

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Vliv aplikace čistírenského kalu na odběr dusíku rychle
rostoucími dřevinami**

Diplomová práce

Martina Slanařová

Technologie zpracování a využití odpadů

prof. Ing. Pavel Tlustoš, CSc.

© 2020 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci Vliv aplikace čistírenského kalu na odběr dusíku rychle rostoucími dřevinami jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 24.7.2020

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala prof. Ing. Pavlu Tlustošovi, CSc. za odborné vedení diplomové práce, za připomínky a za ochotu i po čase celého studia.

Vliv aplikace organických hnojiv na tvorbu biomasy a odběr dusíku rychle rostoucími dřevinami

Souhrn

Cílem práce bylo posouzení vlivu hnojení čistírenskými kaly na výnos biomasy a odběr dusíku klony rychle rostoucích dřevin. Tato diplomová práce a její výsledky vycházejí z dlouhodobého pokusu, který probíhal v lokalitě Podlesí nedaleko kovohutě Příbram. Na testovaném pozemku byly v dubnu 2008 vysázeny klony vrby, (*Salix schwerinii* × *Salix viminalis*) × *S. viminalis*) hybrid Tordis (S1) a klon *Salix* × *smithiana* neboli klon S-218 (S2) a klony topolů *Populus maximowiczii* × *Populus nigra* J-105, také známý jako Max-4 (P1) a také *P. nigra* klon Wolterson (P2). Na část klonů byly aplikovány čistírenské kaly v letech 2008, 2012 a 2016. V letech 2014, 2016 a 2018 došlo ke sklizni a následnému zpracování vzorků. Tento pokus byl původně založen pro studii fytoextrakčních vlastností rychle rostoucích dřevin, protože byly klony vysazeny do kontaminované půdy rizikovými prvky (Cd, Pb a Zn).

V kapitole metodika jsou popsány jednotlivé vlastnosti klonů vrb a topolů, jejich výsadba a sklizeň. Přehled klimatických podmínek v období, kdy probíhal pokus. Obsahy živin v čistírenských kálech aplikovaných na testovaný pozemek. Dále byly v metodice popsány laboratorní postupy a výpočty výnosu, odběru dusíku a efektivita využití dusíku.

V kapitole výsledky byly popsány tabulky s výnosem biomasy jednotlivých klonů, koncentrace dusíku, odběry dusíku klony, celkové výnosy a odběry a efektivita využití dusíku z čistírenského kalu. Dále byly v této části zpracovány grafy, které vyhodnocují vliv čistírenského kalu na jednotlivé klony odděleně.

První hypotéza předpokládala, že hnojení čistírenským kalem má vliv na odběr dusíku rychle rostoucích dřevin od odběru dřevinami pěstovanými na nehnojené variantě. Druhá hypotéza předpokládala, že odběr dusíku rychle rostoucími dřevinami bude v jednotlivých letech kolísat v závislosti na tvorbě biomasy.

První hypotéza byla potvrzena jen částečně. Statisticky významný rozdíl v odběru dusíku byl prokázán pouze u klonů S1 a P1. U klonu S1 mělo hnojení čistírenským kalem pozitivní vliv v letech sklizně 2014, 2016. U klonu P1 měla aplikace kalu v roce 2016 vliv negativní a projevila se jak na nižším odběru dusíku, tak menším nárůstem biomasy oproti kontrolní variantě. U klonů S2 a P2 nebyl mezi odběry dusíku na hnojené a nehnojené variantě statisticky významný rozdíl.

Druhá hypotéza se zcela potvrdila u všech testovaných klonů, ve všech letech sklizně. Nejvyššího nárůstu biomasy a zároveň odběru dusíku dosáhl klon S2. Celkové pořadí klonů ve výnosu biomasy a odběru dusíku bylo následující S2>P1>S1> P2.

Klíčová slova: čistírenský kal, vrba, topol, dusík, fytoremediace

Effect of application of organic fertilizers on biomass production and nitrogen uptake by fast growing trees

Summary

The aim of the work was to assess the effect of sewage sludge fertilization on biomass yield and nitrogen uptake by clones of fast-growing woody plants. This diploma thesis and its results are based on a long-term experiment that took place in the Podlesí locality near the Příbram metalworks. Clones of willow, (*Salix schwerinii* × *Salix viminalis*) × *S. viminalis* hybrid Tordis (S1) and clone *Salix* × *smithiana* or clone S-218 (S2) and poplar clones *Populus maximowiczii* × *Populus nigra* were planted on the tested plot in April 2008. J-105, also known as Max-4 (P1) and also *P. nigra* clone Wolterson (P2). Sewage sludge was applied to some of the clones in 2008, 2012 and 2016. In 2014, 2016 and 2018, samples were harvested and subsequently processed. This experiment was originally established to study the phytoextraction properties of fast-growing trees because the clones were planted in contaminated soil with risk elements (Cd, Pb and Zn).

The methodology chapter describes the individual properties of willow and poplar clones, their planting and harvesting. An overview of climatic conditions during the experiment. Nutrient contents in sewage sludge applied to the tested plot. Furthermore, the methodology described laboratory procedures and calculations of yield, nitrogen uptake and efficiency of nitrogen utilization.

The results chapter described the tables with the biomass yield of individual clones, nitrogen concentrations, nitrogen samples by clones, total yields and samples and the efficiency of nitrogen utilization from sewage sludge. Furthermore, graphs were prepared in this part, which evaluate the effect of sewage sludge on individual clones separately.

The first hypothesis assumed that sewage sludge fertilization has an effect on the nitrogen uptake of fast-growing woody plants from the collection of woody plants grown on the unfertilized variant. The second hypothesis assumed that nitrogen uptake by fast-growing woody plants will fluctuate in individual years depending on the production of biomass.

The first hypothesis was only partially confirmed. A statistically significant difference in nitrogen uptake was demonstrated only for clones S1 and P1. In the case of clone S1, fertilization with sewage sludge had a positive effect in the 2014, 2016 harvest. For clones S2 and P2, there was no statistically significant difference between nitrogen samples on the fertilized and non-fertilized variants.

The second hypothesis was completely confirmed in all tested clones, in all years of harvest. Clone S2 achieved the highest increase in biomass and at the same time nitrogen uptake. The overall order of the clones in biomass yield and nitrogen uptake was followed by S2 > P1 > S1 > P2.

Keywords: sewage sludge, willow, poplar, nitrogen, phytoremediation

Obsah

1 Úvod	8
2 Vědecká hypotéza a cíle práce	9
3 Literární rešerše	10
3.1 Odpadní materiály v zemědělství	10
3.2 Čistírenské kalý	11
3.2.1.1 Složení a vlastnosti čistírenských kalů.....	12
3.2.2 Legislativa týkající se čistírenských kalů	14
3.2.3 Využití čistírenských kalů	15
3.2.3.1 Přímá aplikace	15
3.2.3.2 Kompostování.....	15
3.2.3.3 Rekultivace	16
3.2.3.4 Spalování.....	16
3.2.3.5 Bilance nakládání evropských států s čistírenským kalem.....	16
3.3 Rostlinné živiny	19
3.4 Dusík	19
3.4.1 Dusík v půdě	19
3.4.1.1 Biologická fixace atmosférického dusíku.....	20
3.4.1.2 Mineralizace organických dusíkatých látek - Amonizace	21
3.4.1.3 Nitrifikace.....	21
3.4.1.4 Imobilizace dusíku	22
3.4.2 Ztráty dusíku	22
3.4.2.1 Denitrifikace	22
3.4.2.2 Volatizace	23
3.4.2.3 Vyplavování a eroze.....	23
3.4.3 Dusík v rostlině	24
3.4.3.1 Příjem rostlinou	24
3.4.3.2 Funkce dusíku v rostlině.....	24
3.4.3.3 Nedostatek dusíku.....	25
3.4.3.4 Nadbytek dusíku	25
3.4.3.5 Další faktory ovlivňující příjem dusíku.....	26
3.5 Rychle rostoucí dřeviny	26
3.5.1 Technologie pěstování rychlerostoucích dřevin	27
3.5.2 Legislativní rámec pěstování rychle rostoucích dřevin	28
3.5.3 Nároky rychle rostoucích dřevin na živiny.....	29
3.5.4 Biologická charakteristika dřevin.....	30

3.5.4.1	Topol <i>Populus</i>	30
3.5.4.2	Vrba <i>Salix</i>	31
3.6	Fytoremediace	31
4	Metodika	34
4.1	Polní pokus	34
4.2	Průběh počasí	35
4.3	Aplikace čistírenského kalu	35
4.4	Výsadba a sortiment dřevin	36
4.4.1	Charakteristika vybraných klonů vrb a topolů.....	36
4.4.1.1	Vrba hybrid Tordis (<i>[Salix schwerinii × Salix viminalis] × S. viminalis</i>)....	36
4.4.1.2	Vrba <i>Salix × smithiana</i> klon S-218	36
4.4.1.3	Topol klon J-105 Max- 4	37
4.4.1.4	Topol klon Wolterson.....	37
4.5	Skližeň a laboratorní zpracování vzorků	37
4.5.1	Stanovení obsahu dusíku	38
4.5.2	Hodnocení výnosu biomasy.....	38
4.5.3	Stanovení odběru dusíku rychle rostoucími stromy.....	39
4.5.4	Efektivita využití („znovuzískání“) dusíku (Recovery Efficiency - RE-N)39	
5	Výsledky	40
5.1	Výnos biomasy rychle rostoucích dřevin.....	40
5.2	Koncentrace dusíku v rychle rostoucích dřevinách	41
5.3	Odběr dusíku rychle rostoucích dřevin.....	41
5.3.1	Grafické vyhodnocení vlivu čistírenského kalu na jednotlivé klony	42
5.4	Efektivita využití dusíku	44
6	Diskuze	45
6.1	Účinky čistírenského kalu na rychle rostoucí dřeviny	45
6.2	Dávka dusíku kg ha rok	46
6.3	Výnos biomasy rychle rostoucích dřevin.....	47
6.4	Koncentrace dusíku v rychle rostoucích dřevin.....	48
6.5	Odběr dusíku rychle rostoucích dřevin.....	48
6.6	Efektivita využití dusíku	49
7	Závěr	50
8	Literatura.....	51
9	Samostatné přílohy	I

1 Úvod

V České republice se rychle rostoucí dřeviny dostávají do popředí zájmu. Pěstují a sklízí se jako energetické plodiny. Jejich produktem je dřevní biomasa využitelná jako palivo nebo průmyslová surovina. Mezi nejvyužívanější rychle rostoucí dřeviny (RRD) patří rody *Salix* spp. a *Populus* spp. Největší výhodou RRD je krátká doba odmytí a hmotový přírůstek významně převyšuje hmotové přírůstky ostatních dřevin. Rychle rostoucí dřeviny mohou být pěstovány na volné zemědělské půdě, zejména na svazích, na zaplavovaných půdách nebo na kontaminovaných půdách. Na kontaminovaných půdách rizikovými prvky se rychle rostoucí dřeviny osvědčily svými fytoextrakčními schopnostmi. Fytoextrakce je technologie při níž rostliny akumulují kontaminanty ve svých pletivech, a tak je odstraňují z půdy. Zároveň v těchto často zdevastovaných krajinách přináší RRD estetické zlepšení, snižují větrnou a vodní erozi a mají pozitivní vliv na biodiverzitu.

Při pěstování rychle rostoucích dřevin je možné dosáhnout vyšší rentability využití přebytku místních zdrojů ve formě čistírenských kalů. Čistírenské kaly jsou nevyhnutelným vedlejším produktem procesů čištění odpadních vod. Spolu s rostoucím průmyslem a zemědělstvím se každoročně zvyšuje produkce čistírenských kalů. Použití čistírenského kalu jako hnojiva v rostlinné produkci poskytuje nezbytné živiny pro správný růst a vývoj rostlin a zároveň snižuje ekonomické a environmentální aspekty spalování nebo skladování kalu. Pro bezpečnou produkci je však třeba před aplikací kalu pečlivě posoudit všechny vlastnosti půdy a kvalitu čistírenských kalů. Při aplikaci kalu záleží velmi na složení.

Dusík je v kalech obsažen jak ve formě minerální, tak organické, jeho koncentrace je ovlivněna způsobem ošetření kalu a manipulací při nakládání. Minerální dusík je obsažen ve formě amonné (90 %), jeho koncentrace může klesnout vlivem volatizace. Organický dusík je vázán na pevné části kalů.

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Při sledování fytoextrakčních schopností rychle rostoucích dřevin dochází nejen k postupnému odstraňování rizikových prvků z půdy, ale i odběru živin, které je potřeba v delším časovém intervalu nahradit.

Cílem práce bylo tedy posouzení vlivu hnojení čistírenskými kaly na výnos biomasy a odběr dusíku klony rychle rostoucích dřevin.

Byla proto navržena vědecká hypotéza:

Předpokládáme, že hnojení čistírenským kalem má vliv na odběr dusíku rychle rostoucími dřevinami od odběru rostlinami pěstovanými na nehnojené variantě.

Dále předpokládáme, že odběr dusíku rychle rostoucími dřevinami bude v jednotlivých letech kolísat v závislosti na tvorbě biomasy.

3 Literární rešerše

3.1 Odpadní materiály v zemědělství

Obecně můžeme říci, že v minulosti neexistoval pojem jako zemědělský odpad, protože zemědělská výroba byla organizována jako bezodpadové hospodářství. Rostlinné zbytky a zvířecí fekálie, které se dále zpracovávaly a využívaly jako krmivo pro zvířata nebo hnojivo, se nepovažovaly za odpad. Půda sloužila jako médium pro pěstování krmiva pro zvířata a následně jejich exkrementy se vracely do půdy ve formě hnojiva. Bylo tak docíleno uzavřeného koloběhu látek. V současnosti je většina velkých podniků a velkochovů vybudována bez vazby na půdu, a proto se na exkrementy a rostlinné zbytky pohlíží jako na odpad (Váňa, 2002).

Udržitelný rozvoj zemědělství je jednou ze zásadních priorit společné zemědělské politiky Evropské unie. V mezích této priority je především využívání obnovitelných zdrojů v zemědělství. Mezi obnovitelné zdroje lze zařadit i některé odpady ze zemědělství. Základními cíli odpadové politiky Evropské unie je zamezení vzniku odpadů, minimalizace ukládání odpadů na skládky a znovuvyužití odpadů a s tím spojená recyklace (Budňáková, 2005).

Zemědělská recyklace organických odpadů umožňuje prospěšné využívání nezbytných rostlinných živin pro zachování výnosu půdy, organických látek a zlepšování fyzikálně-chemických vlastností půdy. Nedochází tak k vyplavování potřebných živin a erozi půdy, zvyšuje se množství organického uhlíku a dalších makroprvků. Jejich zemědělské využití přispívá k rozvoji oběhové ekonomiky živin. Například recyklace organických odpadů v zemědělství šetří omezené zdroje fosfátů, čímž podporuje cíl udržitelné výroby potravin. Zemědělské využití komunálního a průmyslového odpadu je regulováno za účelem ochrany lidského zdraví a životního prostředí. V některých jurisdikcích však mohou být upravené zbytky pocházející ze směsných odpadních toků, jako je kompost nebo digestáty z mechanicky segregovaného biologicky rozložitelného komunálního odpadu, považovány za nevhodné pro zemědělské použití, a to navzdory potenciálnímu dosažení relativně podobných standardů (Smith, 2015; Smil, 2000).

Pochopení základních agronomických vlastností různých druhů organických odpadních materiálů aplikovaných na půdu je nezbytné pro jejich vhodné dávkování a použití správné agrotechniky. Musí brát v úvahu nejen ztráty fosfátů a vyluhování dusičnanů, ale také vztahy mezi vlastnostmi odpadu a půdy a možnými denitrifikačními mechanismy a produkcí oxidu dusného jako možného zdroje emisí skleníkových plynů. Přežívání infekčních mikroorganismů, důsledky dlouhodobé akumulace potenciálních toxických prvků v půdě a organických kontaminantů a potenciálních emisí zápachu pro potravinový řetězec a životní prostředí (Gutser et al., 2005).

V České republice se zabývá nakládáním s odpady Plán odpadového hospodářství. V tomto plánu je jednou z priorit využití odpadů, které vykazují určitý obsah organické hmoty, nebo mohou sloužit jako zlepšující materiál na zemědělskou půdu (Budňáková, 2005).

Odpadní materiály v zemědělství se mohou dělit do tří kategorií. Jedná se o odpady z chovu zvířat neboli organická hnojiva. Do těchto řadíme hnůj, močůvku, hnojůvku a kejdu.

Další jsou odpady ze zemědělské činnosti, kam patří sláma, posklizňové zbytky, digestát a kompost. Do třetí kategorie patří odpady z průmyslové činnosti, které můžeme dále rozdělit na organické materiály a minerální látky. Mezi organické materiály patří kompost, čistírenský kal, rybniční a říční sedimenty a lihovarské výpalky. Do minerálních látek náleží popel, energosádra a vápenný prach (Adriano, 2001). Budňáková (2005) mezi odpadní materiály v zemědělství řadí i masokostní a kostní moučky.

Zda se jedná o odpad, hnojivo či surovinu k výrobě hnojiva, rozhoduje složení dané látky. Látka může splňovat jakostní znaky odpovídající určité normě, nebo může být certifikovaná. Z pohledu legislativy jde o zákon č. 308/2000 Sb. „o hnojivech“, vyhlášku č. 474/2000 Sb. „o stanovení požadavku na hnojiva“ a vyhlášku č. 377/2013 Sb. „o skladování a používání hnojiv“. Zákon č. 308/2000 Sb. „o hnojivech“ jasně definuje pojmy například: hnojivo, substrát a pomocná látka. V tomto zákoně jsou také charakterizované podmínky registrace nových hnojiv. Ve vyhlášce č. 474/2000 Sb. „o stanovení požadavku na hnojiva“ je stanoven obsah rizikových prvků ve statkových hnojivech. Pokud látka nesplňuje dané normy pro hnojivo je charakterizována jako odpad, režim jejího využití upravuje zákon č. 185/2001 Sb. „o odpadech“ (Váňa, 2002; MŽP, 2018).

3.2 Čistírenské kaly

Kal z čistíren odpadních vod je definován jako jakýkoli pevný nebo polotuhý zbytek vzniklý během procesu čištění komunálních odpadních vod a průmyslových odpadních vod (Gobelak, 2019). Werle (2019) definuje kal z čistíren odpadních vod jako finální pevnou složku vzniklou při čištění odpadních vod. Podle Samešové (2012) jde o složitou suspenzi tuhých anorganických a organických látek a koloidů, které se oddělily v průběhu procesu čištění z odpadních vod.

Čistírenské kaly lze podle Adriano (2001) zařadit do kategorie odpadů z průmyslové činnosti, konkrétně do skupiny organické látky.

Čistírenské kaly obsahují základní živiny, stopové prvky, ale i různé toxické chemické látky či patogenní mikroorganismy. V kalech je zkoncentrováno okolo 50 až 80 % původního znečištění odpadních vod. Podle toho, kde kaly v čistírně odpadních vod (ČOV) vznikají, se dělí na kal primární a sekundární. Primární kal obsahuje usaditelné látky obsažené v odpadní vodě (kal z primárních usazovacích nádrží), má zpravidla zrnitou strukturu, sušina se pohybuje v rozmezí 2 až 50 g.l⁻¹ (Samešová, 2012). Sekundární kal (přebytečný) je tvořen směsí mikroorganismů a usaditelných látek z biologického stupně ČOV. Tento kal se odvádí z dosazovacích nádrží, jeho struktura je vločkovitá. Složení kalu ovlivňuje způsob čištění a vstupní odpadní voda. Primární a sekundární kal se označuje jako tzv. surový. Surový kal je mikrobiálně stále aktivní, může obsahovat patogenní mikroorganismy, celkový obsah organických látek v sušině je okolo 70 %. Stabilizací se rozložitelné organické látky odbourají, kal se může odvodnit a považuje se za zdravotně nezávadný. Stabilizace kalů se prováděla v minulosti hlavně aerobní, na kalových polích, postupně se na ČOV zavedla anaerobní stabilizace kalů. Methanizace, kdy je výsledným produktem bioplyn a stabilizovaný kal.

Methanizace je v EU nejrozšířenějším procesem stabilizace kalů, při které se využije 40 % organických látek přítomných v surovém kalu (Gray, 2005).

Stabilizace kalů nemusí bezpodmínečně znamenat i hygienizaci, i ve stabilizovaném kalu mohou být přítomny patogenní mikroorganismy. V některých velkých čistírnách se společným zpracováním bioodpadů a kalů je primární a přebytečný kal hygienizovaný už před anaerobním vyhníváním, např. ČOV Budapešť-jih, kde se využívá anaerobní vyhnílý kal spolu s bioodpadem na výrobu elektřiny (Samešová, 2012).

3.2.1.1 Složení a vlastnosti čistírenských kalů

Použití čistírenského kalu jako hnojiva v rostlinné produkci poskytuje nezbytné živiny pro správný růst a vývoj rostlin. Aplikace čistírenských kalů nebo kompostových směsí s kalem do půdy používaným pro rostlinnou výrobu je významné z hlediska obsahu uhlíku a zásobování organickou hmotou (30-50 %), v čistírenských kalech je jí 2x více než v chlévském hnoji (Fytily a Zabaniotou, 2008; Singh a Agrawal, 2008). Složení čistírenských kalů především ovlivňuje technologie čistírny odpadních vod, průběh procesu ošetření kalů a složení odpadní vody.

Kal obvykle obsahuje vyšší koncentrace Ca a Mg než ve statkových hnojivech, ale obsah K je nízký (Singh a Agrawal, 2008). Zvýšení organické hmoty může zlepšit fyzickou stránku (zadržování vody, strukturu půdy, infiltraci vody, pórovitost) a chemické vlastnosti půdy (vyšší kapacitu kationtové výměny, pH (Sayigh, 2012). Tabulka č. 2 znázorňuje rozdíly obsahů živin, které byly naměřeny v 6 různých kalech. Dusík je v kalech obsažen jak ve formě minerální, tak organické, jeho koncentrace je ovlivněna způsobem ošetření kalu a manipulací při nakládání. Minerální dusík je obsažen ve formě amonné (90 %), jeho koncentrace může klesnout vlivem volatizace. Organický dusík je vázán na pevné části kalů (Černý, 2009).

Tabulka č. 1 - Obsahy živin v čistírenských kalech přepočtené na sušinu kalu

Zdroj: Černý et al. (2009)

Živina	1)	2)	3)	4)	5)	6)
N (%)	3,3	2,8	4,8	2,8	2,2	3,7
P (%)	2,5	1,6	2,2	0,8	1,7	2,2
K (%)	0,4	0,3	0,2	0,4	0,47	0,6
Ca (%)	4,9	3,5	3,1	5,7	x	3
Mg (%)	X	0,5	0,4	2,3	x	0,8
Fe (%)	1,3	x	x	1,5	x	x
Mn (mg/kg)	x	321	x	270	226	x
Zn (mg/kg)	1202	1819	705	1807	731	800
Cu (mg/kg)	741	652	511	270	205	263
Ni (mg/kg)	42,7	90	22	64	<25	39,2
Mo (mg/kg)	9,2	12,7	8,2	x	x	x

Důležitým hlediskem při aplikaci kalu na půdu je obsah toxických látek a s tím i spojená zdravotní rizika. Zdravotní rizika je možné rozdělit do dvou okruhů. První jsou rizika pro člověka, zvířata a rostliny v kalu přítomných patogenních a potenciálně patogenních organismů (*Salmonella senftenberg* W775, *E. coli*). Tyto organismy mohou být rezistentní a infekční (Dohányos, 2006). Před aplikací kalu, musí kal splňovat normy určené vyhláškou č. 200/2019 Sb.

