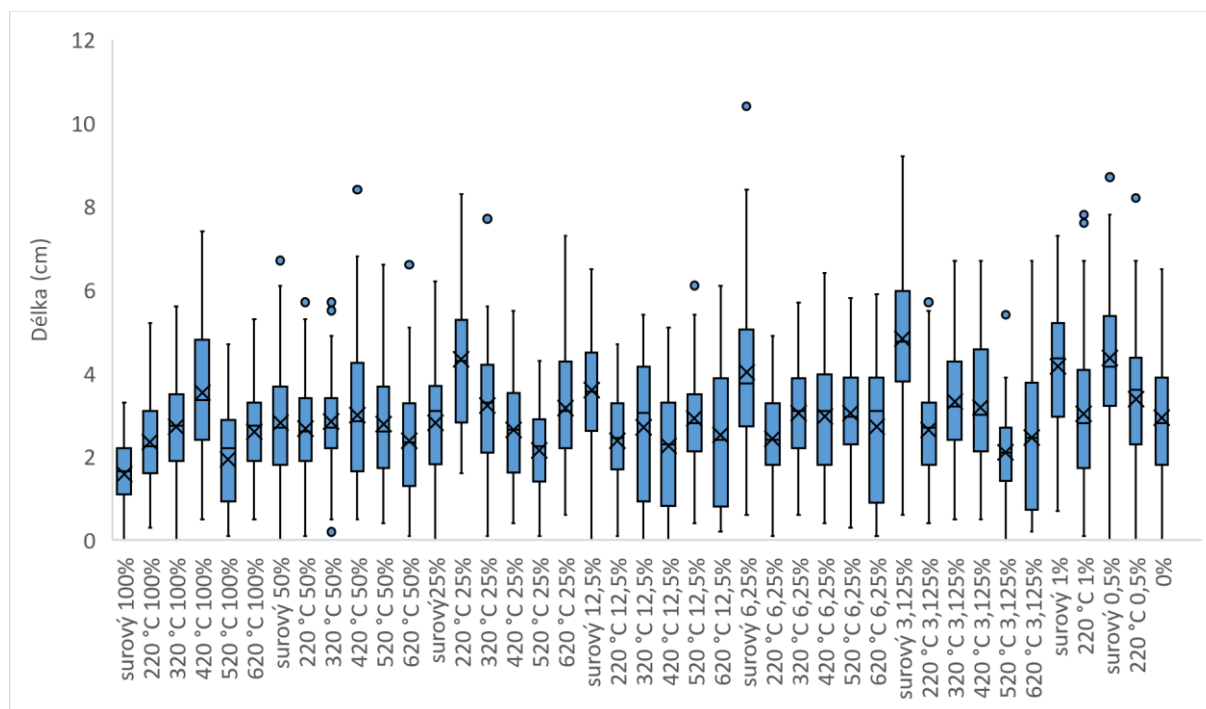


Graf 17. znázorňuje naměřené hodnoty klíčivosti u kukuřice, chybové úsečky znázorňují směrodatnou odchylku. Statisticky byly soubory vyhodnoceny chi square testem ve srovnání s kontrolou. Přičemž statisticky významně se lišící soubory od kontroly jsou označeny * pro $p = 0,05$, ** pro $p = 0,01$ a *** pro $p = 0,001$.

5.4.2 Vliv kalů na délku kořenů kukuřice

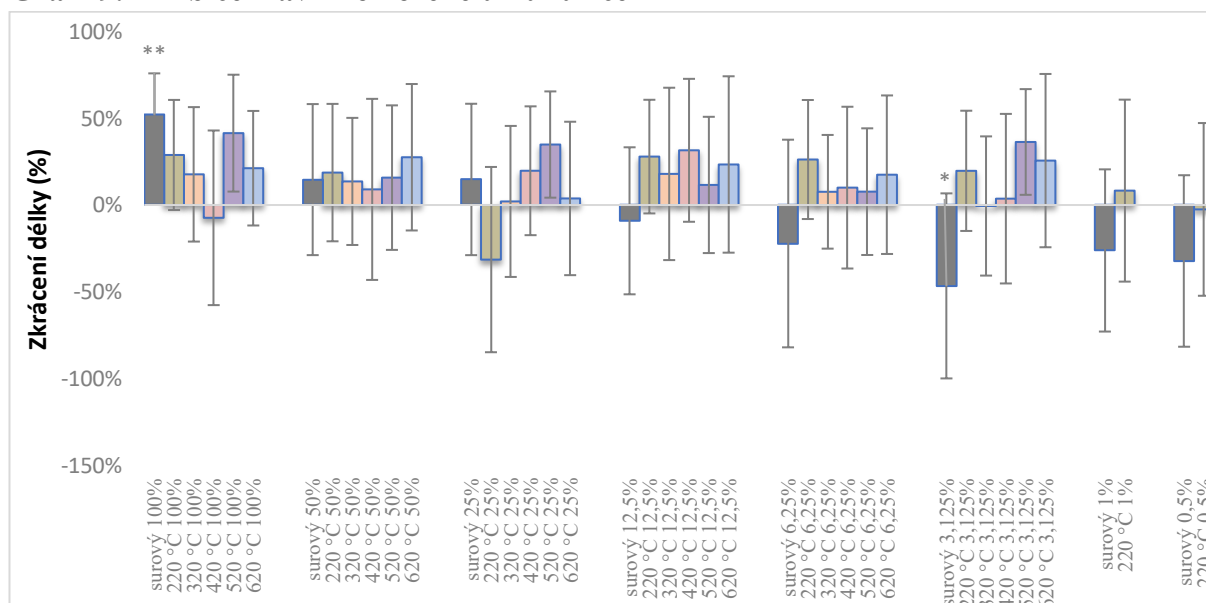
U kukuřice se měřily 3 parametry spojené s kořeny: délka hlavního kořene, délka vedlejších kořenů a počet vedlejších kořenů. Délka hlavního kořene (graf 18. a 19.) nebyla příliš vyrovnaným parametrem. Jediným statisticky významným negativním výsledkem je zkrácení kořene o 52 % vůči kontrole u KAL-0 při koncentraci 100 %. Kromě toho bylo u souboru KAL-0 při koncentraci 3,125 % největší prodloužení kořenů vůči kontrole, které bylo statisticky významné pro $p = 0,05$. U většiny ostatních souborů byla průměrná délka kořenů o něco kratší než u kontroly. Výjimkou byly soubory KAL-0 s koncentrací menší než 25 % a BC-220 při koncentraci 25 %.

Graf 18. Délka hlavních kořenů kukuřice



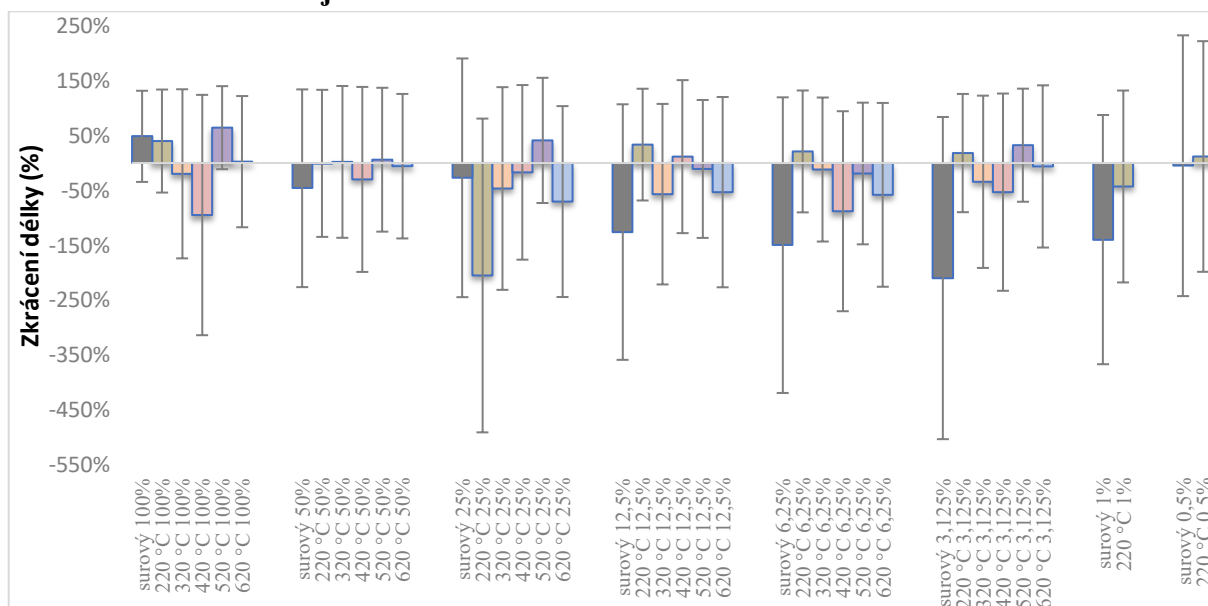
Graf 18. znázorňuje průměr znázorněný křížkem, medián znázorněný čárkou, 1. a 3. kvartil jsou znázorněny hrany obdélníků, 10 – 90 % rozsah je znázorněn okrajovými čárkami, maximální hodnoty znázorněné jako kruhové body a odlehle hodnoty naměřené délky hlavních kořenů u kukuřice, přičemž hodnoty jsou v centimetrech

Graf 19. Inhibice hlavního kořene u kukuřice



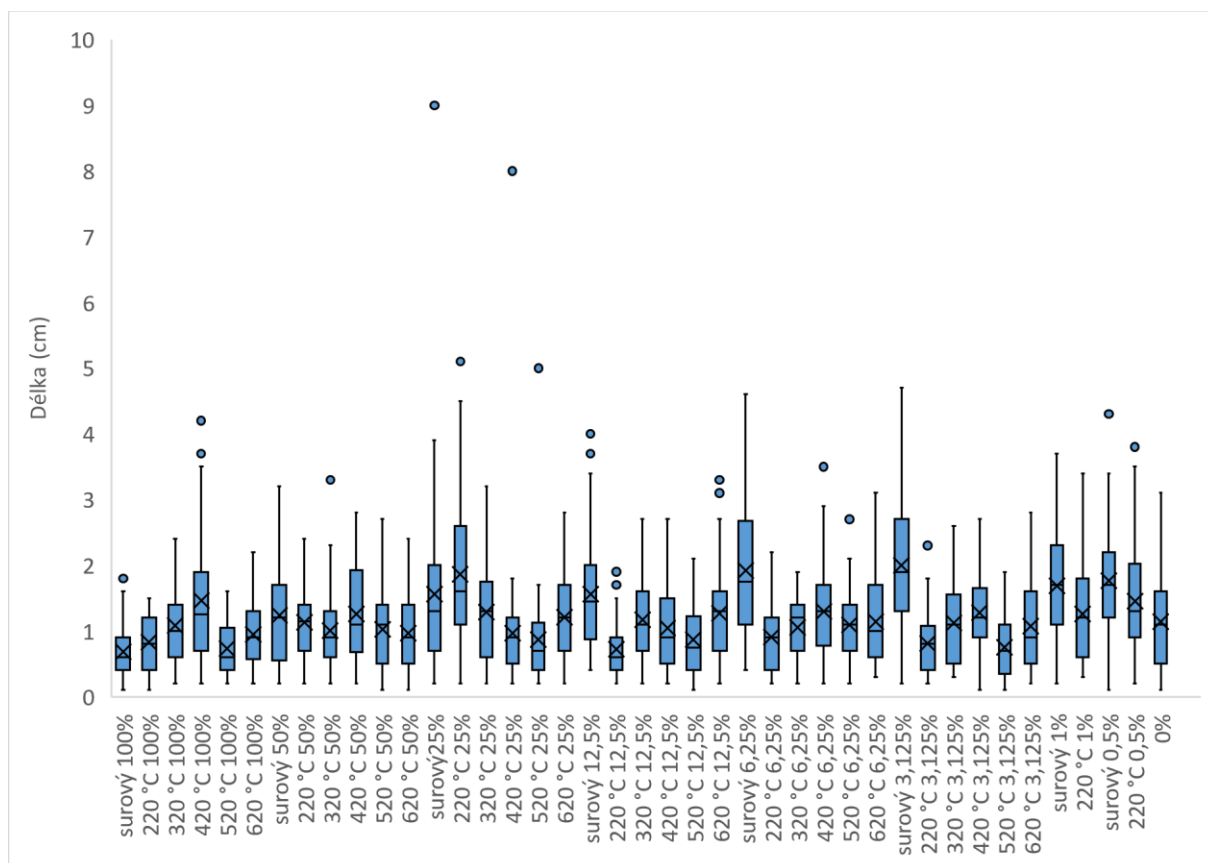
Graf 19. znázorňuje inhibici délky hlavních kořenů u kukuřice při aplikaci kalů ve srovnání s průměrem kontroly, chybové úsečky znázorňují směrodatnou odchylku, statisticky byly soubory vyhodnoceny jednofaktorovým ANOVA testem a následné vyhodnocení bylo uděláno pomocí Scheffého metody. Přičemž statisticky významně se lišící soubory od kontroly jsou označené * pro $p = 0,05$, ** pro $p = 0,01$ a *** pro $p = 0,001$

Graf 20. Inhibice vedlejších kořenů u kukuřice



Graf 20. znázorňuje inhibici délky vedlejších kořenů u kukuřice při aplikaci kalů ve srovnání s průměrem kontroly, chybové úsečky znázorňují směrodatnou odchylku, statisticky byly soubory vyhodnoceny jednofaktorovým ANOVA testem a následné vyhodnocení bylo uděláno pomocí Scheffého metody. Přičemž statisticky významně se lišící soubory od kontroly jsou označené * pro $p = 0,05$, ** pro $p = 0,01$ a *** pro $p = 0,001$.

Graf 21. Délka vedlejších kořenů u kukuřice

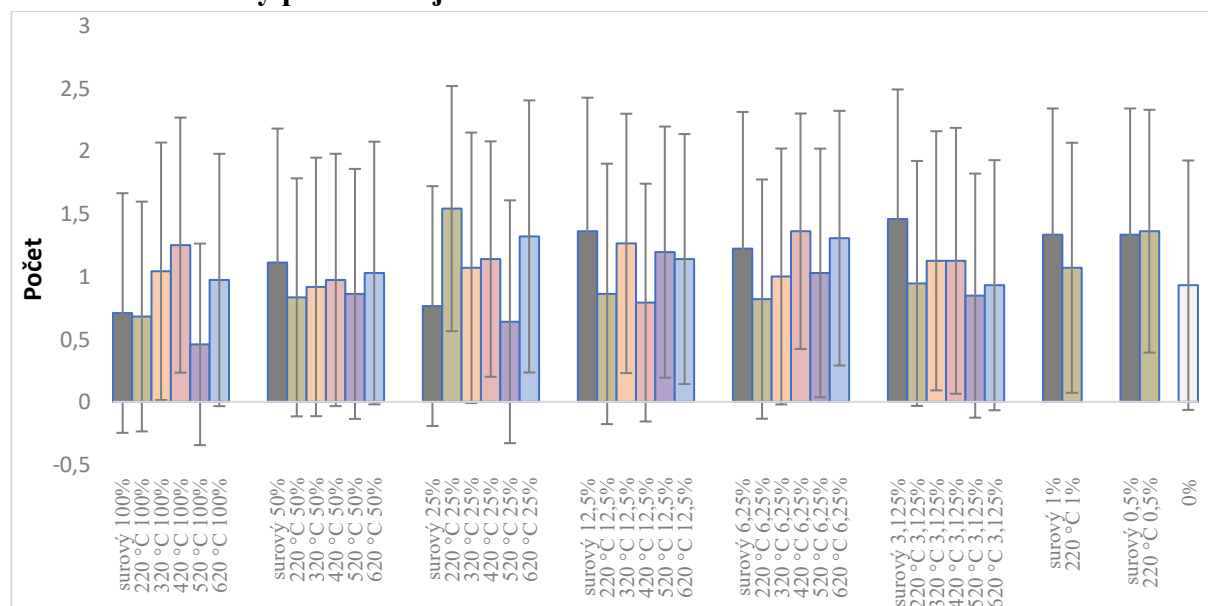


Graf 21. znázorňuje průměr znázorněný křížkem, medián znázorněný čárkou, 1. a 3. kvartil jsou znázorněny hrany obdélníků, 10 – 90 % rozsah je znázorněn okrajovými čárkami, maximální hodnoty znázorněné jako kruhové body a odlehle hodnoty naměřené při měření délky vedlejších kořenů u kukuřice, přičemž hodnoty jsou v centimetrech

Výsledky vedlejších kořenů (graf 20. a 21.) u kukuřice byly velice nevyrovnané, ve srovnání s hlavním kořenem zde došlo spíše k prodloužení kořenů vůči kontrole, ale soubory byly velice nestálé a žádný soubor zde nebyl statisticky významný. Za zmínku stojí, že u KAL-0 při všech koncentracích kromě 100 % byl větší průměr kořenů než u kontroly a u souborů KAL-0 při 12,5 %, 6,25 %, 3,125 % a 1 % dokonce několikanásobně delší než u kontroly, ale tyto výsledky nejsou statisticky významné. Nejdelší průměr kořenů byl u BC-220 při koncentraci 25 % a nejkratší BC-520 při 100 % koncentraci.

U průměrného počtu kořenů (graf 22.) nebyly žádné statisticky významné výsledky ve srovnání s kontrolou. Nejmenší průměrný počet kořenů byly u souboru BC-520 při 100 % koncentraci a největší BC-220 u 25 % koncentraci. Průměrný počet kořenů u většiny souborů byl o trochu vyšší než průměrný počet u kontroly.

Graf 22. Průměrný počet vedlejších kořenů kukuřice

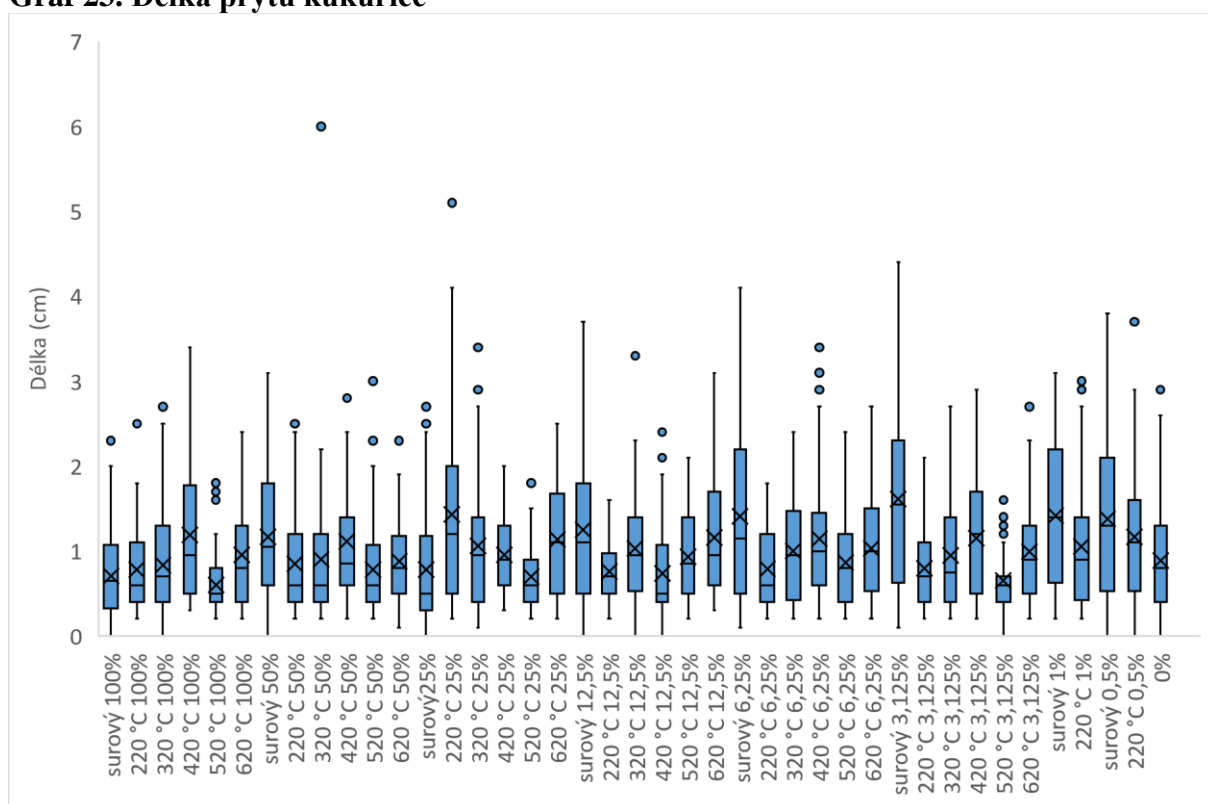


Graf 22. znázorňuje průměrný počet vedlejších kořenů u kukuřice při aplikaci kalů ve srovnání s průměrem kontroly, chybové úsečky znázorňují směrodatnou odchylku, statisticky byly soubory vyhodnoceny jednofaktorovým ANOVA testem a následné vyhodnocení bylo uděláno pomocí Scheffého metody. Přičemž statisticky významně se lišící soubory od kontroly jsou označené * pro $p = 0,05$, ** pro $p = 0,01$ a *** pro $p = 0,001$.