Tabulka č.2 - Mikrobiologická kritéria pro použití kalů na zemědělské půdě

Zdroj: Zákon 185/2001Sb. o odpadech, příloha č. 4 k vyhlášce č. 200/2019 Sb.

Kategorie kalů	termotolerantní koliformní bakterie	enterokoky	<i>Salmonella</i> sp.
1*	$< 10^3$	$< 10^3$	negativní nález
2**	$10^3 - 10^6$	$10^3 - 10^6$	nestanovuje se

*Kategorie I – kaly, které je možno obecně aplikovat na půdy využívané v zemědělství při dodržení ostatních ustanovení této vyhlášky

**Kategorie II – kaly, které je možno aplikovat na zemědělské půdy určené k pěstování plodin a na půdy na kterých se nejméně 3 roky po použití čistírenských kalů nebude pěstovat polní zeleniny a intenzivně plodící ovocná výsadba, a při dodržení zásad ochrany zdraví při práci a ostatních ustanovení vyhlášky

Do druhého okruhu patří toxicita způsobená akumulací rizikových prvků (Cd, Cu, Hg, Ni, Pb a Zn) a dalších nebezpečných látek v půdě. Mezi cizorodé látky patří organické chlorované látky (PCB, dioxiny aj.), polycyklické aromatické uhlovodíky a dále organické sloučeniny, jako jsou farmaceutika, endokrinní disruptory, chemikálie pro domácnost a další. Půdní aplikace splaškových kalů může vést k transportu látek až dochází ke kontaminaci podzemních vod, studní pitné vody, rybníků a povrchových vod nebo kontaminací potravin z plodin pěstovaných v kalu (Gray, 2005).

Plodiny mohou akumulovat toxické prvky z půd upravených kaly a tam, kde se používají silně kontaminované kaly a nadměrné množství aplikace, mohou rostliny akumulovat fytotoxické koncentrace. Rozsah akumulace se značně liší v závislosti na druhu rostliny a kultivaru; obiloviny a luštěniny hromadí nižší koncentrace než listová zelenina, jako je salát a špenát (Werle, 2019).

Přístupnost pro rostliny v půdě úzce souvisí s hodnotou výměnné půdní reakce a pH půdy. Dostupnost rizikových prvků v půdách klesá v pořadí (Zn + Cd) > (Ni + Cu) > (Pb + Cr). V souvislosti s fyzikálně-chemickými pochody může však po čase docházet ke kumulaci těžkých kovů, proto je třeba jejich koncentraci po aplikaci kalů dlouhodobě sledovat. Bezpečným řešením je snížit koncentraci těžkých kovů v kalech před vstupem do půdy na minimum. V samotných čistírenských kalech je mobilita kovů různá a závisí na mnoha faktorech (vlhkost, pH) (Gray, 2005).

3.2.2 Legislativa týkající se čistírenských kalů

Vznik kalu a nakládání s ním je ošetřeno právními předpisy vodního hospodářství a odpadového hospodářství, zákony a vyhláškami. Zákon č. 185/2001 Sb. „o odpadech“ definuje kal jako odpad, který vzniká při čištění odpadních vod. Také je v něm charakterizován původce kalů, který má povinnost provádět úpravu kalů a stanovit program, kde by měl prokázat splnění podmínek pro možnou aplikaci kalu na zemědělské půdě.

Vyhláška č. 377/2013 Sb., o skladování a způsobu používání hnojiv, je předpisem, který stanovuje způsob hlášení o používání upravených kalů.

Vyhláška č. 437/2016 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě. V této vyhlášce jsou definovány podmínky aplikace kalů na zemědělskou půdu. Mezi důležité podmínky aplikace patří například, že kal musí být zapraven do půdy nejpozději do 48 hodin od rozprostření na půdní blok, dále pak, že na 1 hektar může být použito nejvýše 5 tun sušiny kalů, a to jednou za 3 roky, či že při přímém použití upravených kalů musí být minimální obsah sušiny kalu 4 %. Ve vyhlášce je také stanoveno najakých druzích pozemků může být kal aplikován, aby nedošlo ke kontaminaci spodních vod.

Nakládání s čistírenskými kaly je upraveno směrnicí Evropského parlamentu a rady ze dne 19. listopadu 2008 (2008/98 / ES) o odpadech (nazývaná také rámcová směrnice o odpadech). Podle rámcové směrnice o odpadech se v legislativě a politice související s předcházení vzniku odpadů a nakládání s nimi použije jako prioritní pořadí následující hierarchie odpadů: prevence vzniku odpadů, příprava na opětovné použití, recyklace, jiné procesy obnovy a likvidace. Prevence vzniku odpadních kalů je však nemožná, protože představuje druh odpadu, kterému nelze zabránit. Proto je větší důležitost přikládána dalším prioritám v hierarchii odpadu, tj. přípravě na opětovné použití (včetně organické recyklace a energetického využití) nebo konečnému odstranění (Kacprzak et al., 2019).

Na základě těchto zásad vešel v platnost prostřednictvím směrnice o skládkování (LD) 99/31 / ES (směrnice Rady, 1999) skládkování kapalného i neupraveného odpadu. Ukládání čistírenských kalů na skládky a vody s jasně uvedenými parametry v Evropské unii je zakázáno.

Mezi právní předpisy Evropské unie týkající se problematiky nakládání s odpady také patří směrnice Rady 86/278 / EHS ze dne 12. června 1986 (tzv. Směrnice o čistírenských kalcích) o ochraně životního prostředí, a zejména půdy, což má za následek podstatná omezení pro použití čistírenských kalů v zemědělství. Směrnice definovala maximální přípustné úrovně těžkých kovů (Cd, Cu, Hg, Ni, Pb a Zn) v čistírenských kalcích a maximální množství rizikových prvků, která mohou být zavedena do půdy. Rovněž byly stanoveny nejkratší intervaly mezi použitím čistírenských kalů na jednotlivých typech zemědělských půd a směry používání těchto půd. Tento dokument je nyní více než 30 let starý. Několik evropských zemí zavedlo ve srovnání s EU přísnější požadavky, směrnice a přijaly limity koncentrací jiných těžkých kovů, syntetických organických sloučenin a mikrobiální kontaminace (Kacprzak et al., 2019).

Směrnice 91/689/EHS o nebezpečných odpadech stanovila v roce 1991 pravidla pro nakládání s tímto druhem odpadu, tato směrnice byla nahrazena směrnicí 2008/98/ES o odpadech.

Směrnice 91/271/EHS o čištění odpadních vod, stanovuje normy pro kvalitu odpadních vod. Hlavním článkem směrnice o čištění odpadních vod, který se zabývá kalem, je článek 14,

kde je uvedeno, že "Kdykoli je to vhodné, měl by být kal vznikající při čištění odpadních vod znovu použit. Způsoby zneškodňování musí minimalizovat nepříznivé účinky na životní prostředí." Okrajově se čistírenských kalů a jejich případné aplikace na zemědělskou půdu týká i Směrnice 91/676/EHS o ochraně vod před znečištěním dusičnany neboli tzv. nitrátová směrnice, která se věnuje snížení znečištění vody dusičnany používanými pro zemědělské účely a předcházení dalšímu znečištění. Klade důraz na správnou zemědělskou praxi při aplikaci hnojiv, tudíž se v tomto případě může jednat i o čistírenské kaly.

3.2.3 Využití čistírenských kalů

Vzhledem k obrovské produkci kalů z celého světa je nutné s tímto organickým odpadem nakládat správně. Dvěma hlavními strategiemi pro nakládání s čistírenskými kaly jsou opětovné použití, včetně zemědělství nebo úpravy krajiny, nebo konečné odstranění. Existuje mnoho strategií pro opětovné použití čistírenských kalů, ale také mnoho omezení pro použití dané metody správy. Pokud není možné použít čistírenský kal v regeneračních procesech, měl by být nakonec neutralizován (Werle, 2019). V zemích EU se používá celá řada technologií zpracování kalů z čistíren odpadních vod. Převládající volbou je přímá aplikace v zemědělství následovaná kompostováním (Twardowska, 2004).

3.2.3.1 Přímá aplikace

Obecně se dnes považuje přímá aplikace čistírenských kalů do půdy za jeden z nejvhodnějších způsobů, jak do půdy vrátit organické látky a živiny. Přímé použití čistírenských kalů je vázáno na hygienickou nezávadnost z hlediska obsahu rizikových prvků, jakož i mikroorganismů. Na rozdíl od kompostování a rekultivace, kde jsou kaly aplikovány do půdy ve formě směsí nebo substrátů, které prošly procesem kompostování, u této metody se aplikuje na půdu přímo kal z čistíren odpadních vod, který prošel stabilizací a hygienickým ošetřením (Dohányos, 2006).

Při tomto způsobu zhodnocování kalů platí přísné podmínky pro kvalitu aplikovaného kalu. Aplikovat je možno pouze stabilizovaný a hygienizovaný kal. Většinou se kal aplikuje na půdu až 3 ročně v závislosti na orbě a výsadbě plodin. Obecně se používají tytéž zařízení jako při aplikaci hnoje. (Gray, 2005).

3.2.3.2 Kompostování

Kompostování je řízený proces, při kterém jsou organické látky z kalu biologicky, za aerobních podmínek rozloženy na stabilizovaný materiál, tedy kompost, který se po splnění legislativních podmínek používá na úpravu půdních vlastností (Vaněk, 2007).

Pro výrobu kompostu je vhodný surový i anaerobně stabilizovaný kal, který se odvodňuje na sušinu 18-30 %. Odvodněný kal se mísí s přídatným organickým materiálem z důvodu úpravy složení. Jak přídatný materiál lze využít: piliny, slámu, seno, trávu, kůru, štěpky. Vhodný poměr C / N je 20: 1 až 30: 1. V průběhu kompostování dochází k rozkladu organických látek, konečným produktem rozkladu je biomasa neboli stabilizovaný kompost, H₂O a CO₂. Kompostování je způsob využití biodegradabilních odpadů k výrobě organického hnojiva. Přeměnu organické hmoty odpadů na humusové složky při kompostování zajišťují většinou aerobní mikroorganismy (Dohányos, 2006).

3.2.3.3 Rekultivace

Je to druh krajinného plánování, při kterém dochází k navrácení poškozené nebo úplně zničené země do původního stavu. Jejím hlavním cílem je vytvořit území, které bude co nejlíže původnímu stavu a zmírňovat dopady na životní prostředí změnami fyzických, chemických nebo biologických vlastností. Snahou je vytvořit podmínky pro soběstačný ekosystém, který je biologicky i esteticky přijatelný. Nejčastějšími objekty rekultivace jsou: skládky, kontaminovaná území, lomy, pískovny a doly. Kaly se nejvíce se využívají při vytváření rekultivačních substrátů, kde se mísí s odpadními zeminami, popílkem ze spalování hnědého uhlí a dalšími odpadními látkami. Cílem je vytvoření směsi, která bude vhodným podkladem pro růst rostlin. Tato směs se vytváří kompostováním při kontrole jejího fyzikálních a chemických vlastností. Výsledná směs musí splňovat limity určené zákony o nakládání s odpady a o aplikaci odpadních látek do půdy. Výsledná směs se využívá pouze k rekultivaci ploch, kde se už nikdy nebudou pěstovat zemědělské plodiny (skládky odpadů, rekultivace odkališť) (Sopper, 1993).

3.2.3.4 Spalování

Tato metoda zhodnocování kalů se v dnešní době dostává do popředí. Nároky na čistotu kalu při aplikaci na půdu jsou vysoké, a tak velké množství kalu by skončilo na skládkách. Dalším případem je produkce velkého množství kalu, které není kde skladovat a ani jinak zhodnotit. V těchto případech se spalování jeví jako výhodné řešení těchto problémů.

Spalování čistírenských kalů s energetickým využitím se zdá být ekologicky bezpečnějším způsobem využití splaškových kalů za předpokladu, že bodové emise do ovzduší, půdy a vody z tohoto procesu jsou přiměřeně regulovány. Tato alternativa zabraňuje nebezpečí bodové kontaminaci suchozemského a vodního prostředí, ke kterému dochází při zemědělském použití čistírenských kalů prostřednictvím šíření kontaminantů v rozlehlých oblastech (Sayigh, 2012).

V současné době se používají různé techniky spalování, včetně spalování čistírenských kalů a komunálních odpadů ve specializovaných spalovnách nebo spoluspalování, např. s uhlím v elektrárnách pro výrobu energie (Singh a Agrawal, 2008).

V důsledku toho existuje naléhavá potřeba prozkoumat nízkonákladová, energeticky účinná a udržitelná řešení pro zpracování, správu a budoucí využití čistírenských kalů. Existuje několik tepelných technologií pro využití čistírenských kalů k získání forem energie správným předběžným zpracováním, například torrefakce, což je řízený proces jemné pyrolýzy. Biomasa je zahřívána na 240 – 340°C v anaerobním prostředí, v přítomnosti malého množství kyslíku. Dochází tak ke snížení vlhkosti biomasy. Následně je materiál zpracováván do podoby pelet. Torrefikované pelety mají výhřevnost 22 – 26 MJ kg⁻¹ (Twardowska, 2004).

3.2.3.5 Bilance nakládání evropských států s čistírenským kalem

Tabulka č.3 - Produkce a nakládání s čistírenskými kaly v ČR (2018)

Zdroj: ČSÚ (2018)

Kaly	Způsob využití kalu				
produkované					
v ČOV celkem (t suš)	přímá aplikace a rekultivace	kompostování	skládkování	spalování	jinak
202 358	88 883	64 515	17 728	19 440	11 792

Tabulka č.4 - Produkce a nakládání s čistírenskými kaly ve vybraných evropských státech v roce 2016 (kg suš/osoba)

Zdroj: Eurostat (2020)

Stát	celkem kalu	zemědělství	kompostování	skládky	spalování
Belgie	13,36	2,7	0	0	10,63
Česká republika	21,11	9,73	6,91	2,11	2,36
Německo	21,58	5,14	2,44	0	13,91
Estonsko	13,94	0,08	11,73	2,13	x
Irsko	12,28	9,72	2,1	0,02	0
Řecko	11,11	2	x	3,16	3,56
Francie	12,11	4,48	4,76	0,19	2,23
Chorvatsko	4,24	0,26	0,25	0,46	0
Litva	12,55	1,7	2,93	0,01	0,05
Lotyšsko	14,35	7,31	5,86	1,13	0,05
Srbsko	1,89	x	x	1,85	x
Norsko	23,07	12,55	6,43	3,21	x
Bulharsko	6,38	3,17	0,54	0,96	0
Švédsko	19,43	7,06	5,64	0,31	0,43
Slovensko	10,03	0	4,53	1,45	6
Slovinsko	17,76	0,24	0,19	0,15	2,25
Rumunsko	14,42	1,78	0,09	8,57	0
Polsko	15,39	2,86	0,68	0,4	2,8
Nizozemí	19,15	0	0,25	0,06	18,84
Maďarsko	23,69	2,88	14,13	0,13	6,55
Rakousko	27,35	5,55	5,51	0,01	14,63
Portugalsko	11,52	1,39	x	0,5	x
Albánie	34,11	3,58	x	x	x

Z tabulky č. 6 je patrné, že míra produkce a využívání čistírenského kalu se značně liší. Nejvíce kalu spalují Německo, Rakousko a Nizozemí. Naopak velký podíl ČK je využíván v zemědělství v České republice, Irsku a Norsku. Více jak polovinu produkce ČK je kompostován v Maďarsku.

3.3 Rostlinné živiny

Živiny jsou látky, které organismus přijímá a potřebuje k fungování všech životních funkcí. Rostliny přijímají několik minerálních prvků ve svých iontových formách z půdy nebo z jakéhokoli jiného růstového média pro jejich metabolismus a růst. Některé z těchto prvků jsou nezbytné a nedají se nahradit. Jejich nepřítomnost nebo nízké koncentrace narušují rostlinný metabolismus a růst a vykazují charakteristické příznaky nedostatku, rostlina nemůže dokončit svůj vegetační cyklus. Doposud do této skupiny patří 15 prvků, které je možné rozdělit na makroelementy, mikroelementy a prvky užitečné. Do makroelementů náleží N, P, K, Ca, Mg a S, vyskytují se v rostlinách od několika desetin do desítek procent. Ve skupině mikroelementů s obsahem menším než 0,05 % jsou Fe, Zn, Cu, Mn, B, Mo a Cl. Do skupiny označované jako prvky užitečné patří Na, Al a Si, ale nepotřebují je všechny druhy rostlin (Vaněk, 2007). Podle Naeem et al. (2010) do užitečných prvků patří i Co a Ni.

3.4 Dusík

Dusík má nezastupitelné místo v koloběhu živin v přírodě. Patří mezi nejvýznamější prvky ve všech živých soustavách a velmi ovlivňuje životní prostředí. Nejvíce dusíku se na planetě nachází v litosféře, ale nalézá se také v atmosféře, převážně jako elementární plyný dusík (N₂) (Vaněk, 2007).

3.4.1 Dusík v půdě

Do půdy se dusík dotává posklizňovými zbytky, prostřednictvím fixace mikroorganismy nebo ve formě spadů. Povrchové půdy obecně obsahují 0,03–0,4 % z celkového obsahu N (Muñoz, 2018).

Obsah celkového dusíku v půdě je poměrně stálá hodnota, protože dusík je v rozhodující míře zabudován do organických sloučenin (95 %), které jsou obtížně mikrobiologicky a chemicky rozložitelné. Převážná část dusíku je vázána na aromatická jádra huminových kyselin, fulvokyselin, huminů a dalších složitých organických sloučenin. Organické formy jsou v rostlinných a živočišných zbytcích, v relativně stabilní půdní organické hmotě, nebo v živých půdních organismech, zejména v mikrobech (bakterie, řasy, houby, aktinomycety, prvoci). Tento dusík není rostlinám přímo dostupný, ale některé sloučeniny mohou být mikroorganismy přeměněny na dostupné formy. V rozpustných organických sloučeninách, jako je močovina, která mohou být rostlinám mírně dostupná, může existovat velmi malé množství půdního organického dusíku (Mengel, 2001).

Minerální dusík je v půdě zastoupen pouze 1- 2 % a jsou to zejména dusičnanový a amonný dusík. Právě tyto formy dusíku jsou pro rostliny dobře přijatelné. Z organických forem je dusík přeměňován na minerální formu přístupnou pro rostliny.

Zdrojem dusíku pro rostliny je dusík z minerálních a organických hnojiv, půdní organické hmoty, fixace dusíku symbiotickými a nesymbiotickými bakteriemi a také elektrické výboje v atmosféře. Změny obsahu a formách dusíku v půdě závisí nejen na hnojení, ale i na vlastnostech půdy, které podmiňují mikrobiologické procesy mineralizace a imobilizace dusíku v půdě (Naeem et al., 2010).

Koloběh dusíku v přírodě bez zásahů člověka je poměrně jednoduchý. Elementární plynný dusík se z atmosféry váže do organických a anorganických vazeb a ze zpětného uvolňování z těchto vazeb se opět vrací do atmosféry. Atmosféra je největším rezervoárem plynného dusíku (78 %). Postupně jak se na naší planetě objevily první formy života, dusík se v organismech biologicky vázal (aminokyseliny, bílkoviny, nukleové kyseliny a jiné). To byl hlavní mechanismus přechodu N_2 z atmosféry do vázané formy biosféry. Z biosféry se dusík uvolňuje zpět do atmosféry zejména denitrifikací jako N_2O . Procesy vázání a uvolňování dusíku v jeho koloběhu charakterizuje celou řadu mechanismů podmínovaných činností mikroorganismů.

Mezi nejdůležitější přeměny dusíku v půdě patří: biologická fixace atmosférického dusíku, mineralizace (amonizace), nitrifikace a imobilizace (Mengel, 2001).

3.4.1.1 Biologická fixace atmosférického dusíku

Biologická fixace vzdušného dusíku je přeměna (redukce) plynného N_2 na NH_3 . Fixátory jsou výlučně prokaryotické organismy (např. hlízkové bakterie), vybavené specializovaným enzymem, nitrogenázou. Někteří z fixátorů jsou diazotrofové, tj. jsou schopni využívat jako zdroj dusíku N_2 a současně i půdní zdroje dusíku, zatímco jiné mohou fixovat dusík pouze v symbióze s eukaryotických organismy. Jen málo druhů bakterií a sinic má enzymový aparát, který jim umožňuje N_2 zachytit a použít. Ostatní mikroflóra využívá vázaný dusík, a to buď minerální nebo organický (rostliny výlučně minerální a živočišné organický) (Bruijn, 2015).

Asymbiotické vázání vzdušného dusíku

Vázání plynného atmosférického dusíku mikroorganismy, které volně žijí v půdě se nazývá asymbiotickým vázáním dusíku. Asymbiotické vázání plynného dusíku uskutečňují heterotrofní bakterie a autotrofní sinice, mezi kterými mají největší význam rody bakterií *Azotobacter*, *Clostridium* a sinic *Anabaena* a *Nostoc* (Postgate, 1998).

Symbiotické vázání vzdušného dusíku

Symbiotická fixace vzdušného dusíku závisí na výskytu konkrétních rostlin, s kterými rhizosférní bakterie žijí v symbióze. Přestože prostřednictvím ní se v jednom roce naváže několikanásobně více dusíku než asymbiotickou fixací, průměrné roční obohacení půd o dusík symbiotickou fixací je srovnatelné s asymbiotickou. Někdy je i nižší. Záleží na osevním postupu, jak často se na daný pozemek zařadí pěstování rostlin žijících v symbióze s bakteriemi, které fixují dusík a jakým způsobem jsou tyto rostliny využívány. Při pěstování bobovitých rostlin pro krmné účely, podstatná část z celkového biologicky vázaného N nezůstává v půdě ve formě posklizňových zbytků, ale je odvážena s úrodou, nadzemní biomasou (Bruijn, 2015).

Hlízkovitá symbióza se dá definovat jako soužití hlízkových bakterií a rostlin čeledi *Fabaceae*, *Mimosaceae* a *Caesalpinaceae* s tvorbou hlízek na kořenech. Hlízkové bakterie vytvářejí na kořenech bobovitých rostlin váčky (hlízky) a žijí s nimi v symbióze. Patří do rodu *Rhizobium*. Hlízkové bakterie pronikají z půdy do kořenů bobovitých rostlin přes poškozené buňky epidermis nebo kůry. Dochází tak k infekci kořenových vlásků a tvorby váček (Miles, 1992).

Tvorba váčků je důsledkem infikování cytoplazmy rostlinné buňky rhizóbií, což vyvolává aktivní dělení infikovaných i neinfikovaných sousedních buněk a tím tvorbu základního pletiva váčku. Hlízkové bakterie jsou aerobní, proto vyžadují dobře provzdušněné půdy a dostatek vláhy. Při dobrém provzdušnění půdy se váčky tvoří nejen na podpovrchových kořenech, ale i na kořenech uložených hlouběji. Optimální teplota je 24 - 25°C. Nejvhodnější reakce půdy je neutrální až slabě zásaditá. Sinice fixují vzdušný dusík, ve volném stavu jsou schopné infikovat eukaryotické organismy, vytvářet s nimi symbiózu, přičemž si zachovávají schopnost vázání dusíku. Rhizobia poskytují rostlinám 80 – 98 % dusíku v přijatelné formě. Při vysoké hladině minerálního dusíku využívají rostliny přednostně tuto formu (Miles, 1992; Postgate, 1998).

3.4.1.2 Mineralizace organických dusíkatých látek - Amonizace

Zdrojem organických dusíkatých látek v půdě jsou rostlinné, živočišné a mikrobiální zbytky, humusové látky, minerální a hospodářská organická hnojiva. Dusík, který je v nich vázaný rostliny neumí využít. Působením různých skupin heterotrofních mikroorganismů se tyto látky rozkládají a dusík, který je původně vázán organicky se přeměňuje na minerální formu přístupnou rostlinám.

Podle hlavního konečného produktu amoniaku se tento proces nazývá amonizace. Mineralizace je biologický rozklad organických látek v půdě s průvodním uvolňováním minerálního dusíku v amonné formě. Hnojení, vlastnosti půdy, způsob obrábění a povětrnostní podmínky, podmiňují mikrobiální procesy mineralizace dusíku v půdě. Orba zvyšuje mineralizaci organické hmoty. Mineralizace dusíku postupně klesá s hloubkou půdy (Kirkby a Mengel, 2001).

Při mineralizaci ze snadno rozložitelných organických látek, ale i ze složitějších látek je uvolňován NH_3 . Mezi tyto látky je možné zařadit aminokyseliny, amidy nebo polypeptidy. Rychlost mineralizace a uvolnění dusíku závisí na poměru C:N rozkládajícího se materiálu. Pokud poměr není optimální amoniak se neuvolňuje do prostředí a nehromadí se, protože ho mikroflóra, která se účastní rozkladu bezprostředně využívá na biosyntézu vlastní plazmy. Rozkladem organické hmoty dusík v půdě zůstává buď vázaný v živé plazmě mikroorganismů, nebo po jejich odumření se organické dusíkaté látky stávají strukturálními jednotkami molekul humusových látek (Richter a Kubát, 2003).

3.4.1.3 Nitrifikace

Amoniak, který se uvolňuje mineralizací organických dusíkatých látek do prostředí, podléhá nitrifikaci. Nitrifikace je biologický proces, při kterém se oxidují redukované dusíkaté látky a přechodným uvolňováním dusitanů a jejich následnou oxidací na dusičnany. Nitrifikace je v mnoha půdách a ekosystémech klíčovým procesem, protože transformuje relativně nepohyblivou formu NH_4^+ na velmi pohyblivou formu NO_3^- (Vaněk, 2007).

Nitrifikaci uskutečňují specializované autotrofní, striktně aerobní nitrifikační mikroorganismy. Oxidují amoniak pocházející z mineralizace organických dusíkatých látek půdy, ale i amoniak aplikován ve formě minerálních hnojiv. Probíhá ve dvou fázích. První fáze se nazývá nitritace. Nitrifikační organismy (*Nitrosomonas*, *Nitrosospira* a *Nitrosocystis*) oxidují amoniak na dusitany. V druhé fázi nazývané nitratice mikroorganismy *Nitrobacter*

oxidují dusitany na dusičnany. Objem pórů v půdě reguluje množství půdního vzduchu, ale zároveň i obsah vody v nich. Optimální půdní vlhkost pro nitrifikační bakterie a jejich činnost je 50 - 70 % plné vodní kapacity půdy. S ubýváním vody nitrifikace klesá, ale bakterie si zachovávají životnost dál, dokonce ve zcela suché půdě. S přibýváním vody v půdě se snižuje obsah kyslíku a intenzita nitrifikace opět klesá. Dobrá nitrifikační aktivita je znakem úrodných půd. Na dynamiku nitrifikace ovlivňují i teploty. Její rychlost klesá se snižující se teplotou. Optimum je při 25 - 30 °C. Nitrifikace má velký ekologický význam. Dusičnany se v půdě nevážou na půdní sorpční komplex, jsou dobře rozpustné ve vodě. V půdě se pohybují s půdní vodou (roztokem). Pohyb dusičnanů v půdním profilu má velký význam pro dobré zásobování kořenů rostlin dusíkem (Vaněk, 2007; Richter a Kubát, 2003).

3.4.1.4 Imobilizace dusíku

Imobilizace je asimilace minerálních forem dusíku mikroflórou a jeho další přeměny až po zabudování do humusových látek. Proces imobilizace dusíku sestává ze dvou fází. První je asimilace minerálního dusíku půdními mikroorganismy, přičemž se tvoří nové organické dusíkaté sloučeniny. V druhé fázi dochází k remineralizaci dusíkatých sloučenin odumřelé mikrobiální plazmy, přičemž se produkty její remineralizace včleňují do skladby organické hmoty. Biosyntéza nových organických dusíkatých látek je proces, kde je nezbytná přítomnost energetických zdrojů. Zdroji energie z čerstvé organické látky, zejména posklizňové zbytky rostlin, kořenové výměšky a organická hnojiva. První podmínkou pro imobilizaci anorganického dusíku je množství a rozložitelnost organických látek. Na imobilizaci 1 molu NH_3 je třeba 272,14 KJ energie, na imobilizaci a následnou redukci $\text{NO}_3 - \text{N}$ 5 až 8 krát více. Druhou podmínkou je nízký obsah dusíku v rozkládajícím se substrátu, vyjádřený poměrem C: N. Čím je tento poměr širší, tím substrát poskytuje mikroorganismům více uhlíku a energie na asimilaci minerálního dusíku z prostředí. Hraniční obsah N v organických látkách pro intenzivní imobilizaci je 1,5 až 2 % (Kirkby a Mengel, 2001).

3.4.2 Ztráty dusíku

Ztráty dusíku mohou vyvolávat negativní vlivy (ekologické, ekonomické, zdravotní) a to zejména tehdy, když jsou akcelerované na ekonomicky, ekologicky a zdravotně neúnosné intenzity. Mají za úkol vyrovnávat bilance obsahů dusíku mezi půdou a ostatními složkami přírodního prostředí (zejména atmosférou, hydrosférou a biosférou). Současně jsou obranným mechanismem půdy proti případné vysoké kumulaci dusíku v půdě. Procesy ztrát dusíku z půdy probíhají nepřetržitě. Ke ztrátám dusíku z půdy dochází hlavními třemi procesy: uvolňováním do atmosféry (denitrifikace, volatilizace), erozí a vyplavováním dusíku.

3.4.2.1 Denitrifikace

Denitrifikaci z biochemického hlediska chápeme jako redukci dusičnanů na sloučeniny nižšího oxidačního stupně. Dusičnanový dusík (NO_3) se transformuje na elementární dusík (N_2). To zahrnuje působení anaerobních bakterií a běžně se vyskytuje ve vlhkých půdách nebo půdách, kde je vysoká hladina spodní vody. Je to enzymatický proces citlivý na pH. Optimum

je v neutrální až slabě alkalické oblasti. Z bakterií podílejících se na denitrifikaci jsou to zejména rody *Achromobacter*, *Micrococcus* (Schlesinger, 2013).

3.4.2.2 Volatizace

Dusík začíná v půdě chybět kvůli těkavému procesu, volatizaci. Amoniak je nepřetržitě tvořen v půdě mechanismy biologického odbourávání půdní organické hmoty, ale pochází také z aplikovaných hnojiv (organických, minerálních). Protože je to plyn vyskytující se běžně v atmosféře při normálních teplotách a tlacích, je možné očekávat, že každé množství amoniaku přítomné v půdě, vodě, hnojivech může těkat do atmosféry. Amoniak má také velmi silnou afinitu k rozpouštění ve vodě, což je důležitým regulačním mechanismem jeho uvolňování do ovzduší. Dochází k ní v ekologickém zemědělství při aplikování vyšších dávek dusíkatých hnojiv, zejména s amidovou, amoniakálního a amonnou formou dusíku, při opožděném zapracování organických i minerálních hnojiv do půdy. Jejich urychlené zapracování snižuje ztráty amoniaku na minimum (Richter a Kubát, 2003). Volatilizací může z těchto hnojiv uniknout 5 – 25 % dusíku. Vyšší těkání dusíku může být způsobeno nedostatkem vlhkosti na povrchu půdy, zejména ve vyprahlých oblastech, kde závlahová voda není k dispozici v dostatečném množství a teplota je vyšší. Míra volatizace také závisí na pH, sorbční kapacitě půdy a druhu plodiny (Vaněk, 2007).

3.4.2.3 Vyplavování a eroze

Ztráty při vyplavování a erozi mohou zahrnovat dusičnany (NO_3^-), amoniak (NH_4^+) a organický dusík. Záporně nabitý iont NO_3^- zůstává v půdním roztoku a není zadržován částicemi půdy. Když se však na suchou půdu aplikují dusíkatá hnojiva a začne pršet nebo je půda zavlažovaná, první voda rozpouští hnojivo a vpraví ho do půdy. Při vysokých srážkách a nízkém odběru dusíku rostlinami hrozí vyplavení dusičnanů do spodních vod (Schlesinger, 2013).

Amoniak, je fixován částicemi jílu, může se do povrchových vod dostávat erozí půdy. Při erozi půdy se ve skutečnosti uvolňuje více dusíku než při srážkách. Když se erodující půdy dostávají do řek a jezer, mikrobiální aktivita pomalu přeměňuje sloučeniny dusíku na rozpustné formy (Mengel, 2001).

Ztráty při vyplavování zahrnují pohyb vody dolů půdou pod kořenovou zónu. Tato ztráta se nejčastěji vyskytuje u dusičnanů (NO_3^-) v oblastech s velkým úhrnem srážek, při nadměrném zavlažování a u písčitéch či kamenitých půd. Ztráty dusíku vyplavováním snižují množství dusíku dostupného pro plodiny a mohou potenciálně kontaminovat mělké studny (Bhattacharya, 2018).

Množství použitého dusíku a doba aplikace by měla souviset s půdními podmínkami a požadavky na plodiny, aby se minimalizovaly ztráty při vyplavování (Hillel, 2004).

Další problémem je zhutněná zemina, kde nedochází k dostatečnému provzdušňování a pohybu vody. Optimální množství vody a vzduchu je nezbytně nutné pro proces transformace N a jeho šíření v kořenové zóně, což zvyšuje účinnost absorpce N. Nesprávné použití komerčních a organických dusíkatých hnojiv může vést k odtoku NO_3^- do povrchových vod a vyplavení do podzemních vod. Efektivní rostlinná produkce vyžaduje odpovídající přísun všech nezbytných živin rostlin. Používání dusíkatých hnojiv pro zvýšení produkce, udržení zisku a

zajištění nízkých nákladů na potraviny a vlákninu je však nezbytností moderního zemědělství. Obecně plodiny potřebují dusík v největším množství všech živin rostlin (Bhattacharya, 2018).

3.4.3 Dusík v rostlině

Dusík (N) zaujímá důležité místo v metabolickém systému rostlin. Všechny rostliny přijímají dusík ve formě NO_3^- a NH_4^+ , který výrazně zvyšuje výnos a jeho kvalitu tím, že hraje zásadní roli v biochemických a fyziologických funkcích rostliny (Leghari et al., 2016).

3.4.3.1 Příjem rostlinou

Asimilace minerálního dusíku je hlavním rysem autotropie rostlin nejen v základním vědeckém zájmu, ale je také rozhodujícím faktorem produktivity plodin. Od příjmu různých forem N v půdě po zařazování asimilátů N do různých orgánů, zahrnuje celou řadu fyziologických procesů (Maathius, 2009).

Dusík přijímají rostliny z půdy v iontech dusičnanových nebo amonných. Rostliny vytvořily řadu regulačních mechanismů, jimiž je příjem dusíku řízen víceméně v soulasu s potřebami rostliny, určenými rychlostí jejich růstu. Základní kontrola asimilace dusíku je hned na úrovni příjmu nitrátů kořeny (Boczulak et al., 2014).

Podle Evans et al. (1996) rostliny odebírají živiny z půdního roztoku difuzí, podle koncentračních gradientů nebo tokem půdního roztoku, který je indukovaný transpirací nebo jinými vlivy, jako je déšť nebo závlaha. Transport amonných iontů přes membrány je zajištěn prostou difuzí. Dusičnanové ionty přecházejí přes membrány pomocí speciálních bílkovinných přenašečů. Asimilace dusíku v rostlinách vyžaduje jeho redukci. Pouze redukovaná forma dusíku, tedy amoniak je schopná vytvářet organické dusíkaté sloučeniny. Redukce NO_3^- probíhá ve dvou stupních. Nejprve je redukován za vzniku NO_2^- a pak NO_3^- na NH_4^+ . Vysoká koncentrace amoniaku je pro rostliny toxická, a proto buňky amoniak eliminují tím, že ho zabudovávají do org. sloučenin za vzniku aminokyselin a amidů (Orsel et al., 2002).

Rostlina má dvě fyziologické cesty pro transport energie, xylém a floém. Po absorpci z půdy se dusík pohybuje xylémovou cestou, kde je transportován po celé rostlině. Rostliny se skládají z různých genetických materiálů, složení xylémových cév závisí na typu rostliny (Maathius, 2009).

3.4.3.2 Funkce dusíku v rostlině

Dusík je prvořadým prvkem pro rostliny, protože je jádrovou součástí mnoha rostlinných struktur a je klíčovým pro jejich vnitřní i vnější metabolické procesy. Životaschopnost částí rostlin (listů, kořenů, kmenů) závisí na dostupnosti základních živin, jako je dusík. (Evans et al. 1996; Fan et al., 2017).

Dusík je rostlinami vyžadován ve velkém množství, protože hraje důležitou roli a může být omezujícím faktorem v rostlinné produkci a správném vývoji plodin. Dusík je nezbytnou součástí bílkovin (vytvořených z aminokyselin). Dusík hraje významnou roli v různých fyziologických procesech (Fan et al., 2017). Dodává rostlinám tmavě zelenou barvu (chlorofyl), podporuje růst a vývoj listů, stonků a dalších vegetativních částí. Kromě toho také stimuluje růst kořenů. Povzbuzuje příjem a využití dalších živin včetně draslíku a fosforu (Leghari et al., 2016).

Dusík je nezbytným prvkem všech aminokyselin v rostlinných strukturách. Aminokyseliny se podílejí na katalýze chemických reakcí a transportu elektronů a jsou stavebními kameny rostlinných bílkovin. Bílkoviny jsou důležité při růstu a vývoji životně důležitých rostlinných tkání a buněk, jako jsou buněčné membrány a chlorofyl. Chlorofyl je fotosynteticky aktivní pigment, je pevně vázán ve vnitřních membránách chloroplastu, umožňuje fotosyntézu a je přítomný v mnoha hlavních částech rostlinného těla (Evans et al., 1996).

Dusík je složkou nukleové kyseliny, která tvoří DNA genetický materiál významný při přenosu všech vlastností a charakteristik plodin, které pomáhají při přežití rostlin. Všechny životně důležité procesy v rostlinách jsou spojeny s bílkoviny, jejichž dusík je nezbytnou součástí (Leghari et al., 2016; Orsel et al., 2002).

Abychom zvýšili rostlinnou produkci, je aplikace dusíku nezbytná a nevyhnutelná. Dusík hraje v zemědělství klíčovou roli při zvyšování výnosu plodin. Dusík nejen zvyšuje výnos, ale také zlepšuje kvalitu potravin. Optimální rychlost příjmu N zvyšuje fotosyntetické procesy, produkci plochy listů, velikost listové plochy i čistou asimilaci. Maximální plocha listů a celková listová biomasa rostlin jsou určující hodnoty pro vyšší výnos plodiny. Během předešlých padesáti let se výnos různých plodin celosvětově zvýšil díky maximálnímu využití dusíku spolu se vhodnými agronomickými postupy. Všechny rostliny včetně obilovin, olejnin, zahradních plodin vyžadují vyvážené množství dusíku pro intenzivní růstový a vývojový proces. Rozumné používání N zajišťuje nejvyšší sklizeň s lepší kvalitou plodin (Fan et al., 2017; Kirkby a Mengel, 2001).

3.4.3.3 Nedostatek dusíku

Nedostatek dusíku způsobuje snížený až pozastavený růst rostliny a řada funkcí je narušena. To způsobuje pokles hodnoty udávající poměr sušiny nadzemní části a kořenů. Deficit může také způsobovat výskyt chlorózy, červené a fialové skvrny na listech, omezující boční růst pupenů (z nichž se vyvíjejí listy, stonky a větve). Obvykle se symptomy nedostatku objevují nejprve na starších listech, protože je dusík mobilní, je transportován ze starších listů na mladší. Starší listy, často změň barvu na světle zelenou, žlutou nebo v některých případech růžovou (Maathius, 2009).

Zakrslá rostlina s takovými odbarvenými listy je znakem nedostatku dusíku v půdě, ale také to může znamenat, že půda je příliš chladná nebo vlhká nebo příliš suchá. Také může být rostlina napadena hmyzem nebo chorobou (Taiz a Zeiger, 2010).

3.4.3.4 Nadbytek dusíku

Nadměrná aplikace dusíku má nepříznivé účinky na růst rostlin, podporuje tmavě zelenou barvu listů. Nadměrné používání N způsobuje prodloužení vegetační doby, nízký počet květů a rostliny jsou náchylné ke stresům způsobeným chorobami, škůdci nebo povětrnostními podmínkami jako je sucho nebo přemokření (Kirkby a Mengel, 2001).

Prioritní hnojení dusíkem může znamenat přežití v přírodních podmínkách, ale může mít také negativní účinek, pokud je dávka neobvykle vysoká. V přítomnosti přebytečného dusíku je odpověď rostliny odvádění energie, cukrů, vody a minerálů za účelem metabolizace dusíku. To má za důsledek, že cukry a škroby nejsou dostupné, rostlina je příliš přeplněná vodou, hlízy

shromažďují vodu a rostliny jsou slabé a hnijí. Kvetení a plození je zpožděno. Plody dozrávají nerovnoměrně, stopové prvky, jako je bór a měď, jsou nedostatečně přijímány (Taiz a Zeiger, 2010).

Pokud sluneční světlo není dostatečné k tomu, aby poskytovalo dostatek energie pro metabolismus dusíku, rostlina hromadí dusičnany a aminokyseliny, které mohou přitahovat hmyz (Boczulak et al. 2014; Gojot, 2017).

3.4.3.5 Další faktory ovlivňující příjem dusíku

Půdní a klimatické podmínky hrají významnou roli při absorpci a využívání N. Existuje mnoho faktorů ovlivňujících účinnost využívání N, jako je věk rostlin, druh rostlin a vlastnosti půdy a klimatické faktory (Leghari et al., 2016).

Když se kořeny rostliny úplně vyvinou a zvětší se, pak se využití N zvýší. Hlubší kořenový systém zvyšuje příjem N, zatímco větší listy přispívají k rychlému a maximálnímu procesu fotosyntézy, který stimuluje fyziologickou aktivitu rostliny, která napomáhá efektivitě využití N (Gojot, 2017).

Využití N rostlinou obecně klesá ve stadiu plné zralosti rostliny, když rostlina přechází do konečné fáze životního cyklu a zastavuje vegetativní růst. Je proto důležité, aby v této fázi byl dusík aplikován na rostliny v menším množství (Taiz a Zeiger, 2010).

Využití dusíku rostlinou je závislé na pH půdy, struktuře půdy, jakým způsobem dochází ke sklizni, na zhutnění půdy, na obsahu organické hmoty, vlhkosti půdy, přítomnosti dalších živin a na odrůdě (Gojot, 2017).

Způsob aplikace dusíku, načasování a pH půdy, velmi ovlivňuje využití dusíku rostlinou. Účinnost využití N v plodinách je optimální při pH (6,5 - 7,0), ale dusík, který je makroživinou, je maximálně dostupný při vyšším pH, současně dostupnost neznamená jeho zvýšené využití, protože zvýšené pH narušuje růst kořenů rostlin a všechny ostatní části rostlinných funkcí (Kirkby a Mengel, 2001).

Dusík se v písčitých a kamenitých půdách vyplavuje. Jílová, jílovitá hlinitá a hlinitá půda má vyšší kapacitu pro udržení N pro rostliny. Texturu půdy lze zlepšit přidáním organických hnojiv, které zlepšují úrodnost a strukturu půdy a povzbuzují mikrobiální aktivitu v konečném důsledku (Addiscott, 2005).

Vlhká půda pomáhá rostlinám přijímat dusík, zatímco sucho nepříznivě ovlivňuje dostupnost a proces absorpce, což také vede ke ztrátě dusíku z půdy v důsledku těkavosti. Lepší účinnosti využití N lze dosáhnout optimálním zavlažováním rostlin (Gojot, 2017).

3.5 Rychle rostoucí dřeviny

Přestože většina biomasy planety se nachází v lesích, žijeme ve světě, kde je dřevo jako surovina a její produkty stále více vzácné. To platí zejména v oblastech, jako je Evropa, která není zdaleka soběstačná, pokud jde o dřevo. V nedávné době, se stalo nutností zintenzívnit lesní produkci a v některých případech využívat opuštěnou zemědělskou půdu pro lesnictví. Proto se

zaměřila celosvětová pozornost na ekonomický význam plantáží rychle rostoucích dřevin (Pereira et. al., 1989).

Výsadby rychle rostoucích dřevin (RRD) jsou obvykle řízeny jako krátké „rotace“ (růstové cykly) na méně než 15 let, často pro výrobu průmyslových surovin nebo jako zdroj biomasy k výrobě obnovitelné energie. Pod označením rychle rostoucí dřeviny nebo krátkodobé lesnictví lze najít ekosystémy spravované pro různé ekonomické cíle, s různou intenzitou technického zásahu a různé úrovně produktivity. Mohou zahrnovat jakoukoli ze široké škály druhů pěstovaných za různých podmínek (Havlíčková et al., 2011).

Výsadby rychle rostoucích dřevin pěstovaných na úrodné půdě s vysokou hustotou jsou dnes v mnoha zemích chladných mírných oblastí životaschopnou alternativou pro výrobu biopaliv. Například ve Švédsku se plantáže vrby komerčně pěstují pro energetické účely (Pereira et. al., 1989).

V našich podmínkách se používají téměř výhradně vybrané klony vrb a topolů. Další druhy dřevin, testované v podobných přírodních podmínkách se zatím do praxe neprosadily (Gaduš et al., 2017). Celková plocha plantáží s rychle rostoucími dřevinami představuje v ČR přes 2000 ha a má potenciál k dalšímu rozšíření (Ministerstvo zemědělství, 2016).

Dostupné zdroje sadby jsou: Schválené doporučované klony vrb a topolů, což jsou klony vybrané z domácích sbírek, nejsou chráněny šlechtitelskými právy a je s nimi založeno 98 % českých plantáží. Do této skupiny patří klon J-105, který je pěstován na 70 % plantáží (Weger, 2011).

Dále pak registrované odrůdy vrb, kam patří odrůdy tzv. švédských vrb (např. *Tora*, *Tordis* a další). A registrované odrůdy topolů, jedná se zejména o registrované odrůdy italských šlechtitelů (AF2, AF1, Sirio a další) a belgických šlechtitelů (Vesten, Muur, aj.) U registrovaných odrůd je nutný souhlas majitele odrůdy nebo jeho oficiálního zástupce, kde množení těchto odrůd je možný pouze za poplatek.