5.4.3 Vliv kalů na délku prýtu kukuřice

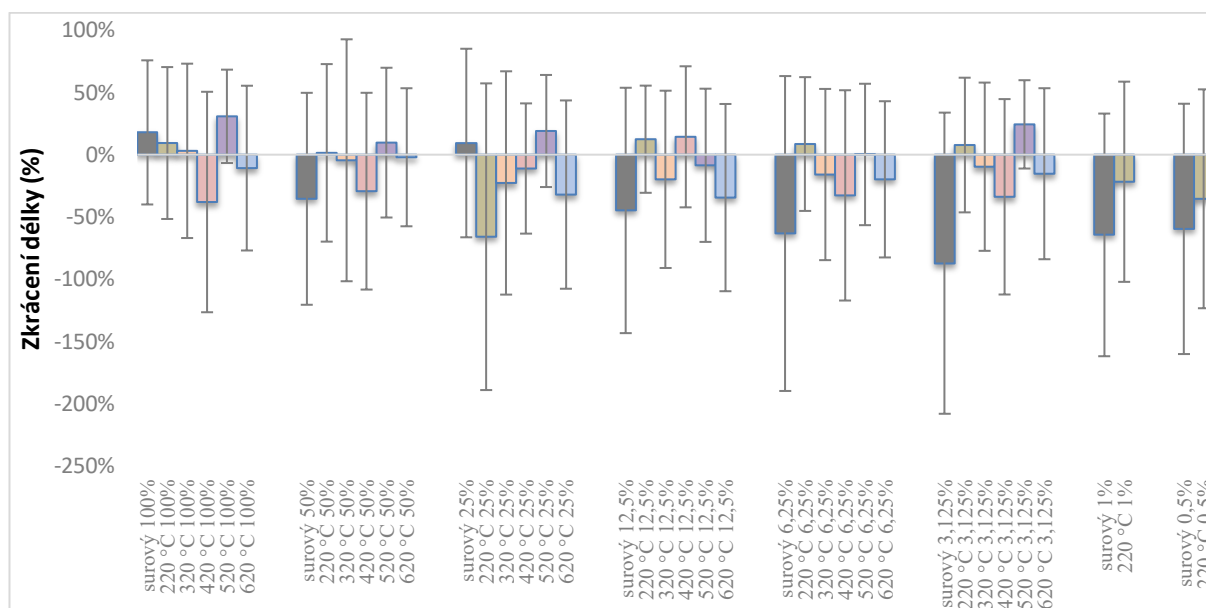
Prýt u kukuřice (grafy 23. a 24.) byl velmi málo ovlivněn ve srovnání s kontrolou. Oproti kořenům byl prýt ve srovnání s kontrolou delší (menší zkrácení/ větší prodloužení), ale kromě toho u většiny souborů výsledky kopírují výsledky kořenů. Významnou změnou je reakce na BC-620, která byla u všech koncentrací u kořenů mírně prodloužená nebo nezměněná ve srovnání s kontrolou, zatímco u výhonu je u všech koncentrací značně prodloužená. Více zkrácený byl u prýtu ve srovnání s kontrolou KAL-0 při koncentraci 25 %, jinak byly všude výsledky oproti kořenům pozitivní. Nejdelší prýt byl u KAL-0 při koncentraci 3,125 % a velmi dobré výsledky měly i soubory KAL-0 u všech koncentrací 12,5 % a méně.

Graf 23. Délka prýtu kukuřice



Graf 23. znázorňuje průměr znázorněný křížkem, medián znázorněný čárkou, 1. a 3. kvartil jsou znázorněny hrany obdélníků, 10 – 90 % rozsah je znázorněn okrajovými čárkami, maximální hodnoty znázorněné jako kruhové body a odlehle hodnoty naměřené při měření délky prýtu u kukuřice, přičemž hodnoty jsou v centimetrech

Graf 24. Inhibice prýtu kukuřice



Graf 24. znázorňuje inhibici délky prýtu u jílku při aplikaci kalů ve srovnání s průměrem kontroly, chybové úsečky znázorňují směrodatnou odchylku, statisticky byly soubory vyhodnoceny jednofaktorovým ANOVA testem a následné vyhodnocení bylo uděláno pomocí Scheffého metody. Přičemž statisticky významně se lišící soubory od kontroly jsou označené * pro $p = 0,05$, ** pro $p = 0,01$ a *** pro $p = 0,001$.

5.5 Celkové zhodnocení

Největší negativní vliv měl KAL-0, což se nejvíce projevilo u hořčice. Úpravy pyrolýzou měly z hlediska růstu rostlin většinou pozitivní vliv. Pozitivní vliv měla většinou i úprava při 220 °C, ale většinou měla významnější vliv až pyrolýza při 320 °C. Tabulky 14. a 15. znázorňují dávky výluhu, při kterých by mělo dojít k 50 % inhibici, většina těchto dávek byla velmi podobná u KAL-0 a BC-220, ale u BC-320 docházelo k významnému zlepšení. Toto je možné pozorovat u jílku salátu a hořčice, ale ne u kukuřice, protože vliv kalů na kukuřici byl relativně nízký a statisticky významné zhoršení charakteristik bylo zaznamenáno prakticky pouze u 100 % koncentrace KAL-0 a u nižších koncentrací tohoto kalu docházelo spíše ke zlepšování těchto charakteristik. BC-420 dosahoval často také významně lepších výsledků než BC-320, ale úpravy při vyšší teplotě (BC-520, BC-620) už tak jednoznačný efekt neměly. Nejviditelnější vliv byl u všech rostlin na kořeny a nejméně na hypokotyl/prýt.

Tabulka 14. Dávky 50 % inhibice kořene a 50 % klíčivosti (EC50) (ml výluhu na l)

Kořeny	hořčice	salát	jílek	kukuřice	Klíčivost	hořčice	salát	jílek	kukuřice
surový	0	230	430	-	surový	430	-	-	-
220 °C	0	190	460	-	220 °C	570	-	-	-
320 °C	520	-	-	-	320 °C	-	-	-	-
420 °C	700	-	-	-	420 °C	-	-	-	-
520 °C	-	-	-	-	520 °C	-	-	-	-
620 °C	-	-	-	-	620 °C	-	-	-	-

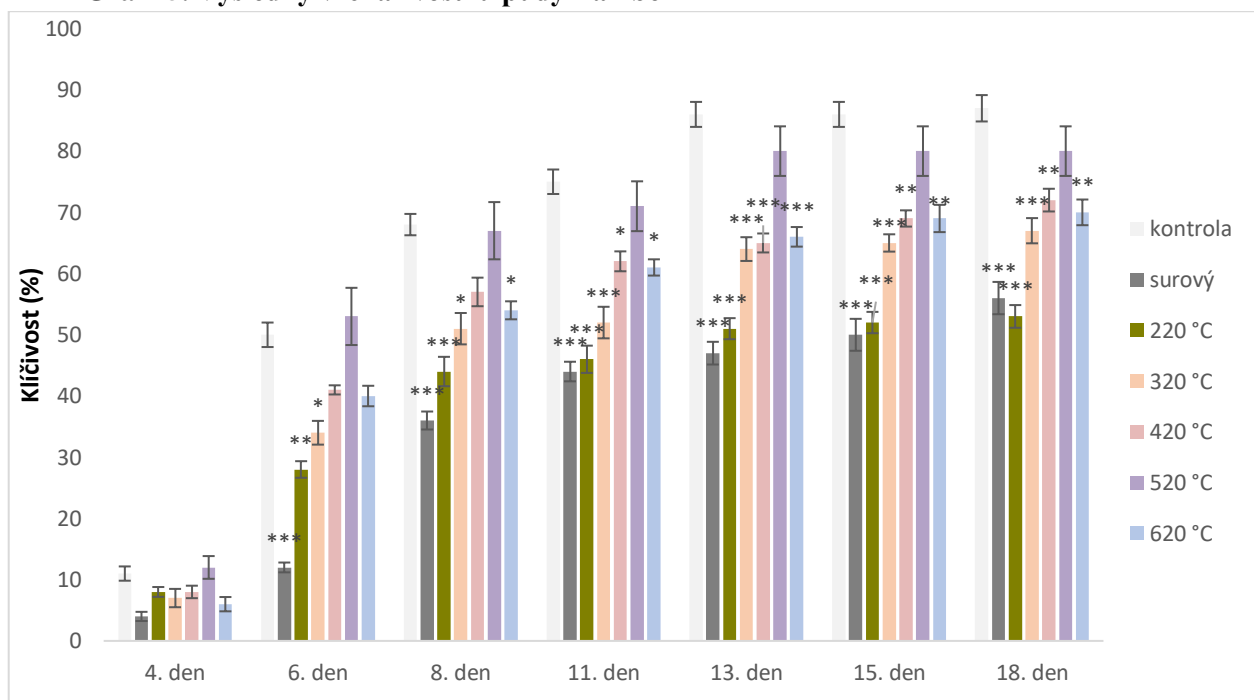
Tabulka 15. Dávky 50 % inhibice hypocotylu/prýtu (EC50) (ml výluhu na l)

v. kořeny	kukuřice	hypokotyl	hořčice	salát	prýt	jílek	kukuřice
surový	750	surový	120	930	surový	-	-
220 °C	-	220 °C	150	930	220 °C	-	-
320 °C	-	320 °C	780	-	320 °C	-	-
420 °C	-	420 °C	-	-	420 °C	-	-
520 °C	-	520 °C	-	-	520 °C	-	-
620 °C	-	620 °C	-	-	620 °C	-	-