3.5.1 Technologie pěstování rychlerostoucích dřevin

Při výběru vhodného stanoviště k pěstování RRD, je důležité, aby byly splněny základní předpoklady, a to dostatečný úhrn srážek (min. 550 mm/rok), průměrná roční teplota (7-8 C a více), nadmořská výška (max. 700 m. n. m.), hloubka půdy min. 60 cm a hladina podzemní vody v rozmezí 0,5- 3 m. Maximální sklon svahu by neměl překročit 10 %, pH půdy by mělo být v rozmezí ideálně 5,5-7,5, pro část klonů je akceptovatelné i 4,5- 8,5 (Mrnka et al. 2011).

Při pěstování rychlerostoucích dřevin je třeba brát v úvahu, že na rozdíl od jednoletých plodin budou tyto porosty ovlivňovat krajinu během několika let. Celková životnost plantáže se odhaduje 15 - 25 let. Po tomto období je nutná opětovná výsadba další kultury. Na výmlatkové plantáže jsou používány výhradně vegetativně množené klony (Kravka et al., 2012)

Vrby se většinou pěstují v hustotě sazenic okolo 15 000 rostlin / ha, vysazovány jsou obvykle ve dvojřádcích s roztečí v rámci dvojřádku 0,75m a mezi řádky 1,5m. Délka produkčního cyklu u vrb se obvykle pohybuje mezi 2.- 5. rokem, což je ideální pro sběr v severských podmínkách, přičemž zásadním parametrem je průměr výhonů. Topoly mohou být na plantážích se systémem pravidelného zavlažování a hnojení sbírané každých 1- 5 let, podle

hustoty výsadby. Upřednostňován je každoroční sběr topolů, jelikož dosažený standard na konci vegetačního období je s průměrem kmene přibližně 6 cm. Na konci jednoho roku může topol dosáhnout výšky 3,5 až 4 m a růst v dalším cyklu může vystoupit až na více než 6 m (Pereira et al., 1989; Mrnka et al. 2011).

U topolů je obvykle dvouletý cyklus jednořádkového systému s menší hustotou sazenic, tj od 6000 do 10000 rostlin / ha, s meziřádkovou roztečí 1,5-3 m a vnitrořádkovou vzdáleností 0,5-0,6 m, to umožňuje lepší využitelnost při nižších investicích. Rostliny mají více prostoru pro svůj růst a podíl dřevo / kůra je příznivější. Na konci prvního produkčního cyklu (tzn. po dvou letech) je výška topolů přibližně 7-8 m. po druhém produkčním cyklu mohou topoly dosáhnout výšky až 10 m a průměr 12-15 cm. Průměrná výška během sklizně je v rozmezí 12-15 m a průměr kmenů může být větší než 20 cm (Weih 2004; Mrnka et al. 2011).

Obecně energetické plodiny vykazují nižší potřebu hnojiva než konvenční zemědělské plodiny. V mnoha oblastech se místo minerálních hnojiv používají kaly z čistíren odpadních vod. Při zakládání plantáží by měla být přijata opatření k předcházení a minimalizaci přemnožení škůdců, chorob, rizika požáru a zavlečení invazních rostlin. Je třeba upřednostňovat smíšené porosty před monokulturami. Doporučují se pěstovat takové druhy energetických dřevin, které v případě potřeby umožní rychlou a snadnou změnu využívání půdy a přechod na pěstování konvenčních zemědělských plodin (např. obilovin) (Pulford a Dickinson, 2006).

Žádné druhy energetických plodin by neměly být pěstovány ve velkém rozsahu, pokud testování nebo zkušenosti neprokáží, že jsou tyto druhy ekologicky dobře adaptované na místní poměry, nejsou invazní a nemají významně negativní ekologický dopad na okolní ekosystémy.

3.5.2 Legislativní rámec pěstování rychle rostoucích dřevin

Na základě akčního plánu EU pro biomasu v roce 2005 podpora kultivace biomasy není v rozporu s potravinovou bezpečností, protože je jednou z možností, jak dočasně nebo trvale nepoužívat zemědělskou půdu. Také to řeší problém opuštěné nebo nevyužité orné půdy, nebo dočasně vyloučené ze zemědělské produkce. RRD se mohou také vysadit na kontaminovanou nebo zdevastovanou půdou nacházející se v bývalých průmyslových lokalitách, tzv. brownfields (Havlíčková et al., 2011; Gaduš et al., 2017).

Pěstování plantáže druhů RRD s krátkými rotacemi na orné půdě za účelem výroby energie a tepla, je považována za velmi účinný prostředek k dosažení zvýšeného přínosu pro životní prostředí. V porovnání s jinými systémy produkce biomasy, jako jsou olejnatá semena řepky pro výrobu oleje nebo kukuřice pro zplynování, RRD jsou charakterizovány pozitivní bilancí skleníkových plynů. Dále, RRD má pozitivní vliv na ekologii půdy a kvalitu vody, a na zvýšenou biologickou rozmanitost (Pulford a Dickinson, 2006; Pereira et al., 1989).

Zákon o ochraně přírody a krajiny č. 114/1992 Sb je právním předpisem, ze kterého vyplývá postup místního orgánu ochrany přírody (OOP) při posuzování pěstování výmladkových plantáží rychle rostoucích dřevin. Zabývá se především posouzením, zda plantáž RRD nenaruší místní biodiverzitu a krajinný ráz.

Účinnost pěstování RRD v praxi, stupeň ochrany zemědělské půdy a systém podpory pro růst RRD jsou základní podmínky pro výsadbu RRD jsou stanoveny zákonem č. 334/1992 Sb., O ochraně zemědělského půdního fondu (dále jen „zákon o ochraně ALF“). V zákoně je také stanoveno, na jakých půdních třídách může být RRD pěstované, délka doby pěstování, úprava po sklizni a délka jednotlivých cyklů (Havlíčková et al., 2011).

Dne 1. března 2007 bylo katastrální vyhláškou č. 26/2007 Sb ustanoveno, na jakých druzích pozemku mohou být RRD pěstovány (orná půda, ovocný sad, trvalé travní porosty, lesní pozemek) (Gaduš et al., 2017).

Zákon o zemědělství č. 252/1997Sb. Vymezuje porost jako samostatnou zemědělskou kulturu a definuje ho jako „obhospodařovatelnou půdu, která je souvisle osázená rychle rostoucími dřevinami určenými k produkci biomasy pro energetické využití nebo k produkci řízků jako neprodukčního porostu pro vegetativní množení rychle rostoucích dřevin“.

3.5.3 Nároky rychle rostoucích dřevin na živiny

Plantáže RRD mají relativně malé nároky na živiny, oproti intenzivně pěstovaným zemědělským plodinám (viz tab. č 5). Jug et al. (1999) uvádí, že plantáže není třeba hnojit před první sklizní, protože na většině dobře udržovaných zemědělských půdách je přítomna dostatečná zásoba živin. Také se v prvním roce výsadby nehnojí kvůli riziku, že to povede k přílišnému růstu plevele a že se omezí kvalitní zakořeňování rostlin. Druhý rok po výsadbě a po každé sklizni se hnojivo aplikuje s použitím běžné mechanizace. K hnojení lze využít dostupná minerální nebo organická hnojiva. Poměrně velké množství živin se do půdy vrací každoročně s opadem listů a odumíráním jemných kořenů (Heilman et Norby, 1998). Doporučená dávka dusíku je 30-80 kg N ha⁻¹ rok⁻¹ (Mitchell et al., 1992, Abrahamson et al., 2010). Zabek (2001) uvádí, že topoly primárně odpovídají zvýšenou produkcí na hnojení N, sporadicky i P a K. Podobně to platí i pro vrby, které jsou však ve srovnání s topoly na hnojení N náročnější a obvykle na ně také výrazněji odpovídají (Hangs et al., 2012. Přehnojování N ovšem k dalšímu zvyšování výnosu biomasy nevede, a naopak zvyšuje riziko vyplavování dusíkatých látek. Sevel et al., (2014) uvádí, že při překročení dávky 120 kg N ha nedocházelo k nárůstu biomasy, Lee a Jose (2005) uvádějí že u *P. deltoides* nereagoval růstem na dávku 112 kg N ha. Výjimečně může vést hnojení k mírné (a většinou krátkodobé) růstové depresi, a to zejména při nedostatečném úhrnu srážek a vodním stresu (Yin et al. 2009, Hangs et al. 2012). Pokud jde o využitelnost různých forem N, ve studiích (DesRochers et al 2007, Moscatelli et al. 2008, Choi et al. 2005) bylo potvrzeno, že preferenční formou N pro plantáže RRD je obvykle amonný iont.

Účinek jednotlivých forem P se liší. Ve studii Brown & van den Driessche (2005) prokázaly, že nejvýraznější účinek na hnojení RRD má trojitý superfosfát před mletým fosfátem a fosforečnanem diamonným.

Tabulka č. 5 Srovnání potřeby živin u RRD a běžných zemědělských plodin. Uvedené hodnoty jsou vztaženy na produkci 1 t biomasy (u zemědělských plodin přepočteno na základě průměrných výnosů semene a slámy).

Zdroje: Mrnka et al.¹ (2011), Ryant et al.² (2005)

Plodina	N (kg/t)	P (kg/t)	K (kg/t)	Ca (kg/t)	Mg (kg/t)
RRD ¹	6-12	0,5-1,2	2-5,2	2,4-6,6	0,4-0,8
Řepka olejka ²	23,8	5,6	23,8	16,9	2,4
Hrách ²	35,4	4,2	20,8	14	2
Kukuřice ²	12,1	2,8	13,6	2,9	2,5
Pšenice ozimá ²	14,4	2,9	11,5	6	1,4
Jarní ječmen ²	14,2	3,2	12,3	4,7	1,2

3.5.4 Biologická charakteristika dřevin

3.5.4.1 Topol *Populus*

Topolů je 35 druhů a patří do čeledi *Salicaceae*, původem ze severní polokoule. Druhy topolů původem ze Severní Ameriky se dělí do 5 sekcí (Čížek 2007). V podmínkách České republiky, se sekce *Turanga* a *Leucoides* nevyskytují. V našich podmínkách se vyskytují topol černý (*Aigeiros*), topol bílý (*Leuce*) a topol balzámový (*Tacahamaca*). Jméno *Populus* odkazuje na skutečnost, že stromy byly často vysazovány kolem obchodních cest za dob římanů. Dřevo topolů je relativně měkké, a proto se většinou používá k výrobě lepenkových krabic, beden, papíru a dýhy (Pulford a Dickinson, 2006).

Topoly jsou rychle rostoucí, ale relativně krátkověké stromy. Jsou široce rozšířené přes severní mírné oblasti, od severní Ameriky přes Eurasii až po severní Afriku. Listy jsou střídavé a oválné nebo ve tvaru srdce, s jemně až hrubě ozubenými okraji. Listy se charakteristicky chvějí ve větru díky svým plochým řapíkům. Osiky mají obvykle nelepivé pupeny a hladkou šedo zelenou kůru, zatímco topoly černé mají lepkavé pupeny a kůru, která je tmavší. Topoly jsou dvojdomé rostliny, kvetou ve visících jehnědách, před olistěním, aby se usnadnilo opylení větrem. Plody jsou malé silnostěnné tobolky, které obsahují mnoho semen s bílými chloupky. Semena se často uvolňují ve velkém množství a jsou unášeny větrem. Topoly jsou vlkominlé rostliny, které vyžadují dostupnou hladinu spodní vody nebo rovnoměrný průměrný úhrn srážek. Rostou především v lužních lokalitách. Jsou světlomilné a zastínění jim nevyhovuje (Havlíčková, 2011; Mrnka et al., 2011).

Nejčastějšími topoly pěstovanými v ČR jsou topoly černé (sekce *Aigeiros*). Topol černý (*P. nigra*) se v přírodě vyskytuje do nadmořské výšky 600 m. Vyznačuje se velmi dobrou výmladkovou schopností na pařezu i na kmeni. Vhodnější pro energetické plantáže jsou jeho kříženci. Jedná se o hybridní kultivary *P. × euroamericana* (kříženci *P. deltoides* × *P. nigra* a *P. angulata* × *P. nigra*), *P. canadensis*, což je kříženec *P. deltoides* × *P. nigra*. Tyto topoly dosahují vyšších výnosů v nížinných oblastech, než v podhorských oblastech (Čížek, 2007).

Do topolů bílých (sekce *Leuce*) patří domácí topol bílý (*P. alba*) a topol osika (*P. tremula*). Topol bílý snáší zasolení. Z kříženců, které jsou vhodné pro energetické plantáže se

ze sekce *Leuce* využívá kříženec *P. tremula* a *P. tremuloides* a dále také *P x canescens* (Čížek, 2007).

Čížek (2007) řadí do sekce *Tacamahaca* (topoly balzámové) druh *P. trichocarpa* a křížence *P. maximowiczii* a *P. trichocarpa*. Balzámové topoly rostou obecně ve vyšších polohách.

3.5.4.2 Vrba *Salix*

Vrby se vyskytují všude na světě mimo australsko-zélanskou oblast a Arktidu. Botanicky se vrby skládají z keřů a stromů s jednoduchými střídavými listy. Vrby jsou dvoudomé. Květy vrb jsou uspořádány v podlouhlých květenstvích, známých jako jehnědy. Plody jsou tobolky, obsahující drobná semena s chloupky, které roznáší vítr. Na celém světě jsou 2 až 3 rody a 350 až 500 druhů, v ČR jich roste 27. Vrby mají jednoduché, štíhlé listy, střídavě uspořádané na větvičkách a s ozubenými nebo celými okraji. Vrby jsou poměrně rychle rostoucí dřeviny, ale mají relativně krátkou životnost. Některé druhy vrb proliferují množením a ve vlhkých, nedávno narušených stanovištích mohou tvořit husté houštiny. Většina vrb je poměrně snadno kultivovatelná z odřezků stonků. Obvyklou lokalitou vrb jsou vlhká místa, často vedle potoků, řek, jezer a dalších povrchových vod (Havlíčková, 2010; Weih, 2004).

Mezi nejčastěji vyskytující se domácí stromové druhy vrb patří vrba bílá (*Salix alba*) a vrba křehká (*Salix fragilis*) a jejich kříženec vrba načervenalá (*Salix x rubens*). Preferují spíše těžší a hluboké půdy, dobře zásobené živinami. Optimální růst vykazují v nížinách do 400 m. n.m. Vrba košíkářská (*Salix viminalis*) a její hybridy patří k produkčně nejzdatnějším rychle rostoucím dřevinám. Jsou citlivé na mráz (nadmořská výška do 500 m n.m.) a na sušších lokalitách zaostávají v růstu (Kravka, 2012).

Vrba lýkovcová (*Salix daphnoides*) se vyskytuje i ve vyšších nadmořských výškách a vyžaduje propustné, minerálně bohatší půdy (Čížek, 2007).

Úradníček et al., (2009) uvádějí, že vrby mají velmi dobrou schopnost křížit se. Vrba bílá (*Salix alba*), vrba košíkářská (*Salix viminalis*), vrba jíva (*Salix caprea*), vrba lýkovcová (*Salix daphnoides*) a jejich kříženci jsou dřeviny vhodné pro intenzivní kultury. Tyto vrby mají vynikající kmenovou i pařezovou výmladnost.

3.6 Fytoremediace

Fytoremediace je technologie, která využívá rostliny k rozkladu, fixaci a akumulaci různých látek, které znečišťují půdu, vodu nebo vzduch. Fytoremediace se může dělit podle několika způsobů uplatnění na několik oblastí. Mezi nejužitečnější strategie k čištění kontaminovaných půd a vod patří fytoextrakce, která odstraňuje těžké kovy a organické sloučeniny z půdy, jejich akumulací v rostlinné biomase. Mezi další metody patří fytostabilizace, která snižuje biologickou dostupnost znečišťujících látek jejich vazbou půdní matrice. Fytodegradace, přeměňuje kontaminanty na netoxické látky (Zhuang et al, 2007).

Fytoextrakce, jako nejčastěji používaná technika ve fytořemediaci, zahrnuje využití rostlinných hyperakumulátorů pro absorpci znečišťujících látek (především těžkých kovů) z prostředí. Tato technologie může zlepšit kvalitu mírně kontaminovaných půd a vod v reálných časových měřících (Bandin et al., 2012).

Pro úspěšnou realizaci fytoextrakce je hlavním předpokladem výběr vhodných rostlin, které jsou schopny extrahovat (absorbovat) nebezpečné kontaminanty z růstových médií a vyvinout strategie pro výrobu hybridů a geneticky modifikovaných rostlin, které jsou dobrými kandidáty na fytoextrakci. Rostliny se vybírají podle parametrů jako jsou, jejich rychlost růstu a výnosy biomasy, přizpůsobivost různým ekologickým podmínkám a genetické variabilitě (McCutcheon, 2008). Existují dvě hlavní strategie fytoextrakce, jak vyčistit toxické kovy z půdy. První fytoextrakční přístup je použití druhů rostlin, které jsou tzv. hyperakumulátorové (Baker et al. 1994). Bylo prokázáno, že hyperakumulační rostliny mohou být potenciálně užitečné při čištění půdy. Dokáží akumulovat značné množství kovu z kontaminované půdy, ale jejich nízká roční produkce biomasy má tendenci omezit jejich schopnost fytoextrakce (Shukla, 2019).

Jako příklad, *Noccaea caerulescens* je obecně označován jako známý Zn / Cd hyperakumulátor, který může akumulovat a tolerovat až 10 000 mg kg⁻¹ Zn a 100 mg kg⁻¹ Cd ve výhoncích (sušina) bez vykazující jakékoli příznaky toxicity. Přestože existuje více než 400 druhů hyperakumulačních rostlin a další jsou stále hledány, jen velmi málo studií testovalo proveditelnost přírodních hyperakumulátorů nebo jiných potenciálně využitelných rostlin pro fytoextrakční výkon v polních podmínkách. Z praktického hlediska hyperakumulátor Zn / Cd *Noccaea caerulescens* a Cd hyperakumulátor *Viola baoshanensis* mohou být vhodné pro fytoextrakci kovů z mírně kontaminované půdy (McCutcheon, 2008).

Druhou možnou alternativou je použití neakumulačních rostlin, buď rostlin s velkým nárůstem biomasy nebo rychle rostoucích stromů, které lze snadno pěstovat pomocí zavedené agronomických postupů. Rostliny, které můžeme zařadit do této kategorie jsou: indická hořčice (*Brassica juncea*), slunečnice (*Helianthus annuus*) a kukuřice (*Zea mays*).

Dále do této kategorie řadíme také rychle rostoucí dřeviny, jako jsou vrby (*Salix spp.*) a topoly (*Populus spp.*) u kterých byl také prokázán velký potenciál v dalším úsilí o rozvoj fytoextrakce (Bandin et al., 2012). Zárubová et al. (2015) uvádí, že schopnost fytoextrakce je však u vrb vyšší než u topolů. Vrby mají dobrou schopnost akumulovat kadmium a zinek. Vrby také mají specifické požadavky na živiny a jsou silně tolerantní ke střední míře kontaminace rizikovými prvky (Vysloužilová et al. 2003). V závislosti na půdním typu a stupni znečištění, se fytoextrakční potenciál liší u jednotlivých klonů. Je všeobecně známo, že výrazně velké množství rostlinné biomasy může kompenzovat a relativně nízké kapacity pro akumulaci kovů. Účinnost fytoextrakce je určena dvěma klíčovými faktory: kovová hyperakumulační kapacita a produkce biomasy (Zhuang et al, 2007).

Je zřejmé, že pokud tyto faktory ovlivňující fytoextrakci mohou být optimalizovány, fytořemediace by mohla být urychlena. Jedním z přístupů je přidání chemických látek do půdy, které zvyšují příjem látek rostlinami. Několik studií uvedlo, že použití mobilizačního činidla, jako je rozpuštěná ethylen diamin kyselina triacetová (EDTA), kyselina N- (2-hydroxyethyl) - ethylendiamintriocetová (HEDTA) a kyselina diethylen-tetramin-pentaacetátová (DTPA),

mohou zvýšit účinnost. V některých případech může in situ použití takových chelátorů může představovat potenciál riziko znečištění podzemních vod. Případně hraje důležitou roli v produkci rostlinné biomasy při pěstování plodin komerční fytoremediace (Shukla, 2019; McCutcheon, 2008).

4 Metodika

4.1 Polní pokus

Studie topolů a vrb byla založena jako polní pokus. Pro výsadbu bylo zvoleno schéma 64 řádků, kdy jeden řádek měl délku 7,5 m ve sponu $0,25 \times 1,30$ m, což odpovídá hustotě výsadby 30 769 ks/ha. Na každém pokusném řádku bylo vysazených 30 dřevin, na polovinu byl aplikován čistírenský kal. Celková rozloha pokusného porostu s vnějšími izolačními řádky je 624 m². Experimentální jednotky byly uspořádány do náhodného rozdělení.

V dubnu 2008 byl zahájen polní pokus na půdě kontaminované rizikovými prvky (většinou Cd, Pb a Zn) u obce Podlesí (49 ° 42 ' 24 ' severní šířky, 13 ° 58 ' 32 ' východní délky), poblíž města Příbram, 58 km jihozápadně od Prahy. Nadmořská výška místa studie je 500 m nad mořem. Klimaticky území náleží do teplého, mírně vlhkého klimatického regionu (T3), který je charakteristický teplotní sumou nad 10 °C v intervalu 2 500–2 800 s průměrným úhrnem srážek 550–700 mm a průměrnou roční teplotou 7–9 °C. Před výsadbou byl pozemek porostlý trvalým travním porostem. V minulosti docházelo v blízkosti k těžbě a tavení sulfidu olovnatého (galenit), docházelo také ke spadu popílka z blízké kovohutě.

Tabulka č. 6 Obsah přijatelných živin ve vyluhovacím činidle Mehlich III a hodnoty pH (CaCl₂) v půdních vzorcích z pokusné lokality

pH	N%	P (mg kg ⁻¹)	K (mg kg ⁻¹)	Ca (mg kg ⁻¹)	Mg (mg kg ⁻¹)	Cd (mg kg ⁻¹)	Pb (mg kg ⁻¹)	Zn (mg kg ⁻¹)	C _{org} %
5,27	0,3	14	84	4441	324	7,3	1368	218	4,1

Pro stanovení obsahu přijatelných živin bylo použito vyluhovací činidlo Mehlich III (Mehlich, 1984), a byly provedeny odběry půdních vzorků půdní sondýrkou v hloubce 35-40 cm. Půdní typ je slabě kyselá modální kambizem a kapacita kationtové výměny 166 mmolH + kg⁻¹, tloušťka humusového horizontu byla 26 cm a objem půdy hustota 1,35 t/ m³.

4.2 Průběh počasí

Tabulka č. 7 Průměrné denní teploty a sumy srážek v letech sledování (Meteostanice Příbram) a odchylky od dlouhodobého normálu (ČHMÚ, 2019)

rok	průměrná teplota (°C)	odchylka od normálu	suma srážek (mm)	odchylka od normálu
2012	9,1	0,5	615	28
2013	8,6	0	712	125
2014	10,1	1,5	587	0
2015	10,2	1,6	459	-128
2016	9,4	0,8	535	-52
2017	9,3	0,7	612	28

Průměrná denní teplota vzduchu byla v průběhu pokusu (2012–2018) v Podlesí vyšší cca o 1 °C oproti dlouhodobému normálu (8,6°C), a kolísala poměrně výrazně i v jednotlivých letech v rozmezí ±1,8 °C. Průměrná roční suma srážek byla v průměru za celé období o 4 % nižší oproti dlouhodobému normálu (590 mm), ale s poměrně velkými ročními výkyvy od –28 % do +21 % od normálu (viz tab. 7). Rok 2015 byl za dobu trvání pokusu nejteplejší, 10,2 °C, srážkově podnormální (459 mm). Na srážky nejvydatnější a teplotně nejslabší byl rok 2013.