5.6 Výsledky výsadbového experimentu

5.6.1 Vzcházivost v čase

Graf 25. Výsledky vzcházivosti u půdy Žamberk

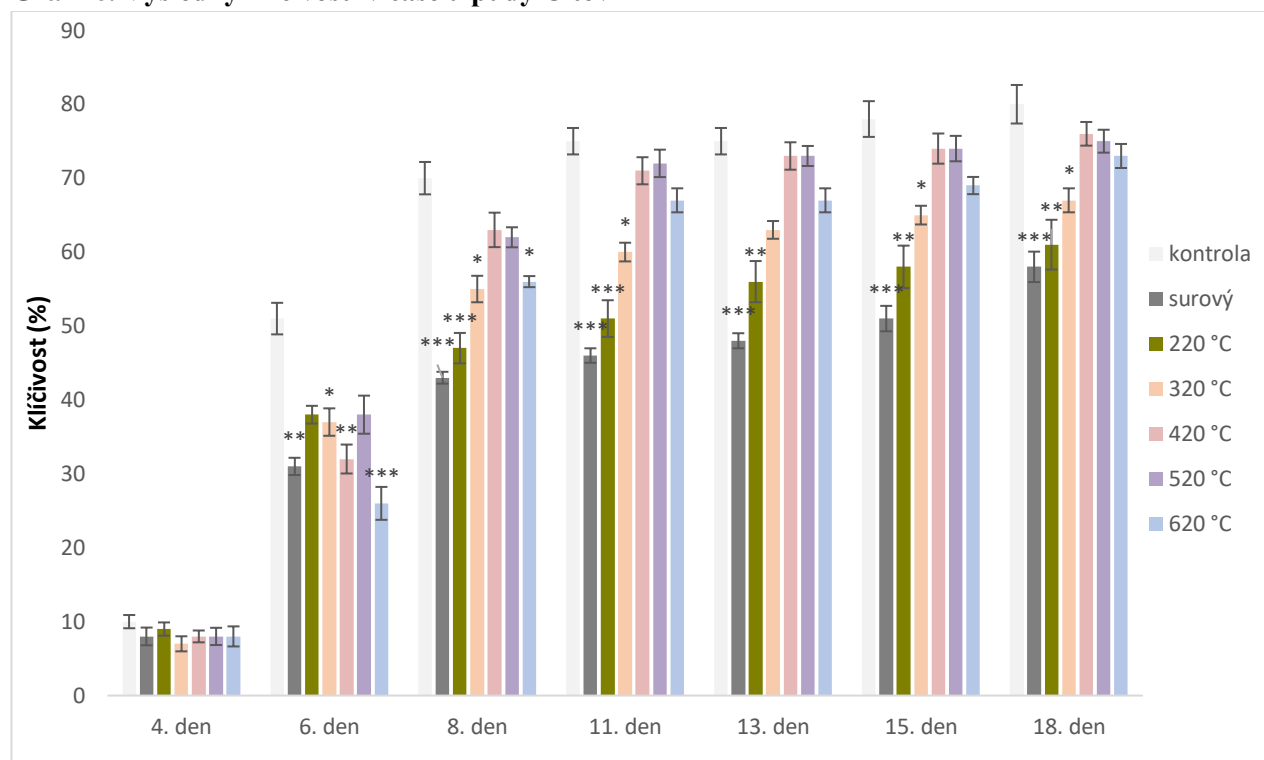


Graf znázorňuje naměřené hodnoty klíčivosti u salátu při použití půdy Žamberk, chybové úsečky znázorňují směrodatnou odchylku, statisticky byly soubory vyhodnoceny chi square testem ve srovnání s kontrolou, soubory přičemž statisticky významné od kontroly jsou pouze soubory označené *, ** nebo *** kdy * pro $p = 0,05$, ** pro $p = 0,01$ a *** pro $p = 0,001$

Nejlepší klíčivosti dosáhly kontrolní skupiny na obou půdách. Naproti tomu největšího zdržení i klíčivosti dosáhly varianty přihnojené KAL-0 a BC-220, přičemž u půdy Žamberk byla klíčivost u KAL-0 v prvních 3 měřeních značně nižší než u BC-220, ale ke konci experimentu se obě varianty srovnaly, zatímco u půdy Cítov měly podobnou klíčivost po dobu celého experimentu. Varianty přihnojené BC-320, měli také zpomalenou klíčivost oproti ostatním variantám ale ne tak významně jako KAL-0 a BC-220. Nejmenšího zpomalení klíčivosti dosáhla varianta BC-520 na půdě Žamberk, zatímco na půdě Cítov měly varianty BC-

520 a BC-420 podobné výsledky. U půdy Cítov došlo k pomalému klíčení salátů přihnojených kalem upraveným při BC-620, ale konečná klíčivost byla podobná jako u kalů BC-420 a BC-520, podobně to bylo i u půdy Žamberk, kde bylo zpomalení oproti BC-520 ještě větší. U salátů přihnojených kaly upravenými při 220 °C a 320 °C, není zřejmý žádný efekt přítomnosti škůdců na klíčivost ani na klíčivost v čase.

Graf 26. Výsledky klíčivosti v čase u půdy Cítov



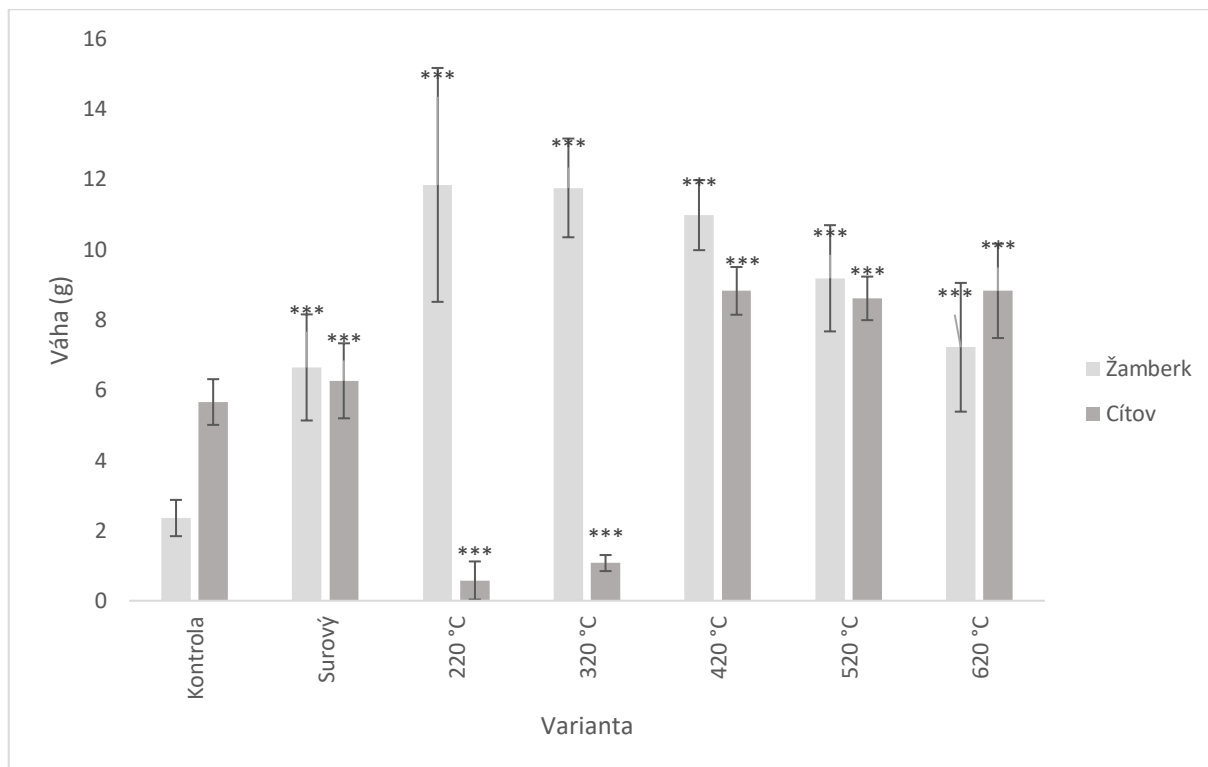
Graf znázorňuje naměřené hodnoty klíčivosti u salátu při použití půdy Cítov, chybové úsečky znázorňují směrodatnou odchylku, statisticky byly soubory vyhodnoceny chi square testem ve srovnání s kontrolou, soubory přičemž statisticky významné od kontroly jsou pouze soubory označené *, ** nebo *** kdy * pro $p = 0,05$, ** pro $p = 0,01$ a *** pro $p = 0,001$

5.6.2 Růst rostlin

Nejlépeších výsledků ve výsadbovém experimentu dosáhl salát pěstovaný na půdě Žamberk, přihnojený BC-220, u něhož saláty dosáhly čerstvé váhy 11,8 g. Podobné hodnoty dosáhl i salát pěstovaný s přihnojením BC-320 na té samé půdě; dále pak výnosy salátů postupně klesaly u salátů přihnojených BC-620 byly výnosy čerstvé hmoty pouze 7,2 g, což je stále významně lepší než u kontroly (2,3 g) a u varianty přihnojené KAL-0. U druhé půdy byly výsledky významně zkresleny přítomností larev smutnice *Bradysia spp* ve všech miskách u koncentrací 220 °C a 320 °C, což způsobilo, že tyto dvě varianty dopadly velmi špatně. U ostatních misek se přítomnost smutnic nijak neprojevila, ale výsledky u salátů pěstované na této půdě byly i tak rozdílné, než na druhé půdě. Půda Cítov měla významně lepší výnosy čerstvé hmoty (5,6 g) u kontroly oproti půdě Žamberk (2,3 g) a zároveň dosáhla velice podobných výsledků salátů přihnojených surovým kalem. Výsledky pro BC-220 a BC-320 byly bohužel u verze s půdou Cítov zničeny, ale u BC-420, BC-520 a BC-620, kde je možné porovnat výsledky

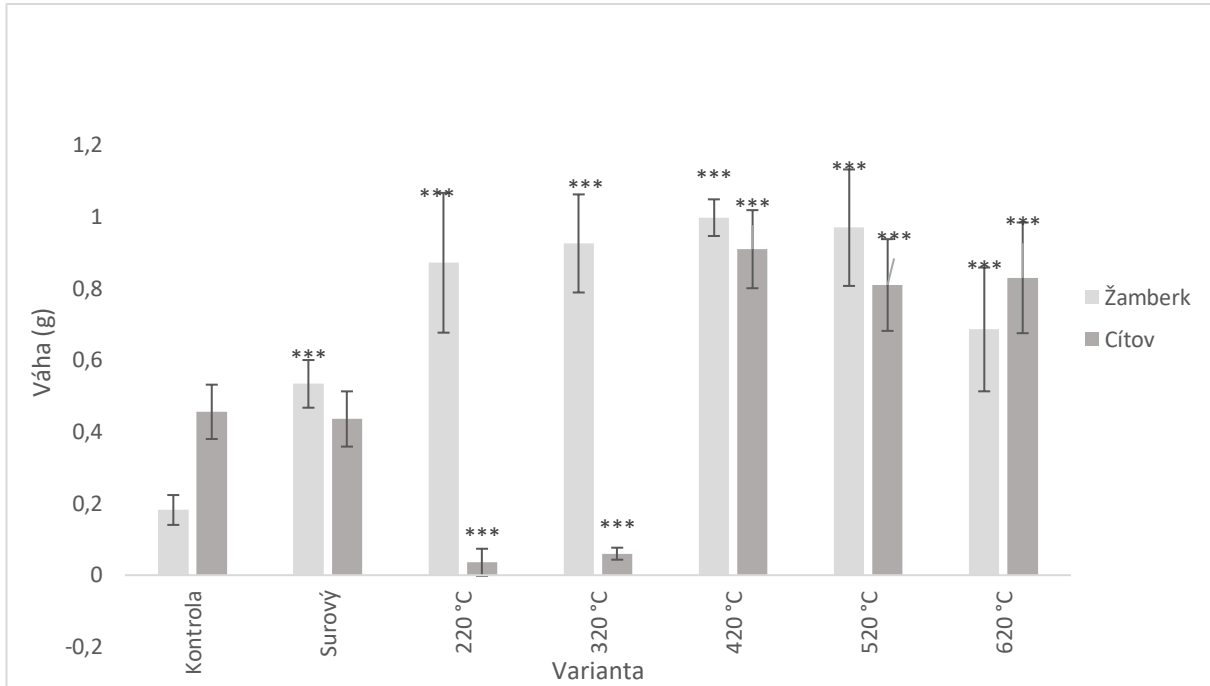
u obou variant lze u půdy Žamberk pozorovat snižování výnosů čerstvé půdy spolu se zvyšováním se teploty pyrolýzy 11 g u BC-420, 9 g u BC-520 a 7 g u BC-620, naproti tomu u salátu v půdě Cítov jsou výsledky stabilní 8,8 g u BC-420, 8,6 g u BC-520 a 8,8 u BC-620.