4.3 Aplikace čistírenského kalu

Čistírenský kal byl poprvé aplikován na celém pozemku v dubnu 2008 před výsadbou klonů vrb a topolů v dávce 7,5 kg m⁻², v květnu 2012 byla provedena aplikace v dávce 3,5 kg m⁻². Třetí aplikace kalu byla provedena v dubnu 2016 v dávce 3,5 kg m⁻². Čistírenský kal byl ihned po aplikaci zaorán do půdy. Hlavní charakteristiky všech kalů jsou shrnuty v tabulce 1.

Tabulka č. 8 - Obsah sušiny, koncentrace a množství prvků aplikovaných čistírenskými kaly v letech 2008, 2012 a 2016

ČK		N	P	K	Ca	Mg	Cd	Pb	Zn	suš. %
2008	Obsah v sušině (mg kg ⁻¹)	40800	7950	2602	17484	4053	2,9	102	913	12
	Dávka (kg ha ⁻¹)	367	71	23	157	36	0,03	0,92	8	
2012	Obsah v sušině (mg kg ⁻¹)	51200	10531	8621	8348	2126	2,10	46	571	18
	Dávka (kg ha ⁻¹)	323	66	54	53	13	0,01	0,29	4	
2016	Obsah v sušině (mg kg ⁻¹)	35100	22928	2977	43900	4741	1,57	29,89	861,45	29,5
	Dávka (kg ha ⁻¹)	362	236	29,9	453	48	0,01	0,31	8,9	

4.4 Výsadba a sortiment dřevin

K výsadbě byly vybrány dva klony vrby, ([*Salix schwerinii* × *Salix viminalis*] × *S. viminalis*) hybrid Tordis (S1) a klon *Salix* × *smithiana* klon neboli S-218 (dále označované jako S2).

Z topolových klonů byl vybrán nejrozšířenější hybridní klon v České republice, *Populus maximowiczii* × *Populus nigra* J-105, také známý jako Max-4 a také *P. nigra* klon Wolterson (dále označovaný P1 a P2, v tomto pořadí). Řízky byly 20 cm dlouhé a 15 cm bylo během výsadby zasypáno do půdy.

4.4.1 Charakteristika vybraných klonů vrb a topolů

4.4.1.1 Vrba hybrid Tordis ([*Salix schwerinii* × *Salix viminalis*] × *S. viminalis*)

Hybrid vznikl křížením odrůd Tora a Ulv, dosahuje vysokých výnosů. Ve studii Larsen et al. (2014) uvádí, že měl klon Tordis výnos 10,2 t [suš.] ha⁻¹ rok⁻¹ v první sklizni, která byla po třech letech od vysazení. Tento klon dosáhl nejvyššího výnosu biomasy ze 14 klonů vrby (hybridy *S. viminalis*) ve studii Weih a Nordh (2002).

Patří mezi registrované odrůdy „švédských vrb“, které byly většinou hybridy *S. viminalis*. Je relativně málo odolný vůči mrazu a nevhodný do vyšších poloh. Je vhodný do půd s nižším obsahem dusíku (Mrnka et al. 2011). Je odolná vůči listové rzi a méně napadaná hmyzem. Klon Tordis je citlivý vůči suchu (Kravka, 2012). Ze studie Weih (2002) vyplývá že u tohoto klonu může být limitní pro růst jak nedostatek vláhy, tak nedostek živin.

4.4.1.2 Vrba *Salix* × *smithiana* klon S-218

Tato vrba patří mezi autochtonní spontánní křížence vrby jívy (*Salix caprea* L.) a vrby košíkářské (*Salix viminalis* L.) V ČR s vysokou výmlatností. Tento klon má velmi dobrý produkční potenciál v optimálních podmínkách nivních luk s vyšší hladinou podzemní vody od

teplých do chladnějších klimatických oblastí. Podle Weger (2011) má průměrný roční výnos během 9 -letého pokusu 9,3 t [suš.] ha⁻¹ rok⁻¹.

Pro klon je charakteristický velmi rychlý růst s vynikajícími regeneračními vlastnostmi, jedná se o samičí rostliny. Roste na půdách dobře zásobených vodou, ale i na půdách vysychavých. Má rád světlé stanoviště, ale snese i boční zastínění. Kvete v březnu až dubnu. Vrba má keřovitý růst a je považována za jeden z nejvýnosnějších klonů pro produkci biomasy. Produkce dřevní štěpky je u tohoto klonu vyšší než u japonských topolů. Tento klon je vhodný také jako břehové porosty, pro krajínovotvorné účely, zvýšení biodiverzity, výsadba na živé ploty, protihlukové stěny podél silnic a cest, estetické účely a další. Trpí okusem zvěře (Mrnka et al., 2011).

4.4.1.3 Topol klon J-105 Max- 4

Zařazuje se mezi tzv. japonské topoly a je křížencem topolu černého a topolu Maximovičova (*Populus nigra* × *Populus maximowiczii*). Původně byl vyšlechtěn pro papírenský průmysl v Japonsku. V Evropě se začal cíleně pěstovat ve výmladkových plantážích pro energetické nebo průmyslové účely v 60. letech minulého století. V České republice je pěstován na 70 % plantáží (Weger, 2011). Vyznačuje se rychlým růstem, vysokou ujímavostí řízků a relativní odolností vůči chorobám a škůdcům. Průměrný roční výnos je 13-14 t [suš.] ha⁻¹ rok⁻¹. Požadované produkce je dosaženo v širokém spektru stanovišť od středních až vyšších poloh. Není vhodný do uléhavých a nepropustných půd (Mrnka et al. 2011). Nielsen et al. (2014) měřil ve své studii produkci biomasy 36 klonů z rodu *Populus*, ve sklizni po 13 letech klon P1 měl 5,1 t sušiny·ha⁻¹· z 36 klonů byl na 6. místě. Tento klon dosáhl po 5 letech na nehojené plantáži výnos 14 t [suš.] ha⁻¹ rok⁻¹ (Trnka et al. 2008).

4.4.1.4 Topol klon Wolterson

Průměrný roční výnos je 8-10 t [suš.] ha⁻¹ rok⁻¹ (Laureysens 2005). Další autoři uvádí nárůst biomasy spíše nižší. Nielsen et al. (2014) odhadoval ve své studii produkci biomasy 36 klonů z rodu *Populus*, ve sklizni po 13 letech se předposlední se umístil klon Wolterson s 1 t sušiny ha⁻¹. Kubátová et al. (2016) uvádí že, tento klon měl při druhé sklizni po 4 letech růstu 3,7 t [suš.] ha⁻¹ ·rok⁻¹.

Má střední až vysoký fytoextrační potenciál, zejména pro Cd, Zn a Al. Špatně snáší ulehle, neprovzdušněné a podmáčené půdy se stagnující vodou a oglejeným horizontem (Mrnka et al. 2011).

4.5 Sklizeň a laboratorní zpracování vzorků

Sklizeň nadzemní biomasy probíhala v únoru 2014, v únoru 2016 a v únoru 2018. Výhonky byly seříznuty 20 cm nad povrchem půdy. Sklizená biomasa byla sušena (105 °C) a navážena. Vzorky byly dále mlety na střížném mlýně, vybaveným sítím o velikosti 1 mm. U takto zpracovaných vzorků byl dále hodnocen celkový obsah dusíku.

4.5.1 Stanovení obsahu dusíku

Celkový obsah dusíku se změřil pomocí přístroje Vapodest Carousel (viz. obrázek č. 1) a to pomocí Kjeldahlovy metody, což je analytická metoda pro stanovení obsahu dusíku. Po mineralizaci organické dusíkaté látky varem s koncentrovanou kyselinou sírovou se dusík přítomný ve formě různých funkčních skupin převede na amoniak, který zůstane vázán ve formě síranu amonného, alkalizací se ze síranu uvolní a stanoví se titračně.

Celý proces se tedy skládal ze tří fází. Jednalo se o mineralizaci, destilaci a titraci. Vzorek o hmotnosti 0,5 g se po přidání koncentrované kyseliny sírové a katalyzátoru, což je směs síranu měďnatého, selenu a síranu draselného, mineralizoval 120 minut při teplotě 420 °C. Při varu s kyselinou sírovou se dusík převedl na anorganickou formu. Druhou fází byla destilace vodní párou, zde došlo k uvolnění dusíku v podobě amoniaku, který byl jímán v přebytku titračního roztoku kyseliny borité. Zpětnou acidobazickou titrací přebytku kyseliny borité se stanovil obsah dusíku.

Obrázek 1: VAPODEST 500 Carousel

Zdroj: vlastní



4.5.2 Hodnocení výnosu biomasy

Výnos sušiny (t(suš.)/ha/rok) z pokusné parcelky se u všech testovaných klonů počítal z údajů polního vážení dle vzorce:

$$Y_d (W_w * D / N_p) / N_{yr} / C$$

Kde: Y_d výnos na hektar za rok v sušině [t (suš.) ha^{-1} rok $^{-1}$]

W_w čerstvá hmotnost živých jedinců v pokusné parcelce [kg (sur.)]

D podíl sušiny v surové hmotnosti vzorku [%]

N_p počet jedinců vysazených na parcelku [ks]

N_{yr} počet roků v obmýtí [v pokusu = 2]

C koeficient přepočtu hmotnostních jednotek

Vypočtený výnos slouží především k porovnání pokusných variant (klonů) mezi sebou. Z hlediska dalšího praktického využití takto vypočteného výnosu je nutno uvést, že může být zatížen některými nepřesnostmi (přepočet z malého počtu jedinců, nahodilé vlivy atd.) a je proto možné očekávat že se výnosy v reálných podmínkách budou odlišovat např. podle kvality pěstební péče, volby stanoviště nebo průběhu počasí.

4.5.3 Stanovení odběru dusíku rychle rostoucími stromy

Odběr dusíku byl vypočítán z hodnot koncentrace dusíku (mg/kg), které byly vynásobeny výnosem biomasy v suché hmotě (v t/ha).

$$\text{Odběr dusíku} = \text{koncentrace dusíku} * \text{výnos biomasy RRD}$$

4.5.4 Efektivita využití („znovuzískání“) dusíku (Recovery Efficiency - RE-N)

Tato hodnota je počítána jako rozdíl z odběru dusíku na hnojené variantě v porovnání s odběrem N na nehnojené variantě a ve vztahu k aplikované dávce dusíku. Jedná se o posouzení aplikovaného dusíku v hnojivech a odběrem dusíku ve sklizených produktech. Tímto způsobem je možné vyhodnotit podíl přímého působení dusíku z aplikovaných hnojiv. Zbývající část dusíku prochází přes mineralizačně-imobilizační koloběh dusíku v půdě.

$$\text{RE-N} = (\text{odběr N na hnojené variantě} - \text{odběr na nehnojené variantě}) / \text{dávka N na hnojené variantě}$$

5 Výsledky

5.1 Výnos biomasy rychle rostoucích dřevin

Tabulka č. 9 – Porovnání průměrných hodnot (\pm SE) výnosu biomasy (t [suš.] ha^{-1}) ve výhoncích *Salix* (S1—(*S. schwerinii* \times *S. viminalis*) \times *S. viminalis*, S2—*S. smithiana*) and *Populus* (P1—*P. maximowiczii* \times *P. nigra*, P2—*P. nigra*) klony pěstované na kontrole (K) a na řádcích, kde byl aplikován čistírenský kal (ČK).

rok	varianta	klony			
		S1	S2	P1	P2
2014	K	4,02 \pm 1,35 ^{ab}	11,4 \pm 1,74 ^b	13,47 \pm 1,78 ^b	2 \pm 0,4 ^a
	ČK	8,96 \pm 1,64 ^{ab}	16,7 \pm 3 ^b	8,7 \pm 2,1 ^{ab}	2,3 \pm 0,99 ^a
2016	K	8,6 \pm 1,9 ^{ab}	22,24 \pm 2,77 ^b	19,09 \pm 2,5 ^b	2 \pm 0,67 ^a
	ČK	16,9 \pm 2,3 ^b	31,4 \pm 3,02 ^b	13,3 \pm 1,4 ^{ab}	2,38 \pm 0,45 ^a
2018	K	6,8 \pm 2,4 ^a	28,5 \pm 2,8 ^b	15,09 \pm 2,5 ^{ab}	2,8 \pm 0,9 ^a
	ČK	11,9 \pm 2,19 ^{ab}	50,8 \pm 13,6 ^b	15,6 \pm 3 ^{ab}	3,17 \pm 0,7 ^a

Rozdíly mezi klony bez a s ošetřením čistírenským kalem byly vyhodnoceny neparametrickým testem Kruskal-Wallis v programu Statistika. Klony označené rozdílnými písmeny byly statisticky průkazně odlišné na hladině významnosti ($P < 0,05$)

Z tabulky č. 9 je patrné, že s výjimkou P1 v letech 2014 a 2016 byl výnos biomasy vyšší ve variantě, kde byl aplikován čistírenský kal (ČK) u všech klonů ve všech sklizních. Pořadí nejvyššího výnosu se velmi proměňovalo v obou variantách. Ve variantě K měl nejvyšší výnos P1 v letech 2014 (pořadí P1>S2>S1>P2), ale v letech 2016, 2018 byl první S2 v pořadí S2>P1>S1>P2. Ve variantě ČK měl nejvyšší výnos také S2 v letech 2014 a 2016 v pořadí S2>S1>P1>P2. Ve sklizni v roce 2018 bylo pořadí S2>P1>S1>P2.

Tabulka č. 10 – celkové výnosy jednotlivých klonů, celkové výnosy hnojené (ČK) a nehnojené (K) varianty a celkový výnos v (t [suš.] ha^{-1})

	S1	S2	P1	P2	SOUČET
K	19,42	62,14	48,16	6,8	136,52
ČK	37,76	98,9	37,6	7,85	182,11
SOUČET	57,18	161,04	85,76	14,65	318,63

Z tabulky č. 10 je patrné, že až na klon P1 byly celkové výnosy biomasy u všech klonů ve variantě ČK vyšší než v kontrolní variantě. Nejvyšší výnos měl klon S2 > P1>S1>P2. Výnos na variantě ČK byl o 25 % vyšší než v kontrolní variantě. Během všech sklizní rychle rostoucí dřeviny vyprodukovaly 318,63 t suš. ha^{-1} .

5.2 Koncentrace dusíku v rychle rostoucích dřevinách

Tabulka č. 11 – Porovnání průměrů (\pm SE) koncentrací dusíku (mg kg^{-1}) ve výhoncích *Salix* (S1—(*S. schwerinii* \times *S. viminalis*) \times *S. viminalis*, S2—*S. smithiana*) and *Populus* (P1—*P. maximowiczii* \times *P. nigra*, P2—*P. nigra*) klony pěstované na kontrole (K) a na řádcích, kde byl aplikován čistírenský kal (ČK).

Rok	Varinta	Klony			
		S1	S2	P1	P2
2014	K	6882 \pm 1047 ^a	5975 \pm 330 ^a	6204 \pm 310 ^a	6909 \pm 437 ^a
	ČK	5570 \pm 229 ^a	5666 \pm 857 ^a	8234 \pm 432 ^b	7453 \pm 595 ^{ab}
2016	K	9893 \pm 874 ^{ab}	11360 \pm 695 ^b	11717 \pm 486 ^{ab}	7914 \pm 685 ^a
	ČK	9730 \pm 813 ^a	10608 \pm 311 ^a	9049 \pm 217 ^a	9260 \pm 259 ^a
2018	K	6213 \pm 333 ^a	6468 \pm 609 ^a	6771 \pm 512 ^a	6575 \pm 244 ^a
	ČK	5701 \pm 411 ^a	6466 \pm 634 ^a	6948 \pm 381 ^a	7735 \pm 655 ^a

Rozdíly mezi klony bez a s ošetřením čistírenským kalem byly vyhodnoceny neparametrickým testem Kruskal-Wallis v programu Statistika. Klony označené rozdílnými písmeny byly statisticky průkazně odlišné na hladině významnosti ($P < 0,05$).

Tabulka č. 11 ukazuje, že u klonů S1 a S2 byla koncentrace dusíku v kontrolní variantě v každém roce vyšší než ve variantě ČK. U klonu P1 byla koncentrace dusíku vyšší ve variantě ČK v letech 2014 a 2018. Klon P2 měl všechny koncentrace N vyšší v hnojenné varantě. Nejvyšší koncentrace dusíku byla u všech klonů v roce 2016.

Pořadí nejvyšších hodnot se v kontrolní variantě každý rok měnilo a to $P2 > S1 > P1 > S1$ (2014), $P1 > S2 > S1 > P2$ (2016), $P1 > P2 > S1 > S2$ (2018). Ve variantě ČK se pořadí koncentrace n u jednotlivých klonů také měnilo $P1 > P2 > S2 > S1$ (2014), $S2 > S1 > P2 > P1$ (2016), $P2 > P1 > S2 > S1$ (2018).

5.3 Odběr dusíku rychle rostoucích dřevin

Tabulka č. 12 -Porovnání průměrů (\pm SE) odběrů N (kg ha^{-1}) ve výhoncích *Salix* (S1—(*S. schwerinii* \times *S. viminalis*) \times *S. viminalis*, S2—*S. smithiana*) and *Populus* (P1—*P. maximowiczii* \times *P. nigra*, P2—*P. nigra*) klony pěstované na kontrole(K) a na řádcích, kde byl aplikován čistírenský kal (ČK).

rok	varianta	S1	S2	P1	P2
2014	K	24,8 \pm 8,3 ^{ab}	66,5 \pm 11,4 ^{bc}	84,3 \pm 10,2 ^c	13,6 \pm 2,5 ^a
	ČK	49,4 \pm 8,7 ^{ab}	73,8 \pm 10,4 ^b	78,8 \pm 21,1 ^{ab}	17 \pm 7,3 ^a
2016	K	85,2 \pm 23 ^{ab}	246,3 \pm 30,4 ^b	219,6 \pm 20,3 ^b	13,7 \pm 3,5 ^a
	ČK	170,4 \pm 33,7 ^b	331,7 \pm 40,5 ^b	120,1 \pm 13,3 ^{ab}	21,9 \pm 4,7 ^a
2018	K	37,7 \pm 16,6 ^a	332 \pm 96,2 ^b	94,8 \pm 17 ^{ab}	18 \pm 5,7 ^a
	ČK	64 \pm 8,1 ^{ab}	552,2 \pm 227,6 ^c	111,8 \pm 25 ^b	26 \pm 7,6 ^a

Rozdíly mezi klony bez a s ošetřením čistírenským kalem byly vyhodnoceny neparametrickým testem Kruskal-Wallis v programu Statistika. Klony označené rozdílnými písmeny byly statisticky průkazně odlišné na hladině významnosti ($P < 0,05$)

V tabulce č. 12 měl v kontrolní variantě v roce 2014 nejvyšší odběr P1>S2>S1>P2. V letech 2016 a 2018 se pořadí změnilo na S2>P1>S1>P2. Ve variantě ČK byl v letech 2014 a 2016 odběr dusíku S2>S1>P1>P2. V roce 2018 bylo pořadí S2>P1>S1>P2. Až na výjimku P1 v roce 2016 vykazaly všechny klony větší odběr ve variantě ČK.

Tabulka č. 13 – celkové odběry jednotlivých klonů, celkové odběry hnojené a nehnojené varianty, celkový odběr (kg ha⁻¹)

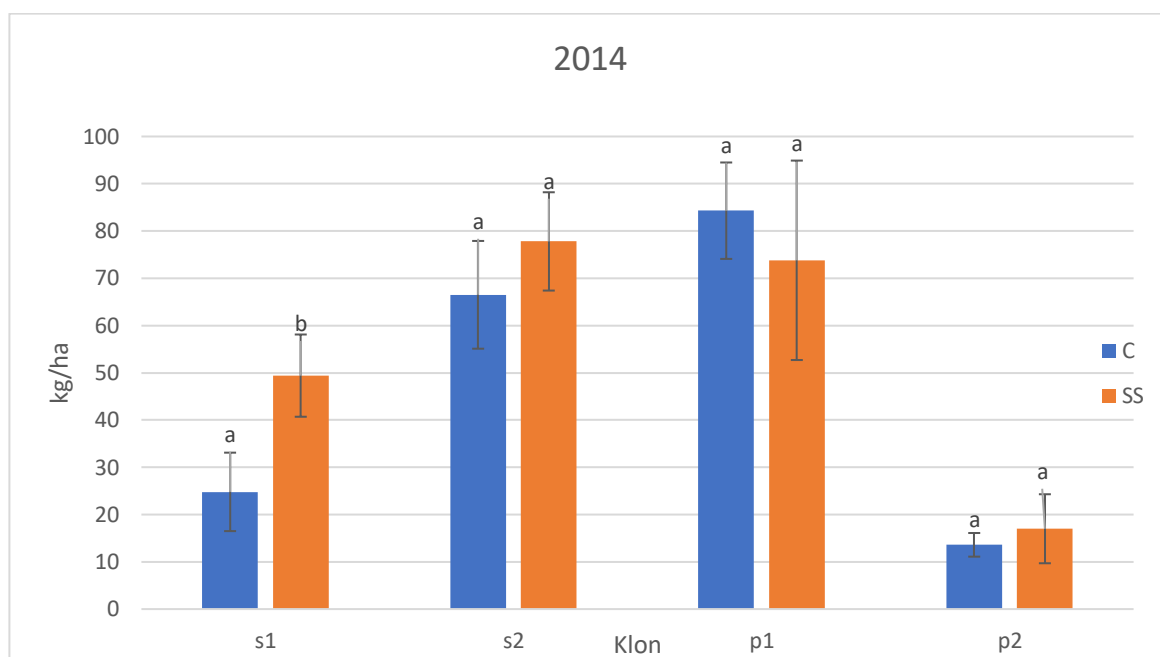
	S1	S2	P1	P2	SOUČET
K	147,7	644,8	398,7	45,3	1236,5
ČK	283,8	957,7	310,7	64,9	1617,1
SOUČET	431,5	1602,5	709,4	110,2	2853,6

Z tabulky č. 13 je patrné, že až na klon P1 byly celkové odběry dusíku u všech klonů ve variantě ČK vyšší než v kontrolní variantě. Nejvyšší odběr měl klon S2>P1>S1> P2. Odběr dusíku u varianty ČK byl o 23,5 % vyšší než v kontrolní variantě. Během všech sklizní rychle rostoucí dřeviny odebraly 2853,6 kg ha⁻¹ dusíku.