Graf 27. Průměrná čerstvá hmotnost rostlin



Graf znázorňuje průměrnou čerstvou váhu salátu v jedné misce, chybové úsečky znázorňují směrodatnou odchylku, statisticky byly soubory vyhodnoceny jednofaktorovým ANOVA testem a následné vyhodnocení bylo uděláno pomocí Scheffého metody. Přičemž statisticky významné od kontroly jsou pouze soubory označené *, ** nebo *** kdy * pro $p = 0,05$, ** pro $p = 0,01$ a *** pro $p = 0,001$

Graf 28. Průměrná hmotnost rostlin po vysušení



Graf znázorňuje průměrnou váhu salátu v jedné misce po vysušení, chybové úsečky znázorňují směrodatnou odchylku, statisticky byly soubory vyhodnoceny jednofaktorovým ANOVA testem a následné vyhodnocení pomocí bylo uděláno Scheffého metody. Přičemž statisticky významné od kontroly jsou pouze soubory označené *, ** nebo *** kdy * pro $p = 0,05$, ** pro $p = 0,01$ a *** pro $p = 0,001$

6 Diskuze

Vliv kalů na rostliny je poměrně komplexní problém, který je značně ovlivněn testovanými rostlinami, i původem a zpracováním daného kalu. V provedených testech klíčivosti se vyhodnocovaly 3 charakteristiky: klíčivost, délka kořenů a délka hypokotylu / prýtu. Cílem těchto testů bylo komplexní vyhodnocení vlivu kalu na počáteční růst rostliny a porovnání s vlivem kalů upravených pyrolýzou. Tento test byl proveden na výluzích z kalů v laboratoři. Druhou částí byl poté růstový experiment, při kterém se pracovalo přímo s aplikací kalů do půdy, přičemž cílem bylo zjistit vliv aplikace různě upravených kalů na klíčivost rostlin v čase a na následný růst daných rostlin.

6.1 Vliv úpravy na klíčivost

EC50 klíčivosti u hořčice šla určit pouze u surového kalu (43 %) a kalu upraveného při 220 °C (57 %). U ostatních rostlin a kalů nebyla inhibice klíčivosti větší než 50 %. Hořčice byla jednoznačně nejcitlivější na vliv kalů u klíčivosti i ostatních znaků. Hořčice se označuje jako jedna z citlivějších rostlin, přičemž za citlivější se považuje pouze řeřicha, která se často k určení vlivu kalů používá (Oleszczuk 2009), ale jsou i případy, kdy je tomu jinak (Oleszczuk a Hollert 2011). V mé práci se salát ukázal jako citlivější než kukuřice a jílek. U kukuřice byl negativní vliv kalů na klíčivost velmi malý. Podle mých výsledků byl nejmenší index klíčivosti 93 % u KAL-0 při 100 % dávce, která měla u ostatních rostlin nejhorší vliv na všechny charakteristiky včetně klíčivosti, tudíž by se dalo říct, že negativní vliv na klíčivost byl minimální, což u kukuřice zaznamenala i řada jiných autorů se surovými kaly (Akkajit 2016) i pyrolýzou upravenými kaly (Free a kol. 2008; Abrego a kol. 2015). Srovnání testovaného kalu s literaturou je nejednoznačné, vzhledem k široké škále testovaných kalů lze v literatuře nalézt kaly s horšími i lepšími vlivy na klíčivost, ale mnou testovaný kal se řadí spíše mezi ty s lepšími výsledky. Oleszczuk (2008) zaznamenal u řeřichy testované při dávce 24 % kalů, na čtyřech různých kalcích snížení klíčivosti ve srovnání s kontrolou u prvního kalu o 0 %, u druhého o 20 %, u třetího o 100 % a u posledního o 100 % (při mém měření bylo snížení klíčivosti ve srovnání s kontrolou 17,5 % při dávce 25 % KAL-0 u hořčice). Wong a kol. (2001) zaznamenali při testování klíčivosti u čínské zeli u 4 různých kalů (100 % dávka) klíčivost 78,3 %, 76,5 %, 73,3 % a 78,3 %. Oleszczuk a Hollert (2011) u dvou různých kalů při 12 % dávce kalu zaznamenali snížení klíčivosti ve srovnání s kontrolou u hořčice o 20 % u prvního kalu a 90 % u druhého (u mého měření jsem zaznamenal 3 % inhibice hořčice u 12,5 % KAL-0) a při stejné dávce snížení klíčivosti ve srovnání s kontrolou o 10 % a 40 % u řeřichy. Mañas a De Las Heras (2018) naměřili snížení klíčivosti ve srovnání s kontrolou o 71,9 % u řeřichy a - 8,5 % u salátu při 10 % dávce kalu (u KAL-0 při dávce 12,5 % bylo snížení klíčivosti ve srovnání s kontrolou 5 % u salátu a 3 % a hořčice při mém měření). Oleszczuk (2009) naměřil klíčivost 11 % a 89 % u 2 kalů při dávce kalu 6 % u hořčice (u dávky 6,25 % KAL-0 u hořčice byla klíčivost 89 % při mém měření). Důvodem, proč testovaný kal dopadl relativně lépe, než ostatní kaly může být obsah škodlivých látek v kalu. Kal-0 měl pH 7,1 což je průměrná hodnota ve srovnání s kaly, které použili Oleszczuk, Hollert (2011), kde bylo pH 6,1 a 7,6 a s kalem použitým Mañas a De Las Heras (2018) u kterého bylo pH 6,99, naopak kaly použité Wong a kol. (2001) jsou o

něco zásaditější pH 8,73, 8,38, 8,57 a 8,59. KAL-0 má o něco vyšší elektrickou vodivost (3730 $\mu\text{S}/\text{cm}$) ve srovnání s kaly použitými Wong a kol. (2001) (3060 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 1330 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 690 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 900 $\mu\text{S}/\text{cm}$) a Mañas a De Las Heras (2018) (3100 $\mu\text{S}/\text{cm}$) a má podobné množství organické hmoty (66 %) jako kal použitý Mañas a De Las Heras (2018) (68,5 %). Literatura zmiňuje množství látek přítomných v kalech, které mohou ovlivňovat inhibici klíčivosti, kterými jsou ethylen (Wollan a kol. 1978), ethylenoxid, alifatické kyseliny s krátkým řetězcem, fenolické sloučeniny (Walter a kol. 2006), obsah N, nehydrolyzovatelný dusík, kyanidy, biogenní aminy, bis(2-ethylhexyl)-ftalát, nonylfenoly (Ramírez a kol. 2008), Cd, či Pb (Fuentes a kol. 2005). Množství studií se shoduje na významném vlivu amoniaku v kalu na jeho vliv na klíčivost rostlin (Wollan a kol. 1978; Walter a kol. 2006; Ramírez a kol. 2008; Fuentes a kol. 2005). Podle Ramirez a kol. (2007) by úprava tepelným sušením neměla snižovat negativní vliv kalů na klíčivost. Vliv může mít také rozdílný způsob měření klíčivosti, protože většina uvedených studií byla provedena s přidáním kalů do půdy, na rozdíl od testů klíčivosti na vodných výluzích, které jsem dělal v mé práci.

Podle výsledků testů u výluhů i v půdě má pyrolýza na vliv kalů na klíčivost pozitivní vliv. Na rozdíl od kalů s nižší teplotou úpravy většinou nebyly klíčivosti všech rostlin a koncentrací u BC-320 a kalů upravených při vyšších teplotách, statisticky významně rozdílné oproti kontrole a pokud ano, tak rozdíly zde byly velmi malé. Pyrolýza tedy významně ovlivňuje vliv kalů na klíčivost. U BC-320 byly s výjimkou 100 % koncentrace výluhu u hořčice naměřeny hodnoty, které nebyly statisticky významně rozdílné oproti kontrole a u kalů upravených při vyšších teplotách byly výsledky ještě lepší, přestože mezi BC-420, BC-520 a BC-620 nejsou významné rozdíly. Pozitivní efekt pyrolýzy na klíčivost lze vysvětlit mnoha způsoby. Pyrolýza snižuje mobilitu těžkých kovů a jejich dostupnost rostlinami (Yuan a kol. 2015). Také zmenšuje množství PAU v kalech a působí rozklad organických škodlivin (Paz-Ferreiro a kol. 2018). Při teplotách 300 °C a vyšších se snižuje množství N (Yuan a kol. 2015; Hossain a kol. 2011), o jehož vlivu na klíčivost se některé studie zmiňují (Ramírez a kol. 2008). Především ale má významný vliv na rozklad amoniaku v kalech, a to ve vysoké míře. Podle Yuan a kol. (2015) surový kal který obsahoval 11700 mg/kg amoniaku, při úpravě pyrolýzou při 300 °C obsahoval 2170 mg/kg, při 400 °C 230,5 mg/kg, při 500 °C 20,8 mg/kg a při 600 °C 17,6 mg/kg. Všechny zmíněné efekty se zvětšují se stoupající teplotou.