5.3.1 Grafické vyhodnocení vlivu čistírenského kalu na jednotlivé klony

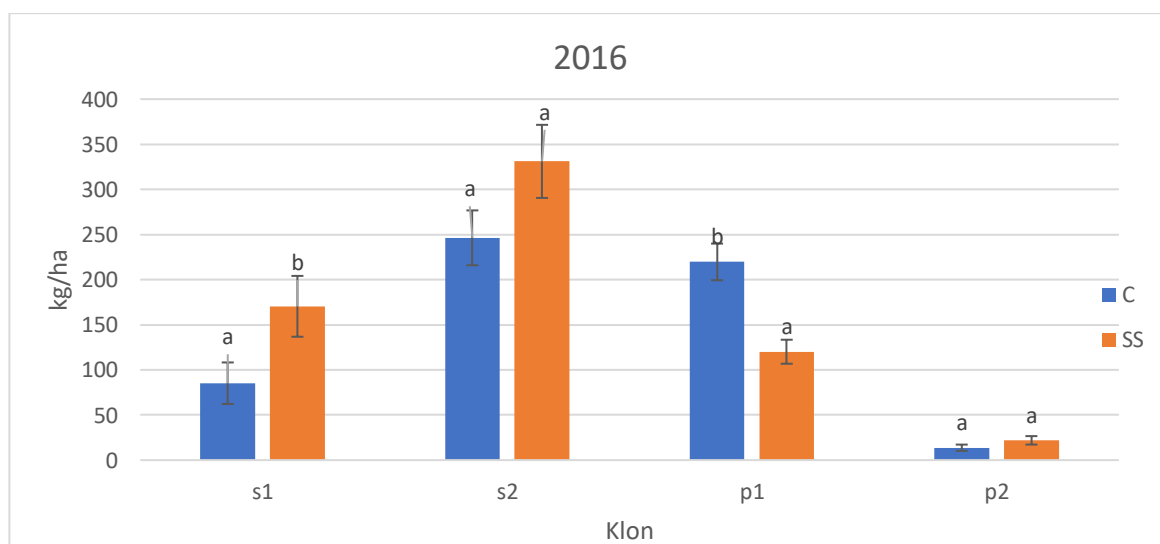
V grafech č. 2- 4 jsou znázorněny rozdíly mezi nehnojenou a hnojenou variantou u jednotlivých klonů. Rozdíly mezi klony bez a s ošetřením čistírenským kalem byly vyhodnoceny neparametrickým testem Mann-Whitney (porovnání 2 nezávislých vzorků, tzn že byla porovnána hnojená a nehnojená varianta u každého klonu zvlášť). Klony označené rozdílnými písmeny byly statisticky průkazně odlišné na hladině významnosti (P<0,05).

Graf č. 2 Srovnání hnojené a nehnojené varianty odběrů dusíku klony v roce 2014



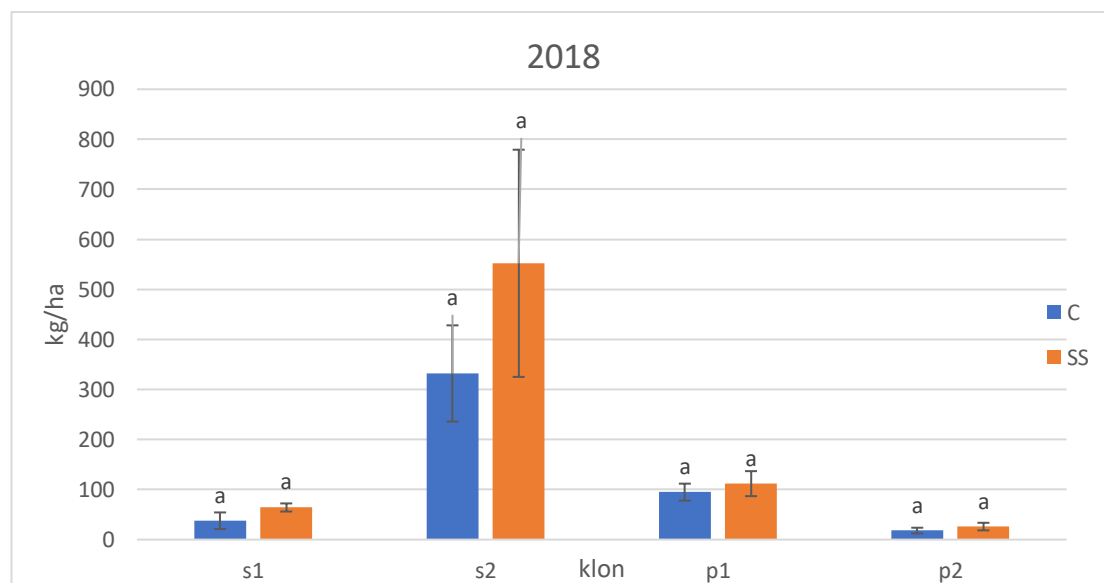
Z grafu č. 2 je patrné že jediný statisticky významný rozdíl byl mezi odběrem dusíku na kontrolní a hnojené variantě u klonu S1. U klonů S2, P1 a P2 nebyl v odběrech statisticky významný rozdíl.

Graf č. 3 Srovnání hnojené a nehnojené varianty odběrů dusíku klony v roce 2016



Z grafu č. 3 je patrné, že statistický rozdíl v odběru dusíku je u klonů S1 a P1. U klonu S1 byl větší odběr v hnojené variantě a u klonu P1 byl větší odběr dusíku v nehnojené variantě. U klonů S2 a P2 nebyl v odběrech dusíku statisticky významný rozdíl.

Graf č. 4 Srovnání hnojené a nehnojené varianty odběrů dusíku klony v roce 2018



Z grafu č. 4 je patrné, že v roce 2018 mezi nebyl u klonů hnojených čistírenským kalem a kontrolní variantou v odběru dusíku rozdíl.

5.4 Efektivita využití dusíku

Tabulka č. 12 - Podíl (%) přímého působení dusíku čistírenských kalů odebraný RRD

rok	S1	S2	P1	P2
2014	7,6	3,5	0	1
2016	26	26	0	2,5
2018	7,2	6,1	4,7	2,2

Z tabulky č. 10 vyplývá, že klon S1 v roce 2014 využil pouze 7,6 % z aplikovaného čistírenského kalu. V roce 2016 to bylo už 26 %. V roce 2018 se podíl využití snížil opět na 7,2 %. Velice podobný průběh odběru dusíku z aplikovaného hnojiva byl i u klonu S2. U klonu P1 byl hodnocen pouze rok 2018, protože v předchozích letech byl odběr dusíku vyšší u kontrolní varianty. Klon P2 také v podstatě nečerpal dusík z čistírenského kalu.

Podíl celkového přímého působení dusíku čistírenských kalů odebraný RRD

$$(1617,1 - 1236,5) / 1052 = 0,36 = 36 \%$$

6 Diskuze

6.1 Účinky čistírenského kalu na rychle rostoucí dřeviny

Použití čistírenského kalu jako hnojiva v rostlinné produkci poskytuje nezbytné živiny pro správný růst a vývoj rostlin.

Pokud by se jednalo o obsah makroživin (N, P, K) v aplikovaných kalech v této studii, nabízí se porovnání s kaly uvedenými jako příklad v tab. č. 1. Hodnoty dusíku se v tabulce č. 1 pohybují v rozmezí 2,2- 4,8 %, u kalů aplikovaných v této studii (tab. č. 8) bylo rozmezí obsahu dusíku 3,5-5,1 %. Fosfor byl v rozmezí 0,8- 2,5 % (tab. č.1) a 0,8-2,2 % (tab.č.8). Draslík byl v rozmezí 0,2-0,6 % (tab. č.1) a 0,2-0,8 % (tab. č.8). Z výsledků vyplývá, že v aplikovaných kalech byly obsahy makroživin průměrné ve srovnání s dalšími kaly. Vhodnost použití čistírenského kalu na plantážích RRD je též ovlivněna zpracovatelskými postupy, zahrnujícími biologické, chemické a termální procesy (kompostování, vápnění, odvodnění). Předzpracovaný odpadní kal obsahuje velké množství P, který může být recyklován v zemědělství, určité množství N (většinou organicky vázaného), ale velmi málo K. Díky deficitu N a K není čistírenský kal vyváženým hnojivem, proto je potřeba užití dalších hnojiv k dosažení doporučeného množství těchto prvků v půdě (Stupavský, 2015).

Aplikace na zemědělskou půdu je nejrozšířenějším způsobem využití upravených čistírenských kalů a jedním z limitujících faktorů tohoto použití jsou zvýšené koncentrace rizikových prvků (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) v kalech. Podle vyhlášky 382/2001 Sb. musí být při aplikaci upravených čistírenských kalů na zemědělskou půdu dodrženy mezní hodnoty koncentrací vybraných rizikových prvků a na zemědělskou půdu mohou být použity pouze kaly vyhovující mezním hodnotám stanovených vyhláškou.

Tabulka č. 13 – vybrané mezní hodnoty koncentrací rizikových prvků

Rizikové prvky	Cd	Pb	Zn
Mezní (maximální) hodnoty koncentrací v kalech (mg.kg ⁻¹ sušiny)	5	200	2500

Ani jeden z použitých kalů nepřekročil mezní hodnoty uvedené v tabulce č. 13.

Marron (2015) ve své studii tvrdí, že čistírenský kal podporuje narůst biomasy více než minerální hnojiva. Sevel (2014) ve studii porovnává účinky minerálních hnojiv, čistírenského kalu a chlévského hnoje na růst biomasy u klonu vrby Tordis. Z výsledku vyplývá, že došlo k výraznému zvýšení produkce u všech zmíněných typů hnojiv. Mezi hnojivy nebyl podstatný rozdíl (9,7-11,9 t sušinyha⁻¹·rok⁻¹).

Mrnka (2015) uvádí, že čistírenský kal má příznivý vliv na strukturu půdy a živiny se uvolňují pomalu, proto hrozí menší riziko vyplavování z půdy.

Mnoho studií zaznamenalo, že hnojení čistírenským kalem má pozitivní vliv na růst vrb, topolů, podobně jako minerální hnojení (Holm, et al. 2013, Labrecque, 1998). Labrecque (1998) uvádí, že aplikace čistírenského kalu zvýšila výnos biomasy dvojnásobně. Kromě

produkce biomasy a růstu bylo prokázáno, že kaly zvyšují přežití stromů, listovou plochu, stimulaci růstu jemných kořenů, zvýšení absorpce P a N stromy (Mercuri, 2005).

Lazdina et al (2007) pozorovali výrazné zvýšení biomasy *Salix viminalis* a méně výrazné zvýšení biomasy u hybridního klonu Sven (*S. viminalis* × (*S. schwerinii* × *S. viminalis*)) po aplikaci neodvodněných čistírenských kalů v dávce 70 t ha⁻¹ (odpovídá 700 kg N ha⁻¹). Počet výhonů hnojením čistírenskými kaly ovlivněn nebyl.

Pozitivně na hnojení kompostovanými čistírenskými kaly odpověděla tak většina klonů *S. viminalis* a *S. dasyclados* testovaných ve studii Holm a Heinsoo (2013). Hasselgren et al., (1998) pozorovali zvýšený výnos biomasy vrby po aplikaci čistírenského kalu a jako optimální dávku doporučili 5 t sušiny ha⁻¹ rok⁻¹, neboť pokrývá živinové potřeby vrby a neohrožuje spodní vodu. Zároveň konstatovali, že dávky do 20 t ha⁻¹ rok⁻¹ neovlivňují negativně ujmavost a růst rostlin, a že při hnojení ČK nastaveném na optimální pokrytí živinových nároků vrby na N jsou ostatní prvky (P, Ca, Mg a některé mikroživiny) obvykle v přebytku, zatímco chybí K.

6.2 Dávka dusíku kg ha rok

Podle praktických zkušeností je většina našich orných půd dostatečně zásobená živinami pro topoly i vrby. Hnojení se doporučuje jen v odůvodněných případech na základě výsledku analýz přístupných půdních živin. Z výsledků pokusů prováděných v zahraničí vyplývá, že na půdách s normální zásobou živin má hnojení sice vliv na rychlejší nástup maximální produkce, ale celkový výnos za celé období plantáže průkazně neovlivní. Část živin se do půdy vrací z opadu listů. Hnojení při výsadbě není vhodné, neboť podpoří spíše růst plevelů (Havličková et al., 2010). Ze studie (Jug, 1999) vyplývá že vrby na hnojení dusíku odpovídají větším přírůstkem biomasy než topoly.

Při výsadbě rychle rostoucích stromů byl v roce 2008 na pozemek u Příbrami aplikován čistírenský kal v dávce 367 kg ha⁻¹ (92 kg ha rok⁻¹) v roce 2012 došlo k 2. aplikaci čistírenského kalu o dávce 323 kg ha⁻¹ (161,5 kg ha⁻¹ rok⁻¹). 3 dávka čistírenského kalu byla dána v roce 2016 a byla to dávka 362 kg ha⁻¹ (181 kg ha⁻¹ rok⁻¹).

Mrnka (2015) uvádí, že rychlerostoucí dřeviny mají nárok na hnojení 6 až 12 kg dusíku na tunu. Podle Mitchell et al. 1992 je vhodná dávka 3 až 4 kg dusíku na tunu přepočtu tedy 30 až 80 kg N ha⁻¹ rok⁻¹. Pěstební manuál pro anglické farmáře (Derfa 2002) udává dávku ve druhém a dalších letech na 40 až 100 kg dusíku ha⁻¹.

Ve studii Sevel (2014) byl založen pokus s klonem vrby Tordis. Hnojivo dodával v různých dávkách od 60 – 360 kg N ha⁻¹. Po dvou letech proběhla sklizeň, nejvyšší produkce biomasy 11,9 t ha⁻¹ dosáhl tento klon při dávce 60 kg N ha⁻¹ u vyšších dávek se zdálo, že produkce klesá s rostoucí aplikací hnojiva.

Lee a Jose (2005) hnojili plantáž rychle rostoucích stromů, dávkami 56, 112 a 224 kg N ha⁻¹. Měřily koncentraci dusíku ve spodní vodě a při dávce 112 kg se dusík již vyplavoval.

Z dostupných studií vyplývá, že aplikované dávky dusíku v použitých čistírenských kalcích byly pravděpodobně příliš velké a mohlo dojít k vyplanování živiny.

6.3 Výnos biomasy rychle rostoucích dřevin

Výnos biomasy klonů RRD záleží na mnoha aspektech. Nejen na konkrétním klonu RRD (Mrnka et al., 2011; Larsen et al., 2014), ale také na výběru stanoviště a jeho půdních a klimatických podmínkách (Mrnka et al., 2011). Další vliv na výnos biomasy RRD mají mikroklimatické a ekologické podmínky, především intenzita zaplevelení v prvních letech po výsadbě (Kubátová, 2016), výskyt houbových chorob a hmyzích škůdců (Mrnka et al., 2011) a samozřejmě míra kontaminace půdy (Vysloužilová et al., 2003). Nermalou měrou mohou výnos biomasy ovlivnit různé agronomické zásahy, jako je aplikace hnojiv, použití pesticidů či výška spodní vody (Sevel et al., 2014; Labrecque et al., 1998) či délka obmýcí (Lazdina et al., 2009; Weger et al., 2013; Nielsen et al., 2014).

U klonu S1 byl výnos biomasy ve všech letech sklizně větší v hnojené variantě čistírenským kalem oproti kontrolní variantě. V roce 2016 byl nárůst biomasy oproti kontrolní variantě o 50 % (16,9 t suš. ha⁻¹). Podobných výsledků ve výnosu biomasy dospěl i Larsen (2014) který zkoumal růst biomasy 8 klonů vrb (včetně S1) v 5 různých lokalitách v Dánsku. Klon S1 měl ze 4 z lokalit oproti ostatním klonům největší nárůst biomasy od 5,2 do 10,2 t suš. ha⁻¹. Nejvyššího nárůstu biomasy bylo docíleno kombinací organického a minerálního hnojiva.

V roce 2018 došlo u klonu S1 k poklesu výnosu biomasy v hnojené i nehnojené variantě, tato sklizeň byla již 4 v pořadí, ale podle Bakšiene et al. (2018) by měl výnos klonu stoupat i v dalších letech. Pokles výnosu biomasy mohl nastat například v důsledku výkyvů počasí.

Ve studii Weih (2002) prováděl měření nárůstu biomasy u 14 klonů vrb. Mezi nimi byl i klon Tordis tedy S1. Pokus byl koncipován do 4 variant v první variantě byly klony hnojené 20 kg N ha⁻¹ t a byly zalévány pouze 80 ml vody za týden. 4 varianta byla hnojená 120 kg ha⁻¹ rok⁻¹ a zavlažována 150 ml týdně. Druhá a třetí varianta byla kombinací 1 a 4. U S1 byl největší nárůst biomasy ve variantě 4 (38 t suš. ha⁻¹) ve variantách 2 a 3 byl nárůst biomasy s podstatě stejný (25-26 t sušiny·ha⁻¹), což může znamenat, že dostatek přístupné vody má stejný význam jako hnojení. Dále bylo potvrzeno že vyšší příjem dusíku pozitivně ovlivňuje tvorbu biomasy.

U klonu S2 výnos biomasy každým rokem stoupal, zvyšoval se také rozdíl výnosu mezi hnojenou a kontrolní variantou. V roce 2018 byl výnos biomasy o 53,9 % vyšší u varianty ČK oproti kontrole. K podobným výsledkům došel i Weger (2012) kdy průměrný výnos biomasy v prvních 3 sklizních postupně stoupal z 7,0 na 10,3 a 15,6 t suš. ha⁻¹ rok⁻¹, v této studii nebylo použito žádné hnojení.

Klon P1 měl v letech 2014 a 2016 výnos biomasy na kontrolní variantě vyšší než na variantě hnojené čistírenským kalem. Nejvyššího výnosu dosáhl 8,5 t suš. ha⁻¹ rok⁻¹. Malé nárůsty biomasy u hnojených variant mohou být následkem přehnojení, jak uvádí studie (Moscatelli et al., 2008; DesRochers et al., 2009), kdy při vyšších dávkách hnojiva došlo k růstové depresi. Pokud jde o nižší výnosy biomasy v kontrolní variantě Weger (2008) naznačuje, že krátké obmýcí 2-3 roky snášejí lépe klony vrb než klony topolů.

Ve studiích Weger (2009) a Weger et al. (2013) dosáhl klon P1 výnosu 11,7 t suš.·ha⁻¹ v jednom obmýtí dlouhém 6 let, zatímco ve dvou obmýtích dlouhých 3 roky měl tento klon výnos 9,2 t suš.·ha⁻¹ a pokud byl sklizen každoročně po dobu 6 let, měl výnos už 5,7 t suš.·ha⁻¹. Burgart (2000) uvádí, že optimální doba pro nejvyšší výnos biomasy je u topolů po 8 letech.

Klon P2 na čistírenský kal v podstatě nereagoval a výnos biomasy se jak v hnojené, tak nehnojené variantě pohyboval v rozmezí 2-3,17 t suš.·ha⁻¹ ve všech letech. Ve studiích Kubátová (2016), které probíhaly na stejném pozemku uvádí podobné výnosy biomasy (2-3,5 t suš.·ha⁻¹). Ve studii Laureysens (2005) porovnává produkci biomasy v sušině u 17 klonů topolů. Při druhé sklizni měl klon P2 nejvyšší výnos biomasy a to 9,7 t suš.·ha⁻¹. Autor popisuje, že klon oproti dalším klonům použil jinou strategii růstu, aby nebyl napaden rezí. Nielsen et al. (2014) odhadoval ve své studii produkci biomasy 36 klonů z rodu *Populus* (včetně klonů P1 a P2) po 13 letech klon P1 měl 5,1 t suš.·ha⁻¹ z 36 klonů byl na 6 místě. Předposlední se umístil klon P2 s 1 t suš.·ha⁻¹.

6.4 Koncentrace dusíku v rychle rostoucích dřevin

Burgart (2000) uvádí, že při dávce 100 kg N ha naměřil u 32 klonů vrb i topolů 4300 – 6900 mg kg⁻¹ N. Podobné údaje uvádí i Jug et al. (1999) 4000- 6100 mg kg⁻¹ N. Nepatrně vyšším výsledkům odpovídají i výsledky koncentrací (5570-8234 mg kg⁻¹ N) ze sklizní roků 2014 a 2018. Černý et al. (2012) uvádí, že obsah dusíku je ovlivněn nejen hnojením, ale významný vliv mají i klimatické podmínky v jednotlivých letech. Záleží na využití živin z hnojiv a půdní zásoby a toto se pak projevuje na celkové schopnosti zabudovat živiny do organických vazeb. Rok 2015 byl za dobu trvání pokusu nejteplejší (prům. roční teplota 10,2°C) a také byl srážkově podnormální (459 mm). Je možné teplejší počasí s nedostatkem srážek mohlo zapříčinit větší koncentraci dusíku ve všech testovaných klonech při sklizni 2016 kdy bylo rozmezí koncentrace (9049-11717 mg kg⁻¹ N) v hnojené i nehnojené variantě podstatně vyšší než v ostatních letech.

6.5 Odběr dusíku rychle rostoucích dřevin

Balík et al. (2012) uvádí, že odběr dusíku sklizenými produkty je výsledkem jejich výnosu a množství dusíku v nich obsažených.

U klonu S1 byl ve všech letech odběr větší na hnojené variantě. Největší měl v roce 2016 a od kontrolní varianty byl odběr větší o 50 %. V roce 2018 se odběr dusíku v obou variantách snížil. Jak už bylo uvedeno v kapitole 6.2 k poklesu odběru mohlo dojít z důvodu nepříznivých klimatických jevů. Mrnka et al. (2011) uvádí že klon Tordis je citlivý na sucho a mráz. Tento klon je nejcitlivější ze všech použitých klonů. Ve studii Weih (2002) prováděl měření odběru dusíku u 14 klonů vrb. Mezi nimi byl i klon S1. Pokus byl koncipován do 4 variant v první variantě byly klony hnojené 20 kg N ha⁻¹ t a byly zalévány pouze 80 ml vody za týden. 4 varianta byla hnojená 120 kg ha⁻¹ rok⁻¹ a zavlažována 150 ml týdně. Druhá a třetí varianta byla kombinací 1 a 4. U S1 byl největší nárůst odběru dusíku ve varinatě 4 (38 kg N ha⁻¹), varianta 2 kde bylo použito větší množství hnojiva a malá dávka závlivky byl odběr dusíku 36. Naopak

ve variantách 3 a 1 kde nebylo použita větší dávka hnojiva bylo docíleno odběru pouze 9-12 kg N ha. Dále bylo potvrzeno že vyšší příjem dusíku pozitivně ovlivňuje tvorbu biomasy.

U klonu S2 odběr stoupal každou sklizní. V roce 2014 se odběr varianty ČK lišil od kontrolní varianty o 10 %, v roce 2016 o 25, 5 % a v roce 2018 o 40 %.

Klon P1 měl v roce 2014 nepatrně nižší odběr dusíku v hnojené variantě. V roce 2016 byl rozdíl oproti kontrole o 55 % . V roce 2018 měl klon P1 odběr dusíku o 15 % vyšší u hnojené varianty oproti kontrole. Adegbidi et al. (2001) uvádí, že klon P1 měl v kontrolní variantě 71 kg N ha a v hnojené variantě 76 kg na ha při tříleté rotaci.

Klon P2 měl ve všech letech sklizní větší odběry ve variantě s čistírenským kalem. Odběry se velice nepatrně zvyšovaly během sklizní o 1 – 8 %, což opět koresponduje s malým výnosem biomasy.

6.6 Efektivita využití dusíku

Balík et al. (2012) uvádí, že poměrně malý přímý vliv aplikovaných dusíkatých hnojiv je na úrodných stanovištích. V úrodných půdách rostliny k tvorbě výnosu využívají 84 – 88 % dusíku z půdy a jen zbytek z hnojiv (12 – 16 %). Z tabulky č. 6 vyplývá, že lokalita v Podlesí je poměrně úrodná. To vysvětluje tak malé procento využití čistírenských kalů.

Při výpočtu působení dusíku aplikovaných v organických hnojivech je často obtížné určit přímé působení dusíku a reziduální působení v jednotlivých letech. Organická hnojiva představují rozmanitý zdroj dusíku v zemědělství. Jednotlivá organická hnojiva se od sebe liší jednak obsahem dusíku, podílem jednotlivých forem dusíku (organicky vázaný dusík, minerální dusík N-NO_3^- a N-NH_4^+) a dále využitelností dusíku pro rostliny z krátkodobého a dlouhodobého hlediska. Z tabulky č. 12 je patrné, že hnojení čistírenským kalem mělo malý vliv na výnos klonů v letech 2014 tak 2018, což bylo vždy 2 roky po aplikaci kalů. Docházelo však k obohacení půdní zásoby a v roce 2016 se zvýšilo využití N z čistírenského kalu u obou klonů vrb. U klonů P1 a P2 byla efektivita využití dusíku z čistírenského kalu nepatrná.

7 Závěr

Při sledování fytoextrakčních schopností rychle rostoucích dřevin docházelo nejen k postupnému odstraňování rizikových prvků z půdy, ale i odběru živin, které je potřeba v delším časovém intervalu nahradit. Cílem diplomové práce bylo sledování nárůstu biomasy, koncentrace dusíku a odběru dusíku čtyřmi klony rychle rostoucích dřevin, na které byl aplikován čistírenský kal.

Byly testovány dva klony vrby, (*Salix schwerinii* × *Salix viminalis*] × *S. viminalis*) hybrid Tordis a klon *Salix* × *smithiana* klon neboli S-218.

Z topolových klonů byl vybrán nejrozšířenější hybridní klon v České republice, *Populus maximowiczii* × *Populus nigra* J-105, také známý jako Max-4 a také *P. nigra* klon Wolterson. Na část klonů byl aplikován čistírenský kal v letech 2008, 2012 a 2016. V letech 2014, 2016 a 2018 došlo ke sklizni a následnému zpracování vzorků.

Byly navrženy dvě hypotézy:

První, hnojení čistírenským kalem má vliv na odběr dusíku rychle rostoucími dřevinami od odběru rostlinami pěstovanými na nehnojené variantě.

Druhá hypotéza byla, že odběr dusíku rychle rostoucími dřevinami bude v jednotlivých letech kolísat v závislosti na tvorbě biomasy.

První hypotéza byla potvrzena jen částečně. Statisticky významný rozdíl v odběru dusíku byl prokázán pouze u klonů S1 a P1. U klonu S1 mělo hnojení čistírenským kalem pozitivní vliv v letech sklizně 2014, 2016. U klonu P1 měla aplikace kalu v roce 2016 vliv negativní a projevila se jak na nižším odběru dusíku klonem, tak menším nárůstem biomasy oproti kontrolní variantě. U klonů S2 a P2 nebyl mezi odběry dusíku na hnojené a nehnojené variantě statisticky významný rozdíl.

Druhá hypotéza se zcela potvrdila u všech testovaných klonů, ve všech letech sklizně. Nejvyššího nárůstu biomasy a zároveň odběru dusíku dosáhl klon S2>P1>S1>P2.

Byla vyhodnocována i koncentrace dusíku v jednotlivých klonech. Z výsledků nic nenasvědčovalo, že by koncentrace dusíku nějak souvisela s odběrem dusíku nebo nárůstem biomasy.

Z výpočtů efektivity hnojení čistírenským kalem bylo zjištěno, že klony vrb využily dusík z čistírenského kalu pouze v roce 2016 a to 26 % každá vrba. V roce 2014 a 2018 bylo využití dusíku zanedbatelné. Klony topolů nevyžívaly dusík v podstatě vůbec.

Při porovnání výsledků s jinými autory, lze říci, že aby bylo docíleno vyšších výnosů u obou klonů topolů, měla by se dávka dusíku aplikovaného v čistírenském kalu snížit na 60 kg N ha⁻¹ rok⁻¹.

8 Literatura

Abrahamson LP, Volk TA, Smart LB, Cameron KD. 2010. Shrub Willow Biomass Producer's Handbook. State University of New York.

Addiscott TM. 2005. Nitrate, Agriculture and the Environment. Cabi publishing, Wallingford.

Adegbidi HG, Volk TA, Edwin H. White EH. 2001. Biomass and nutrient removal by willow clones in experimental bioenergy plantations in New York State. *Biomass and Bioenergy* **20**: 399–411

Adriano DC. 2001. Trace elements in terrestrial environments. Springer-Verlag, New York.

Balík J, Černý J, Kulhánek M. 2012. Bilance dusíku v zemědělství (certifikovaná metodika). Česká zemědělská univerzita v Praze. Praha

Bandin JC, Corredoira E, Vieitez AM. 2012. Plant Tissue Culture of Fast-Growing Trees for Phytoremediation Research. *Methods in molecular biology*. **877**:247-263.

Bhattacharya A. 2018. Changing climate and resource use efficiency in plants. Elsevier, Amsterdam.

Boczulak SA, Hawkins BJ, Roy R. 2014. Temperature effects on nitrogen uptake by seedling roots of three contrasting conifers. *Tree Physiology*. **34**: 57-68.

Brown KR, van den Driessche R. 2005. Effects of nitrogen and phosphorus fertilization on the growth and nutrition of hybrid poplars on Vancouver Island. *New Forests* **29**: 89-104

Bruijn F. 2015. Biological Nitrogen Fixation. *Advances in Microbiology*. **6**: 407-411.

Budňáková M. 2005. Využití odpadů v zemědělství. *Biom.cz*. Dostupné z: <https://biom.cz/cz/odborne-clanky/vyuziti-odpadu-v-zemedelstvi>. (cit. 2020-03-27).

Bungart R, Huttl RF. 2004. Growth dynamics and biomass accumulation of 8-year-old hybrid poplar clones in a short-rotation plantation on a clayey-sandy mining substrate with respect to plant nutrition and water budget. *European Journal of Forest Research* **123**: 105–115

Choi W-J, Chang SX, Hao X. 2005. Soil retention, tree uptake, and tree resorption of $^{15}\text{NH}_4\text{NO}_3$ and NH_4 $^{15}\text{NO}_3$ applied to trembling and hybrid aspens at planting. *Canadian Journal of Forest Research* **35**: 823-831

Černý J. 2010. Využití odpadů z ČOV jako zdroje organických látek a živin. *Biom.cz*. Dostupné z: <https://biom.cz/cz/projekty/konference-racionalni-pouziti-hnojiv-2009>. (cit. 2020-03-27).

Česká národní rada. 1992. Zákon č. 334/1992 Sb. o ochraně zemědělského půdního fondu. Česká republika

Česká národní rada. 1992. Zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny. Česká republika

Český statistický úřad. 2018. Dostupné z: <https://www.czso.cz>

Čížek V. 2007. Základní předpoklady pro zakládání plantáží a pěstování rychle rostoucích dřevin v podmínkách ČR. Expertní studie k projektu BRIE – Regionální trh s biomasou, Dostupné z: www.regec.cz/data/attachments/1c0d7f7f448776b47c79be94fc688106 (cit. 2020-03-27).

DEFRA (2002) Growing short rotation coppice. Stran: 32, Londýn, Velká Británie. (Zdroj: <http://www.biomassenergycentre.org.uk/pls/portal/docs>) [online] [cit. 2015-09-17])

DesRochers A, van den Driessche R & Thomas BR (2007) The interaction between nitrogen source, soil pH, and drought in the growth and physiology of three poplar clones. *Canadian Journal of Botany* 85: 1046-1057

Dohányos M. 2006. Efektivní využití a likvidace čistírenských kalů. *Biom.cz*. Dostupné z: <https://biom.cz/cz/odborne-clanky/efektivni-vyuziti-a-likvidace-cistirenskych-kalu>. (cit. 2020-06-12).

Evans R, Bloom A, Ehleringer J, Sukrapanna S. 1996. Nitrogen composition of tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill. cv. T-5) grown under ammonium or nitrate nutrition. *Plant, Cell & Environment*. **11**: 1317-1323.

Evropský parlament a Rada (ES). 2008. Směrnice č. 98/2008 o odpadech. Brusel.

Evropský parlament a Rada (ES). 1999. Směrnice č. 31 /1999 o skládkování kapalného i neupraveného odpadu. Brusel.

Evropský parlament a Rada (ES). 1986. Směrnice č. 278/ 1986 o čistírenských kalech. Brusel.

Evropský parlament a Rada (ES). 1991. Směrnice č. 689/1991 o nebezpečných odpadech. Brusel.

Evropský parlament a Rada (ES). 1991. Směrnice č. 271/1991 o čištění odpadních vod. Brusel.

- Evropský parlament a Rada (ES). 1991. Směrnice č. 676/1991 o ochraně vod před znečištěním dusičnany neboli tzv. nitrátová směrnice. Brusel.
- Eurostat. 2019. Database - Eurostat - European Commission. Dostupné z: <https://ec.europa.eu/eurostat/data/database> (cit. 2020-06-12)
- Fan X, Miller JA, Naz M, Xu G, Xuan W. 2017. Plant nitrate transporters: from gene function to application. *Journal of Experimental Botany*. **68**: 2463-2475.
- Fytili D, Zabaniotou A. 2008. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods--A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. Elsevier, Amsterdam.
- Gaduš J, Melišková I, Roháčiková O. 2017. The Cultivation of Fast-Growing Trees on Agricultural Land in Slovakia and Czechia: Legal Comparison, *Acta Regionalia et Environmentalica* **14**: 45-51
- Gojon A. 2017. Nitrogen nutrition in plants: rapid progress and new challenges. *Journal of Experimental Botany*. **68**: 2457–2462.
- Gray NF. 2010. *Water Technology an introduction for environmental scientists and engineers*. Elsevier/Butterworth-Heinemann, Boston.
- Grobelak A, Czerwińska K. 2019. General considerations on sludge disposal, industrial and municipal sludge, p.135-153, Prasad MNV. *Industrial and Municipal Sludge*. Butterworth-Heinemann, Warsaw.
- Gutser R, Weber A, Schraml M, Schmidhalter U, Ebertseder T. 2005. Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. **168**: 439-446.
- Hangs RD, Schoenau JJ, Van Rees KCJ & Knight JD (2012) The effect of irrigation on nitrogen uptake and use efficiency of two willow (*Salix* spp.) biomass energy varieties. *Canadian Journal of Plant Science* **92**: 563-575
- Hasselgren K. 1998. Use of municipal waste products in energy forestry: highlights from 15 years of experience. *Biomass and Bioenergy* **15**: 71-74
- Havlíčková K, Rudišová I. 2011. Short rotation coppice of fast-growing trees, their landscape aspects and biodiversity. *Ekologia*. **30**: 12-21.
- Havlíčková K. 2010. *Analýza potenciálu biomasy v České republice*. Průhonice: Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví s Novou tiskárnou Pelhřimov.

Heilman P & Norby RJ (1998) Nutrient cycling and fertility management in temperate short rotation forest systems. *Biomass and Bioenergy* 14: 361-370

Hillel D, Hatfield JL. 2004. *Encyclopedia of soils in the environment*. Elsevier/Academic Press. Boston

Holm B, Heinsoo K. 2013. Influence of composted sewage sludge on the wood yield of willow short rotation coppice. An Estonian case study. *Environment Protection Engineering* **39**: 17-32

Hýblerová K. 2005. Hnojivé účinky čistírenských kalů pro topoly. *Biom.cz*. dostupné z :biom.cz/cz/odborneclanky/hnojive-ucinky-cistirenskych-kalu-pro-topoly (cit. 2020-06-12)

Jug A, Hofmann-Schielle C, Makeschin F, Rehfuess KE. 1999. Short-rotation plantations of balsam poplars, aspen and willows on former arable land in the Federal Republic of Germany. II. Nutritional status and bioelement export by harvested shoot axes. *Forest Ecology and Management* **121**: 67-83

Kacprzak A at al. 2017. *Sewage sludge disposal strategies for sustainable development*. Environmental Research. Elsevier, Amsterdam.

Kirkby E, Mengel K. 2001. *Principles of Plant Nutrition*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.

Kravka M. 2012. *Plantáže dřevin pro biomasu, vánoční stromky a zalesňování zemědělských půd*. Grada. Praha

Kubátová P, Hejman M, Száková J, Vondráčková S, Tlustoš P. 2016. Effects of Sewage Sludge Application on Biomass Production and Concentrations of Cd, Pb and Zn in Shoots of *Salix* and *Populus* Clones: Improvement of Phytoremediation Efficiency in Contaminated Soils. *BioEnergy Research* **9** :42-57

Kulling D, Stadelmann F, Herter U. 2001. *Sewage sludge—fertilizer or waste?* Conference, Brussel.

Kutil J, Dohányos M. 2005. Efektivní využití a likvidace čistírenských kalů. *Biom.cz*. Dostupné z: <https://biom.cz/cz/odborne-clanky/efektivni-vyuziti-a-likvidace-cistirenskych-kalu-2>. (cit. 2020-04-25).

Kwarciak-Kozłowska A. 2019. p. 337-360. Prasad MNV. *Industrial and Municipal Sludge*. Butterworth-Heinemann, Warsaw.

- Labrecque M, Teodorescu TI, Daigle S. 1998. Early performance and nutrition of two willow species in short-rotation intensive culture fertilized with wastewater sludge and impact on the soil characteristics. *Canadian Journal of Forest Research* **28**: 1621-1635
- Laureysens I, Bogaert J, Blust R, Ceulemans R. 2004. Biomass production of 17 poplar clones in a short-rotation coppice culture on a waste disposal site and its relation to soil characteristics. *Forest Ecology and Management* **187**: 295–309
- Larsen SU, Jørgensen U, Lærke PE. 2014. Willow Yield Is Highly Dependent on Clone and Site. *BioEnergy Research* **7**: 1280–1292
- Lazdina D, Lazdin A, Karin Z, Kapost V. 2007. Effect of sewage sludge fertilization in short-rotation willow plantations. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* **15**: 105-111
- Lee K-H, Jose S. 2005. Nitrate leaching in cottonwood and loblolly pine biomass plantations along a nitrogen fertilization gradient. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **105**: 615-623
- Laghari SJ, Wahocho NA, Laghari GM. 2016. Role of Nitrogen for Plant Growth and Development. *Advances in Environmental Biology* **10**: 209-218.
- Maathuis F. 2009. Physiological Functions of Mineral Nutrients. *Current Opinion in Plant Biology*. **12**: 250-258.
- Marron N. 2015. Agronomic and environmental effects of land application of residues in short-rotation tree plantations: A literature review. *Biomass and Bioenergy* **81**: 378-400.
- McCutcheon SC, Jørgensen SE. 2008. Phytoremediation. *Encyclopedia of Ecology*. **5**: 2751-2766
- Mehlich A. 1984. Mehlich No. 3 soil test extractant: A modification of Mehlich No. 2. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. **15**: 1409-1415
- Mengel K. 2001. Principles of plant nutrition. Kluwer Academic Publishers, Boston.
- Mercuri AM, Duggin AJ, Grant CD. 2005. The use of saline mine water and municipal wastes to establish plantations on rehabilitated open-cut coal mines. *Forest Ecological Management* **204**: 195-207.
- Miles AG. 1992. Biological Nitrogen Fixation. Springer, Berlin.
- Ministerstvo zemědělství (Mze). 2000. Zákon č. 308/2000 Sb. o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd. Česká republika

Ministerstvo zemědělství. 2000. Vyhláška č. 474/2000 Sb. o stanovení požadavků na hnojiva. Česká republika

Ministerstvo zemědělství. 2013. Vyhláška č. 377/2013 Sb. o skladování a způsobu používání hnojiv. Česká republika

Ministerstvo zemědělství. 2016. Vyhláška č. 437/2016 Sb. o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě. Česká republika

Ministerstvo zemědělství. 1997. Zákon č. 252/1997 Sb. o zemědělství. Česká republika

Ministerstvo životního prostředí. 2001. Zákon č. 185/2001 Sb. o odpadech. Česká republika

Mitchell CP, Ford-Robertson JB, Hinckley T. 1992. Ecophysiology of Short Rotation Forest Crops. Elsevier Science Publishers Ltd., Essex.

Moffat AJ, Armstrong AT, Ockleston J. 2001. The optimization of sewage sludge and effluent disposal on energy crops of short rotation hybrid poplar. *Biomass and Bioenergy* **20**: 161-169

Moscattelli MC, Lagomarsino A, De Angelis P, Grego S. 2008. Short- and medium-term contrasting effects of nitrogen fertilization on C and N cycling in a poplar plantation soil. *Forest Ecology and Management* **255**: 447-454

Mrnka L et al. 2011. Pěstování vrb a topolů formou výmladkových plantáží na půdách kontaminovaných rizikovými prvky. Botanický ústav AV ČR, Průhonice.

Mrnka L. 2015. Využití stabilizovaných čistírenských kalů a popela z biomasy pro hnojení plantáží rychle rostoucích dřevin (certifikovaná metodika). Botanický ústav AV ČR. Průhonice.

Muñoz MÁ, Zornoza R. 2018. Soil management and climate change: effects on organic carbon, nitrogen dynamics, and greenhouse gas emissions. Elsevier/Academic, San Diego.

Naeem M, Ansari AA. 2017. Essential Plant Nutrients Uptake, Use Efficiency and Management. Springer, Berlin.

Nielsen UB, Madsen P, Hansen JK, Nord-Larsen T, Nielsen AT. 2014. Production potential of 36 poplar clones grown at medium length rotation in Denmark. *Biomass and Bioenergy* **64**: 99-109

Orsel M, Filleur S, Fraissier V, Vedele FD. 2002. Nitrate Transport in Plants: Which gene and which control? *Jornal of Experimental Botany*. **370**: 825-833.

- Pereira JS, Landsberg JJ. 1989. Biomass Production by Fast-Growing Trees. Kluwer Academic Publishers, Boston.
- Postgate J. 1998. Nitrogen Fixation. Cambridge University Press, Cambridge.
- Pulford ID, Dickinson NM. 2006. Phytoremediation technologies using trees p. 375-395. Prasad MNV, Sajwan KS, Naidu R. Trace elements in the environment: biogeochemistry, biotechnology and bioremediation. CRC Press, Boca Raton.
- Richter R, Kubát J. 2003. Organická hnojiva, jejich výroba a použití. Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha.
- Samešová D. 2012. Heavy Metals in Sewage Sludge. Životné prostredie, **46**: 232-236
- Sayigh A. 2012. Comprehensive Renewable Energy, Elsevier, Amsterdam.
- Schlesinger WH, Bernart ES. 2013. Biogeochemistry: an analysis of global change. Elsevier/Academic Press, Boston.
- Sevel L, Nord-Larsen T, Ingerslev M, Jorgensen U, Raulund-Rasmussen K. 2014. Fertilization of SRC Willow, I: Biomass Production Response. Bioenergy Research **7**: 319-328
- Shukla A, Srivastava S. 2019. A Review of Phytoremediation Prospects for Arsenic Contaminated Water and Soil. Phytomanagement of Polluted **267**: 243-254
- Singh RP, Agrawal M. 2008. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. Waste Management. **28**: 347-358
- Smil V. 2000. Phosphorus in the environment: natural flows and human interferences. Annual Review of Energy and the Environment **25**:53-88.
- Smith S. 2015. Recycling Organic Wastes in Agriculture. Department of Civil and Environmental Engineering, Imperial College London. South Kensington Campus, London.
- Stupavský V. 2008. Recyklace odpadních vod a kalů na plantáži RRD v Enköpingu. Biom.cz. Dostupné z://biom.cz/cz/odborne-clanky/recyklace-odpadnich-vod-a-kalu-na-plantazi-rrd-v-enk-pingu. (cit. 2020-06-12)
- Taiz L, Zeiger E. 2010. Plant Physiology. Sinauer Associates. Los Angeles.
- Trnka M, Trnka M, Fialová J. 2008. Biomass production and survival rates of selected poplar clones grown under a short-rotation system on arable land. Plant, soil and environment **54**: 78-88.

Twardowska I, Berk K. 2004. Sewage sludge, p. 239-295, Diaz L F. Waste management series. Elsevier, Amsterdam

Úradníček L. 2009. Dřeviny České republiky. Brno: Lesnická práce.

Váňa J. 2002. Zemědělské odpady. Biom.cz. Dostupné z: <https://biom.cz/cz/odborne-clanky/zemedelske-odpady>. (cit. 2020-03-27).

Vaněk V, Balík J, Pavlík M, Pavlíková D, Tlustoš P. 2007. Výživa a hnojení polních plodin. Profi Press, Praha.

Vysloužilová M, Tlustoš P, Száková J. 2003. Cadmium and zinc phytoextraction potencial of seven clones of *Salix* spp. planted on heavy metal contaminated soils. *Plant, Soil and Environment*. **49**: 542 - 547.

Weger J. 2011. Výmladkové plantáže topolů a vrb. Biom.cz. Dostupné z: <https://biom.cz/cz-pestovani-biomasy/odborne-clanky/vymladkove-plantaze-topolu-a-vrb>. (cit. 2020-05-20).

Weger J. 2012. Pěstování výmladkových plantáží rychle rostoucích dřevin pro produkci biomasy k energetickému využití na zemědělské půdě. Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v. v. i. odbor fytoenergetiky a biodiverzity. Dostupné z: www.vukoz.cz/index.php/rychle-rostouci-dreviny/pestovani (cit. 2020-05-20).

Weger J. 2013. Dotace pro výmladkové plantáže RRD. Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v. v. i. VÚKOZ, v.v.i., odbor fytoenergetiky a biodiverzity, Dostupné z: www.vukoz.cz/index.php/rychle-rostouci-dreviny/dotace-pro-rrd (cit. 2020-05-20)

Weih M, Nordh N. 2002. Characterising willows for biomass and phytoremediation: growth, nitrogen and water use of 14 willow clones under different irrigation and fertilisation regimes. *Biomass and bioenergy* **23**: 397 – 413

Weih M. 2004. Intensive short rotation forestry in boreal climates: present and future perspectives. *Canadian Journal of Forest Research*. **34**: 1369-1378.

Werle S. 2019. Gasification of sewage sludge. p. 575-593, Prasad MNV. *Industrial and Municipal Sludge*. Butterworth-Heinemann, Warsaw.

Yin C, Pang X, Chen K. 2009. The effects of water, nutrient availability and their interaction on the growth, morphology and physiology of two poplar species. *Environmental and Experimental Botany* **67**: 196-203

Zabek LM. 2001. Nutrition and fertilization response : a case study using hybrid poplar.
Dostupné z: <https://circle.ubc.ca/handle/2429/13842> (cit. 2020-05-20).

Zárubová P, Hejcman ., Vondráčková S, Mrnka L, Száková J, Tlustoš P. 2015.
Distribution of P, K, Ca, Mg, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn in wood and bark age classes of willows and poplars used for phytoextraction on soils contaminated by risk elements.
Environmental Science and Pollution Research. **23**: 18801 - 18813.

Zhuang P, Yang QW, Wang HB, Shu WS. 2007. Phytoextraction of Heavy Metals by Eight Plant Species in the Field. *Water Air Soil Pollut*. **184**: 235-242.