6.2 Vliv úpravy na kořeny a hypokotyl/prýt

Vzhledem k určení vlivu kalu na rostlinu se zdá být nejcennějším znakem délka kořenů, která je sice náročná na měření, ale z ostatních znaků dává nejpřesnější a nejcitlivější údaje. Nejméně citlivým, a také nejméně pracným znakem na zjištění je klíčivost, která dává pouze základní přehled (Oleszczuk, Hollert 2011) o vlivu kalu na rostlinu. Délka kořenů byla podobně jako u klíčivosti nejcitlivějším znakem u hořčice KAL-0 způsobil jednoznačně největší inhibici kořene, u 0,5 % koncentrace byla naměřena inhibice 59,38 %, což znamená, že zde nejsem schopný určit koncentraci EC50. Jinak EC50 šla určit pro BC-220 (1,37 %), BC-320 (43 %) a BC-420 (63 %) u hořčice, u salátu pro surový (23 %) a 220 °C (19 %) a u jílku pro surový (43 %) a 220 °C (46 %), ostatní kaly a rostliny měly inhibici kořene menší než 50 % při všech koncentracích. Ve srovnání s literaturou měl KAL-0 u hořčice spíše horší výsledky. Oleszczuk

(2008), který měřil snížení délky kořene u hořčice při dávkách kalu 1 %, 3 % a 6 % u dvou různých kalů, zaznamenal snížení délky kořene oproti kontrole 10 % u 1 % koncentrace kalu, 20 % u 3 % koncentrace kalu a 60 % u 6 % koncentrace kalu u prvního kalu a u druhého kalu snížení délky kořene oproti kontrole 20 % u 1 % koncentrace, 40 % u 3 % koncentrace a 60 % u 6 % koncentrace. Při mém měření to bylo snížení délky kořene oproti kontrole o 89 % u 6,25 % koncentrace, snížení délky kořene oproti kontrole o 85 % u 3,125 % koncentrace a snížení délky kořene oproti kontrole o 64 % koncentrace 1 %, což jsou o něco horší výsledky, než zaznamenal Oleszczuk (2008), ale zároveň lepší výsledky ve srovnání s Adamcová a kol. (2016), kdy byla u dávky 10 % kalů naměřena inhibice 95 % a 80 % u dvou různých kalů. U salátu měl KAL-0 trochu lepší vliv na délku kořenů, než jaký zaznamenali Mañas a De Las Heras (2018), kdy při koncentracích kalu 10 %, 3 %, 1 %, byla naměřená inhibice 61 % (koncentrace 10 %), 63 % (koncentrace 3 %) a 17 % (koncentrace 1 %), zatímco při mém měření to bylo 49 %, 25 % a 24 % u dávek 12,5 %, 3,125 % a 1 %. Poněkud rozdílné výsledky oproti ostatním rostlinám byly zaznamenány u kukuřice, kdy byla inhibice kořene i ostatních znaků velmi malá i při 100 % koncentraci surového kalu a při nižších koncentracích surového kalu dosáhla velmi vysokých stimulačních výsledků. Obecně u většiny koncentrací a úprav kalů byl efekt u kukuřice na všechny charakteristiky spíše pozitivní, což bylo zaznamenáno i u jílku, ale zatímco u jílku byl negativní efekt především u kalů upravených při nižších teplotách, u kukuřice se zdá být spíše nahodilý. Nejlepších stimulačních výsledků dosáhla kukuřice u surového kalu a naopak nejhorších u kalu upraveného při 520 °C. Většina studií u kukuřice nenalezla negativní vliv kalů, spíše pozitivní u surového kalu (Akkajit 2016) i pyrolyzovaných kalů (Free a kol. 2008; Abrego a kol. 2015). U kukuřice nebylo možné naměřit žádné EC 50 dávky s výjimkou vedlejších kořenů. U všech rostlin (salát, hořčice, jílek kukuřice) byl hypokotyl/prýt postižen méně než kořeny, což souhlasí s tím, co uvádí literatura a v několika případech došlo ve srovnání s kontrolou k stimulaci i přestože u kořenů došlo k inhibici. K tomu došlo u každé rostliny v několika případech, u hořčice k tomu došlo u 7 koncentrací, všechny u kalů pyrolyzovaných při teplotách 420 °C a vyšších, podobně tomu bylo i u salátu. U jílku k tomu došlo u 11 koncentrací, převážně u kalů pyrolyzovaných při teplotách 320 °C a nižších a u kukuřice u 9 a hlavně při vysokých teplotách. Tento efekt zaznamenal (Mañas a De Las Heras 2018) u salátu. Tento efekt byl zaznamenán pouze u vyšších teplot pyrolýzy kalu, což by mohlo znamenat, že při pyrolýze při vyšších teplotách mohou vznikat látky, které by způsobovaly tento stimulační efekt nebo dochází k velmi malému uvolňování živin, které stimulují růst. U kukuřice, která nebyla tolik citlivá k negativním vlivům kalu se stimulace růstu prýtu projevila nejvíce u KAL- 0, podobně u jílku se stimulace u nižších koncentrací 25 % a méně projevovала nejvíce u KAL- 0 a BC – 220. Tato stimulace růstu hypokotyly/prýtu i ve chvíli kdy došlo ke zkrácení kořenů by mohla být také vysvětlena přítomností hormonů v kalu. Pyrolýza měla na růst kořenů většinou pozitivní vliv, který je nejlépe zaznamenanatelný u hořčice. Všechny rostliny dosáhly nejhorších výsledků u KAL-0 a u BC-220 (kromě kukuřice). Jílek dosáhl negativních efektů pouze u těchto kalů (a vysokých koncentracích BC-320) a jinak většina naměřených výsledků byla neutrální nebo stimulační. Kromě jílku a kukuřice měla většina kalů negativní efekt na růst kořenů, opak byl spíše výjimkou, projevil se pouze u 1 % koncentrace BC-320 u hořčice, či u salátu při koncentracích 12,5 % a 3,125 % u BC-620, podobné výsledky lze najít i v literatuře, např. Oleszczuk (2008) a dalo by se to vysvětlit efektem hormone, tedy příznivém

působení mírného stresu z toxických látek. Na většinu rostlin měla tedy pyrolytická úprava kalu pozitivní dopad, v závislosti na teplotě by se dala rozdělit na několik skupin. KAL-0 a BC-220, kde byla u většiny rostlin výrazná inhibice, BC-420 BC-520 BC-620 u kterých byla inhibice většinou nejméně výrazná a mezi kterými nebyly většinou významné rozdíly a BC-320, který byl mezi těmito skupinami. Při teplotě 220 °C se u většiny rostlin zdálo, že takto upravený kal je stále poměrně významně problematický. Významná změna začínala až u BC-320 a poté se dále zvětšovala se stoupající teplotou, což zřejmě souvisí s tím, že většina efektů pyrolýzy je výraznější spolu se stoupající teplotou. Podle mého měření měly výluhy z kalů upravených při 220 °C a 320 °C nižší pH než výluh ze surového kalu, což se částečně shoduje s literaturou, kdy se literatura shoduje, že pH stoupá s teplotou (Yuan a kol. 2015; Zielińska a kol. 2015; Méndez a kol. 2013), ale podle Hossain a kol. (2011) je produkt pyrolýzy při nižších teplotách (300 °C, 400 °C) kyselý a podle Zielińska a kol. (2015) je produkt pyrolýzy při teplotách kolem 500 °C neutrální. Nižší pH u BC-220 a BC-320 by mohlo vysvětlit jejich vyšší inhibici ve srovnání s kaly upravenými při vyšších teplotách, mezi kterými velké rozdíly nejsou. Kromě toho v některých případech, jako třeba u salátu, byla při koncentracích 25 % - 3,125 % největší inhibice u BC-220. Všechny tyto efekty by mohly být vlivem samotného pH, či vlivem pH na těžké kovy či jiné látky, které inhibici způsobují. Snížení inhibice kořenů u kalů upravených pyrolýzou může souviset se sníženou mobilitou těžkých kovů, snížení množství PAU a snížení jejich toxicity, či snížení organických polutantů.

6.3 Vliv aplikace kalů do půdy na klíčení a následný růst

Výsledky výsadbového pokusu u salátu byly odlišné od testů klíčivosti. Výnosy čerstvé hmoty po 35. dnech byly velmi rozdílné v závislosti na půdě, což se shoduje s Oleszczuk a Hollert (2011), kteří uvádějí, že na efekt kalů má velký vliv půda. Během experimentu došlo u fluvizemě (Cítov, pH 7,9) k rozšíření larev smutnice *Bradysia* spp, což vedlo ke znehodnocení výsledků u variant přihnojených kaly upravenými při BC-220 a BC-320. Larvy byly nalezeny ve všech opakováních těchto dvou variant a v žádné jiné misce ani variantě nalezeny nebyly. Kambizem (Žamberk, pH 5,2), měla jednoznačně horší vliv na výnosy kontroly (2,3 g čerstvé hmoty na misku) než fluvizemě (Cítov, pH 7,9) (5,6 g čerstvé hmoty na misku). Přesto bylo u obou dosaženo téměř stejných výnosů varianty přihnojené surovým kalem, přičemž oba výsledky byly lepší než u kontroly (6,6 g Žamberk a 6,2 g Cítov). Kaly jsou bohatým zdrojem dusíku i dalších prvků a mají množství pozitivních funkcí na půdu, takže podobný efekt se dal očekávat a množství studií se shoduje na zvýšení výnosů u různých rostlin po aplikaci kalů. Ale výnosy varianty přihnojené BC-220 jsou ještě výrazně vyšší u Kambizemě (11,8 g na misku), varianta přihnojená BC-220 u fluvizemě byla zničena smutnicemi. U kambizemě dosáhla varianta přihnojená BC-320 podobných výsledků jako předchozí varianta, ale poté se zvyšující teplotou výnosy klesaly, ale všechny měly lepší výsledky než surový kal. To by naznačovalo, že varianty s KAL-0 měly na rostliny inhibiční efekt. Negativní efekt KAL-0 byl zaznamenán i u testů klíčivosti z výluhu kalů a aplikovaná dávka (2 %) byla vysoká. Dobré výsledky u BC-220 a BC-320, pravděpodobně souvisí se snížením negativních účinků kalu na rostliny se zvyšující se teplotou pyrolýzy. Zároveň jak bylo řečeno kaly obsahují množství živin především dusík, takže jejich přidání mohlo způsobit větší výnosy u těchto variant. Klesající výnosy čerstvé hmoty u kambizemě (Žamberk, pH 5,2) u variant s vyšší teplotou úpravy (BC-420, BC-

520, BC-620) by mohly být způsobeny klesajícím množstvím dusíku při zvyšování teploty pyrolýzy ve výsledném kalu (Yuan a kol. 2015; Hossain a kol. 2011; Kos 2016). Při měření Yuan a kol. 2015 klesl obsah N z původního obsahu 52,6 g/kg na 37,9 g/kg při teplotě pyrolýzy 400 °C na 18,5 g/kg při teplotě pyrolýzy 500 °C a na 14,6 g/kg při teplotě pyrolýzy 600 °C.

7 Závěr

Používání čistírenských kalů je významnou otázkou z hlediska udržitelného zemědělství a zároveň významnou otázkou z hlediska ekologie. Kaly jsou z hlediska svého složení potenciálně cennou komoditou k zemědělskému využití, ale zároveň s sebou nesou řadu potencionálních rizik.

Kal použitý v mé práci odpovídá legislativním požadavkům pro aplikaci kalů do půdy a ve srovnání s monitorovanými kaly v České republice a zahraničí obsahuje spíše méně rizikových prvků a látek. Nicméně vliv jeho výluhů na sledované rostliny byl v mnoha případech vysoce negativní. U citlivých rostlin, ze kterých je nejvhodnějším příkladem hořčice měl kal vysoce negativní efekt na její růst i při velice nízkých koncentracích. Při 2 % aplikaci do půdy způsobil u salátu značné zpomalení a snížení klíčivosti ve srovnání s kontrolou a stejně tak snížení konečného výnosu rostlin ve srovnání s aplikací pyrolyzovaných kalů.

Vliv kalů byl značně ovlivněn testovanou rostlinou, z nichž nejcitlivější byla hořčice, poté salát, jílek byl méně citlivý a nejméně citlivá byla kukuřice. Zatímco hořčice byla ovlivněna i při minimálních dávkách, kukuřice prakticky nebyla ovlivněna vůbec.

Pyrolýza měla z hlediska vlivu výsledných produktů na růst rostlin jednoznačně pozitivní efekt. Což bylo možné sledovat u všech charakteristik a u všech rostlin s výjimkou kukuřice, kde ani surový kal neměl významný negativní efekt.

Teplota úpravy pyrolýzou byla klíčovým faktorem pro snížení negativních vlivů na rostliny. Úprava kalu při teplotě 220 °C sice měla viditelný pozitivní efekt na růst, ale u citlivějších rostlin byl takto upravený kal stále značně problematický. Kaly upravené při pyrolýze za teplot 320 °C a 420 °C, nevykazovaly prakticky žádné negativní efekty s výjimkou vysokých koncentrací výluhů u kořenů hořčice. Snížení negativních efektů u těchto teplot ve srovnání s nižšími bylo značné. Při vyšších teplotách (520 °C a 620 °C) dále docházelo ke snižování negativních efektů, ale zdaleka ne tak výraznému a u méně citlivých rostlin prakticky nulovému.

Pyrolýza významně ovlivňuje složení výsledného produktu, zatímco surové čistírenské kaly jsou bohatým zdrojem dusíku, jeho podíl klesá se stoupající teplotou pyrolýzy a u vysokých teplot zůstává pouze malá část. Pyrolýza dále značně ovlivňuje pH a konduktivitu výsledného produktu. Pro použití kalu jako dusíkatého hnojiva je tedy nevhodné ho upravovat pyrolýzou při vysokých teplotách. Kal je zároveň bohatý na fosfor a jiné prvky, jejichž obsah se pyrolýzou nesnižuje.

8 Literatura

- Abrego J, Atienza-Martínez M, Gimeno JR, Aibar J, Quilez D, Gloria G. 2015. Phytotoxicity of sewage sludge biochars prepared at different pyrolysis conditions. Pages 948-953 in Obernberger I, Baxter D, Grassi A, Helm P, editors. Papers of the 23rd european biomass conference: setting the course for a biomased economy. Vienna.
- Adamcová D, Vaverková MD, Břoušková E. 2016. The toxicity of two types of sewage sludge from wastewater treatment plant for plants. *Journal of Ecological Engineering* **17**:33-37.
- Akkajit P, Nuamkongman W. 2016. Seed Germination and Growth Parameters of *Zea mays* L. as Influenced by Municipal Solid Waste Incineration Fly Ash (MSWIFA) and Sewage Sludge (SS) Amended Soil. *Applied Environmental Research* **38**:43.
- Angin I, Yaganoglu, A. 2011. Effects of sewage sludge application on some physical and chemical properties of a soil affected by wind erosion. *J. Agr. Sci. Tech.* **13**:757-768.
- Antolín MC, Pascual I, García C, Polo A, Sánchez-Díaz M. 2005. Growth, yield and solute content of barley in soils treated with sewage sludge under semiarid Mediterranean conditions. *Field Crops Research* **94**:224-237.
- Bindzar J, Janda V, Jeníček Růžičková I, Strnadová N. 2010. *Základy úpravy a čištění vod*. VŠCHT. Praha.
- Clapp CE, Stark SA, Clay DE, Larson WE. 1986. Sewage sludge organic matter and soil properties. Pages 209-253 in Chen Y, Avnimelech Y, editors. *The Role of Organic Matter in Modern Agriculture. Developments in Plant and Soil Sciences*. vol 25. Springer, Dordrecht.
- ČSÚ. 2018. Produkce kalů v ČOV a způsob jejich zneškodnění. Český statistický úřad Available from <https://www.czso.cz/csu/czso/3-zivotni-prostredi-zdsbcjzyh9> (accessed february 2020).
- De Las Heras J, Mañas P, Labrador J. 2005. Effects of several applications of digested sewage sludge on soil and plants. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering* **40**:437-451.
- Di Salvatore M, Carafa AM, Carratù G. 2008. Assessment of heavy metals phytotoxicity using seed germination and root elongation tests: A comparison of two growth substrates. *Chemosphere* **73**:1461-1464.
- Dong X, Guan T, Li G, Lin Q, Zhao X. 2016. Long-term effects of biochar amount on the content and composition of organic matter in soil aggregates under field conditions. *Journal of Soils and Sediments* **16**:1481-1497.
- ECO trend Research centre s.r.o. 2015. Optimalizace nakládání s kaly z komunálních čistíren odpadních vod. Ministerstvo životního prostředí. Available from [https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/projekty_po8_opzp_2007_2013/\\$FILE/OO-DP-Oddil_I_1_Analyticka%20cast-20160810.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/projekty_po8_opzp_2007_2013/$FILE/OO-DP-Oddil_I_1_Analyticka%20cast-20160810.pdf) (accessed February 2020).
- Eunomia. 2018. Final Implementation Report for Directive 86/278/EEC on Sewage Sludge: 2013 – 2015. Eunomia Research. Available from https://ec.europa.eu/environment/archives/waste/reporting/pdf/Final_Implementation_Re

port_2013_2015_Sewage_Sludge.pdf(accessed february 2020).

- Faria WM, Figueiredo CC de, Coser TR, Vale AT, Schneider BG. 2018. Is sewage sludge biochar capable of replacing inorganic fertilizers for corn production? Evidence from a two-year field experiment. *Archives of Agronomy and Soil Science* **64**:505-519.
- Fathi Dokht H, Movahedi Naeini SA, Dordipour E, De Jong LW, Hezarjaribi E. 2017. Effects of sewage sludge and its biochar on soybean yield in fine-textured loess soil. *Environmental Health Engineering and Management* **4**:81-91.
- Free HF, McGill CR, Hedley MJ. 2010. The effect of biochars on maize (*Zea mays*) germination. *New Zealand Journal of Agricultural Research* **53**:1-4.
- Fuentes A, Lloréns M, Sáez J, Aguilar MI, Pérez-Marín AB, Ortuño JF, Meseguer VF. 2006. Ecotoxicity, phytotoxicity and extractability of heavy metals from different stabilised sewage sludges. *Environmental Pollution* **143**:355-360.
- Gascó G, Cely P, Paz-Ferreiro J, Plaza C, Méndez A. 2016. Relation between biochar properties and effects on seed germination and plant development. *Biological Agriculture and Horticulture* **32**:237-247.
- Gheorghe S, Vasile GG, Stoica C, Lazar MN, Lucaciu I, Banciu A. 2016. Phytotoxicity tests applied on sewage sludge resulted from urban wastewater treatment plants. *Revista de Chimie* **67**:1469-1473 .
- Gondek K, Mierzwa-Hersztek M. 2017. Effect of thermal conversion of municipal sewage sludge on the content of Cu, Cd, Pb and Zn and phytotoxicity of biochars. *Journal of Elementology* **22**:427-435.
- Grabowski K, Głowacka-Gil A, Grzegorzczak S, Grabowska K. 2015. Utility values of extensive lawns fertilized with sewage sludge. *Polish Journal of Environmental Studies* **24**:1959-1968.
- Groda B, Vítěz T, Machala M, Foller J, Surýnek D, Musil J. 2007. Čištění odpadních vod jako nástroj k ochraně životního prostředí v zemědělské praxi a na venkově. eagri.cz, Brno. Available from http://eagri.cz/public/web/file/26962/cistení_odpadnich_vod.pdf (accessed february 2020).
- Gwenzi W, Muzava M, Mapanda F, Tauro TP. 2016. Comparative short-term effects of sewage sludge and its biochar on soil properties, maize growth and uptake of nutrients on a tropical clay soil in Zimbabwe. *Journal of Integrative Agriculture* **15**:1395-1406.
- Hoffman TC, Zitomer DH, McNamara PJ. 2016. Pyrolysis of wastewater biosolids significantly reduces estrogenicity. *Journal of Hazardous Materials* **317**:579-584.
- Hossain MK, Strezov V, Nelson PF. 2015. Comparative Assessment of the Effect of Wastewater Sludge Biochar on Growth, Yield and Metal Bioaccumulation of Cherry Tomato. *Pedosphere* **25**:680-685.
- Hossain MK, Strezov Vladimir V, Chan KY, Ziolkowski A, Nelson PF. 2011. Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. *Journal of Environmental Management* **92**:223-228.
- Houhou J, Lartiges BS, Montarges-Pelletier E, Sieliechi J, Ghanbaja J, Kohler A. 2009. Sources, nature, and fate of heavy metal-bearing particles in the sewer system. *Science of the Total Environment* **407**:6052-6062.