9 Samostatné přílohy

2014 1 po 2		šestileté rostliny s dvouletými výhony po první sklizni																
varianta	výsadba	blok	období	klon	materiál	číslo	počet klonů	FW g	FW průměr g	DW g	DW průměr	FW/DW	DW na ha (t)	N koncentrace mg/kg	N odběr na rostlinu (mg)	N odběr na ha (g)		
C	08	1	únor	P1	větve	1	10	1936,50	1305,65	829,80	559,48	0,43	11,48	6072,75	5039,164	69693,11		
C	08	2	únor	P1	větve	1	14	564,00	971,71	248,40	427,97	0,44	12,29	7101,42	1763,992	87278,31		
C	08	3	únor	P1	větve	1	10	958,00	1230,80	429,60	551,93	0,45	11,32	6654,14	2858,618	75335,59		
C	08	4	únor	P1	větve	1	14	498,50	1014,89	233,80	475,99	0,47	13,67	5584,80	1305,725	76340,85		
C	08	5	únor	P1	větve	1	15	1990,00	1478,00	888,40	659,83	0,45	20,30	7006,81	6224,847	142253,6		
C	08	6	únor	P1	větve	1	12	1323,50	1189,46	584,40	525,21	0,44	12,93	6212,79	3630,754	80320,34		
C	08	7	únor	P1	větve	1	11	1949,00	1211,73	879,00	546,49	0,45	12,33	4794,87	4214,692	59125,34		
C	08	1	únor	P2	větve	1	6	130,50	221,75	60,00	101,95	0,46	1,25	7428,22	445,6932	9321,001		
C	08	2	únor	P2	větve	1	14	200,50	263,61	91,00	119,64	0,45	3,44	6428,28	584,9736	22086,62		
C	08	3	únor	P2	větve	1	7	62,00	276,00	28,20	125,54	0,45	1,80	6020,08	169,7662	10851,47		
C	08	4	únor	P2	větve	1	11	113,00	92,09	52,00	42,38	0,46	0,96	6250,09	325,0049	5976,446		
C	08	5	únor	P2	větve	1	12	351,50	140,13	157,20	62,67	0,45	1,54	6492,22	1020,577	10014,74		
C	08	6	únor	P2	větve	1	9	67,00	435,22	30,00	194,88	0,45	3,60	5318,32	159,5497	19133,61		
C	08	7	únor	P2	větve	1	6	74,00	122,33	34,00	56,21	0,46	0,69	8862,56	301,3272	6130,908		
C	08	8	únor	P2	větve	1	9	281,50	357,94	117,40	149,28	0,42	2,76	8476,11	995,0948	23359,65		
C	08	1	únor	S1	větve	1	3	570,00	400,00	242,20	169,96	0,42	1,05	6619,72	1603,295	6923,761		
C	08	2	únor	S1	větve	1	12	507,00	602,25	220,40	261,81	0,43	6,44	5927,53	1306,427	38199,46		
C	08	3	únor	S1	větve	1	6	179,00	813,17	78,80	357,98	0,44	4,41	4175,88	329,0596	18398,16		
C	08	4	únor	S1	větve	1	9	421,00	290,11	181,00	124,73	0,43	2,30	5373,11	972,5333	12372,33		
C	08	5	únor	S1	větve	1	2	993,00	641,50	462,20	298,59	0,47	1,22	13937,69	6441,999	17073,41		
C	08	6	únor	S1	větve	1	1	458,00	478,00	207,00	216,04	0,45	0,44	6573,48	1360,711	2913,066		
C	08	7	únor	S1	větve	1	7	416,50	675,21	180,80	293,11	0,43	4,21	6118,95	1106,306	25752,65		
C	08	8	únor	S1	větve	1	9	3704,50	1466,06	1652,80	654,10	0,45	12,08	6326,91	10457,12	76400,7		
C	08	1	únor	S2	větve	1	7	125,50	386,50	52,00	160,14	0,41	2,30	5665,42	294,6017	13027,5		
C	08	2	únor	S2	větve	1	10	1433,00	1824,30	617,40	785,99	0,43	16,12	6176,45	3813,341	99581,32		
C	08	3	únor	S2	větve	1	7	1166,50	1476,64	493,80	625,09	0,42	8,98	5386,32	2659,763	48345,25		
C	08	4	únor	S2	větve	1	16	485,50	1024,09	213,40	450,14	0,44	14,77	5706,30	1217,725	84302,78		
C	08	5	únor	S2	větve	1	16	189,50	686,22	82,60	299,11	0,44	9,82	6413,11	529,7232	62957,07		
C	08	6	únor	S2	větve	1	7	2227,50	2043,93	944,20	866,39	0,42	12,44	7598,56	7174,565	94528,71		
C	08	8	únor	S2	větve	1	13	2680,00	1155,38	1119,00	482,42	0,42	12,86	4879,18	5459,801	62767,39		
SS	08	1	únor	P1	větve	1	6	1037,50	2154,58	441,40	916,66	0,43	11,28	8011,21	3536,15	90381,44		
SS	08	3	únor	P1	větve	1	13	2470,00	1642,31	1016,40	675,81	0,41	18,02	9426,43	9581,025	169877,2		
SS	08	4	únor	P1	větve	1	8	1065,00	751,88	496,20	350,31	0,47	5,75	8168,38	4053,149	46957,04		
SS	08	5	únor	P1	větve	1	5	650,00	1466,00	293,40	661,73	0,45	6,79	9301,72	2729,125	63130,06		
SS	08	7	únor	P1	větve	1	7	74,00	447,71	38,00	229,91	0,51	3,30	7965,38	302,6845	26295,39		
SS	08	8	únor	P1	větve	1	7	957,00	1056,71	443,40	489,60	0,46	7,03	6530,02	2895,412	45906,71		
SS	08	1	únor	P2	větve	1	1	323,00	323,00	152,60	152,60	0,47	0,31	8620,19	1315,441	2698,32		
SS	08	2	únor	P2	větve	1	4	286,00	284,00	126,40	125,52	0,44	1,03	6970,76	881,1043	7178,963		
SS	08	3	únor	P2	větve	1	12	329,00	247,42	155,80	117,17	0,47	2,88	5072,58	790,3076	14629,6		
SS	08	4	únor	P2	větve	1	3	160,00	216,67	70,40	95,33	0,44	0,59	7893,35	555,692	4630,732		
SS	08	6	únor	P2	větve	1	17	382,50	481,91	171,60	216,20	0,45	7,54	6838,89	1173,553	51559,65		
SS	08	7	únor	P2	větve	1	4	263,50	93,38	113,50	40,22	0,43	0,33	6760,83	767,3546	2231,147		
SS	08	8	únor	P2	větve	1	3	499,00	1346,33	214,80	579,54	0,43	3,57	10016,46	2151,536	35722,68		
SS	08	1	únor	S1	větve	1	5	652,00	1920,40	299,80	883,03	0,46	9,06	5488,04	1645,314	49703,29		
SS	08	2	únor	S1	větve	1	12	393,50	381,13	170,40	165,04	0,43	4,06	5236,54	892,3072	21273,57		
SS	08	3	únor	S1	větve	1	11	2039,00	1225,36	936,60	562,86	0,46	12,70	6344,85	5942,583	80581,96		
SS	08	4	únor	S1	větve	1	9	1635,00	1506,11	798,00	735,09	0,49	13,57	5582,78	4455,062	75763,08		
SS	08	5	únor	S1	větve	1	10	939,00	452,90	427,00	205,95	0,45	4,22	4962,80	2119,115	20965,89		
SS	08	5	únor	S1	větve	1	9	500,50	1024,50	210,20	430,27	0,42	7,94	5903,40	1240,896	46892,97		
SS	08	6	únor	S1	větve	1	5	371,00	960,20	163,60	423,42	0,44	4,34	6452,68	1055,659	28022,28		
SS	08	7	únor	S1	větve	1	14	2587,00	1262,64	1124,60	548,89	0,43	15,76	4587,18	5158,746	72306,68		
SS	08	2	únor	S2	větve	1	5	1358,00	2115,60	542,00	844,37	0,40	8,66	5513,50	2988,319	47747,74		
SS	08	3	únor	S2	větve	1	11	4296,00	2071,45	1864,80	899,17	0,43	20,29	5098,67	9507,994	103446,3		
SS	08	4	únor	S2	větve	1	12	1875,00	1722,08	808,00	742,10	0,43	18,27	3814,78	3082,342	69684,64		
SS	08	7	únor	S2	větve	1	7	817,00	1692,43	378,40	783,86	0,46	11,26	6139,91	2323,343	69106,95		
SS	08	8	únor	S2	větve	1	10	2718,00	2991,80	1123,80	1237,01	0,41	25,37	3901,32	4384,306	98993,37		

varianta	výsadba	blok	období	klon	materiál	číslo	počet klonů	FW g	FW průměr g	DW g	DW průměr	FW/DW	DW na ha (t)	N mg/kg	N mg	N odběr na ha (g)
C	08	2	únor	P1	větve	1	14	1700,00	1373,57	826,35	667,68	0,49	19,17	10848,75	8964,884	208016,2
C	08	3	únor	P1	větve	1	10	1800,00	1871,00	832,79	865,64	0,46	17,76	12655,33	10539,25	224715,5
C	08	4	únor	P1	větve	1	13	2900,00	2171,54	1430,17	1070,92	0,49	28,56	10290,10	14716,55	293860,4
C	08	7	únor	P1	větve	1	11	2800,00	1313,64	1350,84	633,75	0,48	14,30	12139,46	16398,46	173594,1
C	08	1	únor	P2	větve	1	6	400,00	271,67	182,60	124,02	0,46	1,53	7887,98	1440,345	12039,71
C	08	2	únor	P2	větve	1	13	895,00	425,00	441,20	209,51	0,49	5,59	5375,67	2371,745	30033,04
C	08	3	únor	P2	větve	1	7	274,00	167,71	99,60	60,96	0,36	0,88	7006,39	697,8363	6133,286
C	08	4	únor	P2	větve	1	11	288,00	143,45	129,60	64,55	0,45	1,46	8034,79	1041,309	11703,51
C	08	5	únor	P2	větve	1	11	717,00	431,55	318,60	191,76	0,44	4,33	5833,52	1858,558	25240,53
C	08	6	únor	P2	větve	1	8	112,00	64,00	44,80	25,60	0,40	0,42	9280,10	415,7485	3898,565
C	08	7	únor	P2	větve	1	6	146,00	74,33	62,60	31,87	0,43	0,39	8447,45	528,8105	3313,632
C	08	8	únor	P2	větve	1	7	177,00	175,29	107,60	106,56	0,61	1,53	11446,40	1231,633	17513,57
C	08	1	únor	S1	větve	1	3	1600,00	1466,67	833,52	764,06	0,52	4,70	13146,40	10957,76	61812,55
C	08	2	únor	S1	větve	1	11	2110,00	1541,82	936,00	683,95	0,44	15,43	7725,56	7231,124	119226,1
C	08	3	únor	S1	větve	1	6	1500,00	1983,33	680,20	899,37	0,45	11,07	9211,32	6265,519	101961,2
C	08	4	únor	S1	větve	1	9	2500,00	1036,67	1145,21	474,88	0,46	8,77	7378,28	8449,652	64684,85
C	08	5	únor	S1	větve	1	2	2500,00	1665,00	1227,39	817,44	0,49	3,35	10054,65	12340,97	33719,08
C	08	6	únor	S1	větve	1	1	700,00	700,00	302,50	302,50	0,43	0,62	9640,57	2916,249	5982,005
C	08	7	únor	S1	větve	1	6	2100,00	1405,00	1133,18	758,15	0,54	9,33	7983,29	9046,52	74492,4
C	08	8	únor	S1	větve	1	9	1800,00	1870,00	818,12	849,93	0,45	15,69	14005,94	11458,49	219766,3
C	08	1	únor	S2	větve	1	7	6600,00	3264,29	2925,86	1447,10	0,44	20,78	11208,52	32794,57	232898,3
C	08	2	únor	S2	větve	1	10	3000,00	3418,00	1283,17	1461,96	0,43	29,99	11639,31	14935,2	349047
C	08	3	únor	S2	větve	1	7	6700,00	4248,57	2930,13	1858,04	0,44	26,68	6978,84	20448,93	186191,1
C	08	4	únor	S2	větve	1	12	3300,00	3194,17	1237,50	1197,81	0,38	29,48	12291,12	15210,26	362396,3
C	08	5	únor	S2	větve	1	14	2894,50	2413,18	1232,80	1027,80	0,43	29,52	10476,74	12915,73	309232,3
C	08	6	únor	S2	větve	1	6	4300,00	3275,00	1858,32	1415,35	0,43	17,42	12955,67	24075,79	225682
C	08	7	únor	S2	větve	1	11	2000,00	1509,09	838,90	632,99	0,42	14,28	12905,26	10826,23	184322,1
C	08	8	únor	S2	větve	1	11	1300,00	1059,09	529,71	431,55	0,41	9,74	12424,33	6581,32	120981,1
SS	08	3	únor	P1	větve	1	12	2300,00	1470,83	1098,83	702,69	0,48	17,30	9341,71	10264,94	161582,9
SS	08	5	únor	P1	větve	1	4	5200,00	3685,00	2502,32	1773,28	0,48	14,55	9646,38	24138,37	140353,8
SS	08	6	únor	P1	větve	1	11	2400,00	1340,91	1127,47	629,93	0,47	14,21	7720,19	8704,292	109732,8
SS	08	7	únor	P1	větve	1	7	2300,00	1694,29	1025,14	755,17	0,45	10,84	8693,41	8911,992	94265,71
SS	08	8	únor	P1	větve	1	6	1100,00	1658,33	517,92	780,80	0,47	9,61	9842,79	5097,744	94586,81
SS	08	2	únor	P2	větve	1	4	886,00	634,00	444,00	317,72	0,50	2,61	6538,39	2903,044	17044,78
SS	08	3	únor	P2	větve	1	12	385,00	76,25	169,60	33,59	0,44	0,83	6587,08	1117,169	5446,298
SS	08	4	únor	P2	větve	1	3	420,00	373,33	177,60	157,87	0,42	0,97	9689,58	1720,869	9413,228
SS	08	5	únor	P2	větve	1	7	818,00	492,57	392,80	236,53	0,48	3,40	9177,89	3605,076	31170,98
SS	08	6	únor	P2	větve	1	15	494,00	262,93	238,80	127,10	0,48	3,91	6456,05	1541,705	25248,38
SS	08	7	únor	P2	větve	1	4	714,00	478,50	335,80	225,04	0,47	1,85	13163,51	4420,307	24306,27
SS	08	8	únor	P2	větve	1	3	1978,00	996,00	1000,80	503,94	0,51	3,10	13209,53	13220,09	40964,81
SS	08	2	únor	S1	větve	1	11	2346,50	1329,68	1113,80	631,15	0,47	14,24	6745,58	7513,226	96065,72
SS	08	3	únor	S1	větve	1	10	2400,00	1307,00	1122,18	611,12	0,47	12,54	8705,27	9768,88	109126,8
SS	08	4	únor	S1	větve	1	9	2600,00	2576,67	1188,26	1177,60	0,46	21,74	13857,42	16466,22	301261,4
SS	08	5	únor	S1	větve	1	9	2345,50	1707,28	1175,80	855,86	0,50	15,80	9011,18	10595,35	142379,8
SS	08	6	únor	S1	větve	1	8	4200,00	2153,75	2055,88	1054,25	0,49	17,30	10282,24	21139	177886,3
SS	08	7	únor	S1	větve	1	5	1338,00	1937,60	604,40	875,25	0,45	8,98	9232,85	5580,334	82882,03
SS	08	8	únor	S1	větve	1	10	4100,00	3033,00	1816,80	1343,99	0,44	27,57	10275,54	18668,63	283284,7
SS	08	2	únor	S2	větve	1	5	7200,00	6852,00	3039,43	2892,52	0,42	29,67	13500,31	41033,23	400509,3
SS	08	3	únor	S2	větve	1	7	6700,00	4085,71	2933,18	1788,68	0,44	25,68	10198,49	29914,02	261931,7
SS	08	4	únor	S2	větve	1	8	3700,00	4867,50	1641,95	2160,06	0,44	35,45	12306,88	20207,32	436239,5
SS	08	6	únor	S2	větve	1	14	2900,00	1999,29	1272,92	877,56	0,44	25,20	8781,28	11177,86	221302,3
SS	08	7	únor	S2	větve	1	7	3700,00	6268,57	1685,27	2855,21	0,46	41,00	8254,53	13911,14	338415,1

2018 3 po 2			desetileté rostliny s dvouletými výhony po třetí sklizni															
výsadba	blok	období	klon	materiál	číslo	počet klonů	FW g	FW průměr g	DW g	DW průměr	FW/DW	DW na ha (t)	N koncentrace mg/kg	N odběr na rostlinu (mg)	N odběr na ha (g)			
08	1	únor	P1	větve	1	10	1142	2224,429	642	1250,511	0,56	25,65	4068,10	2611,718	104352			
08	2	únor	P1	větve	1	14	2525	1552,5	1316	809,1446	0,52	23,24	7434,77	9784,158	172760,3			
08	3	únor	P1	větve	1	10	1256	1329,667	743	786,5783	0,59	16,13	6922,32	5143,282	111690,3			
08	4	únor	P1	větve	1	13	1088	792	606	441,1324	0,56	11,76	8048,13	4877,167	94673,71			
08	5	únor	P1	větve	1	14	2049	895,3636	1095	478,4886	0,53	13,74	6182,68	6770,033	84956,86			
08	6	únor	P1	větve	1	12	1502	1330,2	771	682,8124	0,51	16,81	6852,32	5283,136	115170,7			
08	7	únor	P1	větve	1	11	798	753,6923	439	414,6252	0,55	9,36	7891,62	3464,419	73830,61			
08	8	únor	P1	větve	1	12	477	323,0833	244	165,2669	0,51	4,07	323,08	78,83233	1314,329			
08	1	únor	P2	větve	1	6	1431	611,9091	784	335,2458	0,55	4,13	6042,02	4736,943	24929,8			
08	2	únor	P2	větve	1	13	478	513	247	265,0858	0,52	7,07	6217,11	1535,626	43948,14			
08	3	únor	P2	větve	1	7	400	137,5	293	100,7188	0,73	1,45	6632,77	1943,403	9592,364			
08	4	únor	P2	větve	1	11	607	408,2308	324	217,9024	0,53	4,92	6047,34	1959,338	29733,18			
08	5	únor	P2	větve	1	11	329	54,83333	170	28,33333	0,52	0,64	7248,08	1232,173	4633,778			
08	6	únor	P2	větve	1	8	120	60	73	36,5	0,61	0,60	6963,76	508,3545	4171,083			
08	7	únor	P2	větve	1	6	305	173,1818	175	99,36662	0,57	1,22	7548,37	1320,964	9231,387			
08	1	únor	S1	větve	1	3	1457	828,5	857	487,3195	0,59	3,00	5562,55	4767,102	16681,33			
08	2	únor	S1	větve	1	11	1628	1342,667	877	723,2916	0,54	16,32	6501,27	5701,611	106102,6			
08	4	únor	S1	větve	1	9	597	1736,091	295	857,8674	0,49	15,84	6123,21	1806,348	96975,99			
08	5	únor	S1	větve	1	2	555	725,8333	311	406,7282	0,56	1,67	7665,47	2383,961	12790,73			
08	6	únor	S1	větve	1	1	731	921,8333	374	471,6357	0,51	0,97	6925,13	2590	6699,723			
08	7	únor	S1	větve	1	6	879	542,1111	458	282,4652	0,52	3,48	5530,71	2533,066	19227,35			
08	8	únor	S1	větve	1	9	2406	867,3333	1026	369,8603	0,43	6,83	867,33	889,884	5922,273			
08	1	únor	S2	větve	1	7	1750	3310,714	1096	2073,453	0,63	29,77	6760,88	7409,929	201288			
08	2	únor	S2	větve	1	10	1991	3241,571	971	1580,897	0,49	32,43	6925,13	6724,304	224571,1			
08	3	únor	S2	větve	1	7	1372	3645,333	744	1976,77	0,54	28,38	8697,74	6471,116	246878			
08	4	únor	S2	větve	1	12	4682	3798,2	1700	1379,099	0,36	33,95	4108,38	6984,242	139466,2			
08	5	únor	S2	větve	1	14	1719	1238,091	867	624,4472	0,50	17,93	6422,47	5568,278	115172,2			
08	6	únor	S2	větve	1	6	962	16666	495	8575,541	0,51	105,54	6774,37	3353,313	714996,4			
08	7	únor	S2	větve	1	11	1629	10510,75	838	5407,003	0,51	122,00	5587,23	4682,098	681660,2			
08	3	únor	P1	větve	1	12	2001	1327,364	1061	703,8145	0,53	17,32	6647,85	7053,372	115171			
08	4	únor	P1	větve	1	8	1504	1343,429	781	697,6182	0,52	11,45	6134,48	4791,028	70227,55			
08	2	únor	P1	větve	1	4	1368	4567	739	2467,115	0,54	20,24	8296,39	6131,035	167942,6			
08	6	únor	P1	větve	1	11	1298	1933,167	675	1005,306	0,52	22,68	7216,69	4871,266	163701			
08	7	únor	P1	větve	1	7	2181	821,8333	1206	454,4388	0,55	6,53	6442,64	7769,824	42039,68			
08	2	únor	P2	větve	1	4	572	567,4286	316	313,4745	0,55	2,57	5789,04	1829,335	14889,86			
08	3	únor	P2	větve	1	12	892	292,8	502	164,7821	0,56	4,06	9921,45	4980,569	40242,83			
08	4	únor	P2	větve	1	3	266	466,5	142	249,0338	0,53	1,53	8229,24	1168,552	12611,35			
08	5	únor	P2	větve	1	7	610	802,5	316	415,7213	0,52	5,97	9028,94	2853,147	53896,36			
08	6	únor	P2	větve	1	15	219	43,25	123	24,2911	0,56	0,75	6325,91	778,0873	4728,068			
08	7	únor	P2	větve	1	4	2078	892,6667	1177	505,6153	0,57	4,15	7118,02	8377,912	29529,88			
08	2	únor	S1	větve	1	11	1222	1291,333	713	753,4539	0,58	17,00	5293,52	3774,28	89994,51			
08	3	únor	S1	větve	1	10	2450	1918,75	1235	967,2066	0,50	19,84	3621,56	4472,629	71851,74			
08	4	únor	S1	větve	1	9	518	1123,6	262	568,3073	0,51	10,49	7059,25	1849,523	74063,85			
08	5	únor	S1	větve	1	9	721	838,2727	343	398,7899	0,48	7,36	5804,33	1990,885	42732,75			
08	6	únor	S1	větve	1	8	342	799,2	166	387,9158	0,49	6,37	6018,56	999,0816	38312,67			
08	7	únor	S1	větve	1	5	3354	2145,4	1597	1021,528	0,48	10,48	6410,65	10237,8	67165,17			
08	2	únor	S2	větve	1	5	1517	5377,125	794	2814,395	0,52	28,87	4487,83	3563,34	129543			
08	3	únor	S2	větve	1	7	1793	1970,929	951	1045,373	0,53	15,01	5545,41	5273,686	83238,65			
08	4	únor	S2	větve	1	8	4110	6458,571	2416	3796,571	0,59	62,30	7997,46	19321,86	498259,5			
08	5	únor	S2	větve	1	8	4868	6393,6	2553	3353,094	0,52	55,02	6106,72	15590,47	336020,8			
08	6	únor	S2	větve	1	14	1725	15496,43	869	7806,607	0,50	224,19	7123,94	6190,7	1597101			
08	7	únor	S2	větve	1	7	3643	12694,3	1863	6491,76	0,51	93,21	7174,67	13366,41	668781,8			