- Hussein AHA. 2009. Impact of sewage sludge as organic manure on some soil properties, growth, yield and nutrient contents of cucumber crop. *Journal of Applied Sciences* **9**:1401-1411.
- IRZ. 2007. Polycyklické aromatické uhlovodíky. Ministerstvo životního prostředí, Praha Available from https://www.irz.cz/dokumenty/irz/metody_mereni/ovzdusi/polycyklicke_aromaticke_uhlovodiky.pdf (accessed february 2020).
- Kabirinejad S, Hoodaji M. 2012. The effects of biosolid application on soil chemical properties and Zea mays nutrition. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture* **1**:4.
- Kos M. 2016. Použití pyrolýzy k produkci hnojiva z čistírenských kalů. CPGA. Available from http://www.cpga.cz/files/prednasky/1603_Kos_Pyrolyza_hnojiva_fulltext.pdf
- Külling D, Stadelmann F, Herter U. 2001. Sewage sludge - fertilizer or waste? Page UKWIR conference Brussels.
- Kuraš M. 2014. Odpady a jejich zpracování. Chrudim: Vodní zdroje Ekomonitor.
- Kutil J, Dohányos M. 2005. Efektivní využití a likvidace čistírenských kalů. *Biom.cz*. Available from <https://biom.cz/cz/odborne-clanky/efektivni-vyuziti-a-likvidace-cistirenskych-kalu-2> (accessed february 2020).
- Mañas P, De las Heras J. 2018. Phytotoxicity test applied to sewage sludge using *Lactuca sativa* L. and *Lepidium sativum* L. seeds. *International Journal of Environmental Science and Technology* **40**:437-451.
- Mazen A, Faheed FA, Ahmed AF. 2010. Study of potential impacts of using sewage sludge in the amendment of desert reclaimed soil on wheat and jews mallow plants. *Brazilian Archives of Biology and Technology* **53**:917-930.
- Méndez A, Gómez A, Paz-Ferreiro J, Gascó G. 2012. Effects of sewage sludge biochar on plant metal availability after application to a Mediterranean soil. *Chemosphere* **89**:1354-1359.
- Méndez A, Terradillos M, Gascó G. 2013. Physicochemical and agronomic properties of biochar from sewage sludge pyrolysed at different temperatures. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* **102**:124-130.
- Mierzwa-Hersztek M, Gondek K, Klimkowicz-Pawlas A, Baran A, Bajda T. 2018. Sewage sludge biochars management—Ecotoxicity, mobility of heavy metals, and soil microbial biomass. *Environmental Toxicology and Chemistry* **37**:1197-1207.
- Ministerstvo životního prostředí. 2016. VYHLÁŠKA ze dne 19. prosince 2016 o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady a změně vyhlášky č. 341/2008 Sb., o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady a o změně vyhlášky č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady (vyhláška o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady). Česká republika.

- Ministerstvo životního prostředí. 1997. Metodický návod ke stanovení ekotoxicity odpadů. Ministerstvo životního prostředí, Praha. Available from [https://www.mzp.cz/web/edice.nsf/390334EFF595E8B9C1256FC000440F3C/\\$file/Z_12_ekotoxicita.html](https://www.mzp.cz/web/edice.nsf/390334EFF595E8B9C1256FC000440F3C/$file/Z_12_ekotoxicita.html) (accessed february 2020).
- Ojeda G, Alcañiz JM, Le Bissonnais Y. 2008. Differences in aggregate stability due to various sewage sludge treatments on a Mediterranean calcareous soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **125**:48-56.
- Ojeda G, Alcaniz JM, Ortiz O. 2003. Runoff and losses by erosion in soils amended with sewage sludge. *Land Degradation and Development* **14**:563-573.
- Oleszczuk P. 2008. Phytotoxicity of municipal sewage sludge composts related to physico-chemical properties, PAHs and heavy metals. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **69**:496-505.
- Oleszczuk P. 2010. Toxicity of light soil fertilized by sewage sludge or compost in relation to PAHs content. *Water, Air, and Soil Pollution* **210**:347-356.
- Oleszczuk P, Hollert H. 2011. Comparison of sewage sludge toxicity to plants and invertebrates in three different soils. *Chemosphere* **83**:502-509.
- Paz-Ferreiro J, Gascó G, Gutiérrez B, Méndez A. 2012. Soil biochemical activities and the geometric mean of enzyme activities after application of sewage sludge and sewage sludge biochar to soil. *Biology and Fertility of Soils* **48**:511-517.
- Paz-Ferreiro J, Nieto A, Méndez A, Askeland MPJ, Gascó G. 2018. Biochar from biosolids pyrolysis: A review. *International journal of environmental research and public health* **15**:956
- Pellegrini M, Saccani C, Bianchini A, Bonfiglioli L. 2016. Sewage sludge management in Europe: a critical analysis of data quality. *International Journal of Environment and Waste Management* **18**:226.
- Phoungthong K, Zhang H, Shao LM, He PJ. 2018. Leaching characteristics and phytotoxic effects of sewage sludge biochar. *Journal of Material Cycles and Waste Management* **20**:2089-2099.
- Poláková Š, Kubík L, Prášková L, Houček J, Malý S, Fiala J, Daňková R. 2018. Kontrola a monitoring cizorodých látek v potravních řetězcích. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno. Available from <http://eagri.cz/public/web/file/580591/KMCL2017.pdf> (accessed february 2020).
- Pošta J. 2005. Čistírny odpadních vod. Česká zemědělská univerzita, Technická fakulta. Praha.
- Ramírez WA, Domene X, Andrés P, Alcañiz JM. 2008a. Phytotoxic effects of sewage sludge extracts on the germination of three plant species. *Ecotoxicology* **17**:834-844.
- Ramírez WA, Domene X, Ortiz O, Alcañiz JM. 2008b. Toxic effects of digested, composted and thermally-dried sewage sludge on three plants. *Bioresource Technology* **99**:7168-7175 .
- Roskosh A, Heidecke P. 2018. Sewage Sludge disposal in the federal republic of Germany. German Environmental Agency. Available from <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/190116>

- _uba_fb_klaerschlamme_engl_bf.pdf (accessed february 2020).
- Ross JJ, Zitomer DH, Miller TR, Weirich CA, McNamara PJ. 2016. Emerging investigators series: Pyrolysis removes common microconstituents triclocarban, triclosan, and nonylphenol from biosolids. *Environmental Science: Water Research and Technology* **2**:282-289.
- Scientific Committee on Food. 2002. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons – Occurrence in foods, dietary exposure and health effects. European Commission. Available from https://ec.europa.eu/food/sites/food/files/safety/docs/sci-com_scf_out154_en.pdf (accessed february 2020).
- Singh RP, Agrawal M. 2007. Effects of sewage sludge amendment on heavy metal accumulation and consequent responses of *Beta vulgaris* plants. *Chemosphere* **67**:2229-2240.
- Singh RP, Agrawal M. 2008. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Management* **28**:347-358.
- Smreczak B, Maliszewska-Kordybach B. 2003. Seeds germination and root growth of selected plants in PAH contaminated soil. *Page Fresenius Environmental Bulletin* **12**:946-949.
- Sönmez F, Bozkurt AM. 2006. Lettuce grown on calcareous soils benefit from sewage sludge. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-soil and Plant Science - ACTA AGR SCAND SECT B-SOIL* **56**:17-24
- Song XD, Xue XY, Chen DZ, He PJ, Dai XH. 2014. Application of biochar from sewage sludge to plant cultivation: Influence of pyrolysis temperature and biochar-to-soil ratio on yield and heavy metal accumulation. *Chemosphere* **109**:213-220.
- Sousa AATC, Figueiredo CC. 2016. Sewage sludge biochar: Effects on soil fertility and growth of radish. *Biological Agriculture and Horticulture* **32**:127-138.
- Stevens JL, Northcott GL, Stern GA, Tomy GT, Jones KC. 2003. PAHs, PCBs, PCNs, organochlorine pesticides, synthetic musks, and polychlorinated n-alkanes in U.K. sewage sludge: Survey results and implications. *Environmental Science and Technology*. **37**:462–467
- Szymańska G, Sulewska H, Śmiatacz K. 2016. Response of Maize (*Zea mays* L.) Grown for Grain After the Application of Sewage Sludge. *Journal of Central European Agriculture* **17**:139-153.
- Tamoutsidis E, Papadopoulos I, Tokatlidis I, Zotis S, Mavropoulos T. 2002. Wet sewage sludge application effect on soil properties and element content of leaf and root vegetables. *Journal of Plant Nutrition* **25**:1941-1955.
- Thornton I et al. 2001. Pollutants in urban waste water and sewage sludge. Page European Commission.
- UMEG. 2001. Organic Contaminants In Sewage Sludge for Agricultural use. UMEG Center for Environmental Measurements, Environmental Inventories and Product Safety. Available from https://ec.europa.eu/environment/archives/waste/sludge/pdf/organics_in_sludge.pdf

- Veeresh H, Tripathy S, Chaudhuri D, Ghosh BC, Hart BR, Powell MA. 2003. Changes in physical and chemical properties of three soil types in India as a result of amendment with fly ash and sewage sludge. *Environmental Geology* **43**:513-520.
- Walter I, Martínez F, Cala V. 2006. Heavy metal speciation and phytotoxic effects of three representative sewage sludges for agricultural uses. *Environmental Pollution* **139**:507-514 .
- Waqas M, Khan S, Qing H, Reid BJ, Chao C. 2014. The effects of sewage sludge and sewage sludge biochar on PAHs and potentially toxic element bioaccumulation in *Cucumis sativa* L. *Chemosphere* **105**:53-61.
- WHO. 2003. Polychlorinated Biphenyls: Human health aspect. World Health Organization, Geneva. Available from <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/42640/9241530553.pdf> (accessed february 2020).
- Wollan E, Davis RD, Jenner S. 1978. Effects of sewage sludge on seed germination. *Environmental Pollution (1970)* **17**:195-205.
- Wong JWC, Li K, Fang K, Su DC. 2001. Toxicity evaluation of sewage sludges in Hong Kong. *Environment International* **27**:373-380.
- Wong MH, Cheung YH, Cheung CL. 1983. The effects of ammonia and ethylene oxide in animal manure and sewage sludge on the seed germination and root elongation of *Brassica parachinensis*. *Environmental Pollution. Series A, Ecological and Biological* **30**:109-123.
- You J, Sun L, Liu X, Hu X, Xu Q. 2019. Effects of sewage sludge biochar on soil characteristics and crop yield in loamy sand soil. *Polish Journal of Environmental Studies* **28**:2973-2980.
- Yuan H, Lu T, Huang H, Zhao D, Kobayashi N, Chen Y. 2015. Influence of pyrolysis temperature on physical and chemical properties of biochar made from sewage sludge. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* **112**:284-289.
- Zhou D, Liu D, Gao F, Li M, Luo X. 2017. Effects of biochar-derived sewage sludge on heavy metal adsorption and immobilization in soils. *International Journal of Environmental Research and Public Health* **14**:681.
- Zielińska A, Oleszczuk P, Charmas B, Skubiszewska-Zięba J, Pasieczna-Patkowska S. 2015. Effect of sewage sludge properties on the biochar characteristic. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* **112**:201-213.