

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Vliv obsahu přijatelné síry v půdě na obsah makroprvků
v nadzemní biomase ozimé pšenice**

Diplomová práce

**Bc. Michaela Zmeškalová
Rostlinná produkce**

Ing. Ondřej Sedlář, Ph.D.

© 2023 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Vliv obsahu přijatelné síry v půdě na obsah makroprvků v nadzemní biomase ozimé pšenice" 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 14. dubna 2023

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala Ing. Ondřeji Sedlářovi, Ph.D. za trpělivost, ochotu, pomoc a cenné rady při psaní mé diplomové práce. Dále bych také chtěla poděkovat svým spolužákům, kteří mi velmi zpříjemňovali celé magisterské studium. Vřelé díky patří i mému příteli za jeho podporu, nejenom v psychické rovině. V neposlední řadě bych chtěla poděkovat rodičům a prarodičům za podporu během mého studia.

Vliv obsahu přijatelné síry v půdě na obsah makroprvků v nadzemní biomase ozimé pšenice

Souhrn

Makroprvky jsou nutnou součástí pro růst a metabolismus rostlin. Vývoj a růst je tedy do značné míry ovlivněn a určen dostupností těchto živin, proto pro zajištění lepší produktivity plodin v zemědělství je nezbytné porozumět nejenom dynamice příjmu živin, ale také jejich biologickým interakcím. Síra patří mezi nejdůležitější makroprvky ve výživě rostlin, jelikož je stavebním prvkem esenciálních aminokyselin, konkrétně cysteinu a methioninu, které jsou nedílnou součástí bílkovin v rostlině. Pro optimální růst a vývoj rostlin je síra nezbytnou živinou, která se podílí na kvalitě rostlinných produktů, které poté získáváme. Síra má schopnost interagovat s téměř všemi základními makroživinami a mikroživinami, což může mít vliv na růst a výnos plodin tím, že ovlivňuje příjem a využití živin. Komplexní porozumění těmto interakcím mezi makroživinami je nezbytné pro optimalizaci případně pro maximalizaci výnosů plodin při různé úrovni výživy v půdě. Výživa rostlin sírou je velmi aktuální problém zdaleka nejen v podmínkách střední a západní Evropy. Správná a v praxi snadno proveditelná determinace obsahu přijatelné síry v půdě je zásadním předpokladem pro udržitelnou rostlinnou produkci a její špičkovou kvalitu. Pšenice ozimá (*Triticum aestivum* L.) je z mnoha důvodů nejvýznamnější obilninou nejenom pro Českou republiku, ale i celosvětově. Je prakticky univerzální a pro mnoho potravinářských výrobků je nevhodnější obilninou.

Cílem této práce bylo zjistit, zdali přijatelná síra v půdě ovlivňuje příjem sledovaných makroprvků. Dále byl stanoven cíl, zjistit, jestli vzájemný poměr přijatelné síry v půdě s daným makroprvkem, by mohl představovat spolehlivější parametr pro posouzení přijatelnosti makroprvku nadzemní biomasou ozimé pšenice. Dalším cílem této práce bylo posoudit, jakým extrakčním činidlem je vhodnější stanovit přijatelný obsah síry v půdě z hlediska vztahu s obsahem sledovaných makroprvků v rostlinách, v tomto případě v ozimé pšenici. Porovnávána extrakční činidla byla Mehlich 3 a voda.

Vzorky půdy a nadzemní biomasy ozimé pšenice byly odebrány z polních provozů v šestnácti okresech v České republice v letech 2015 – 2022. Pro vyhodnocení byly odebrány vzorky nadzemní biomasy ve fázi počátku sloupkování (BBCH 30 – 31) a ve fázi konce kvetení (BBCH 65–69). Půdní vzorek byl odebrán během jarní regenerace v hloubce orničního profilu (0–30 cm).

Hypotéza, že obsah přijatelné síry v půdě ovlivňuje příjem makroprvků nadzemní biomasou ozimé pšenice byla v této práci potvrzena pro dusík (1. fáze odběru), fosfor (2. fáze odběru) a draslík. Vliv samotné přijatelné síry v půdě na příjem vápníku a hořčíku nadzemní biomasou pšenice nebyl prokázán. Hypotéza, že vzájemný poměr přijatelné síry v půdě s daným makroprvkem může představovat spolehlivější parametr pro posouzení přijatelnosti makroprvku nadzemní biomasou ozimé pšenice potvrzujeme pro fosfor (1.fáze odběru). Pro draslík, vápník a hořčík nelze tuto hypotézu potvrdit. V této práci byla potvrzena hypotéza o tom, že extrakční činidlo Mehlich 3 je spolehlivou a rovnocennou alternativou pro stanovení přijatelné síry v půdě, stejně jako je vodný výluh. Proto lze metodu Mehlich 3 doporučit jako metodu vhodnou pro stanovení dostupné síry v půdě.

Klíčová slova: makroprvky, přijatelný obsah, pšenice, síra, výživný stav

Effect of Available Sulphur in Soil on Macronutrients Content in Shoot Biomass of Winter Wheat

Summary

Macro elements are necessary for plant growth and metabolism. Thus, development and growth are largely influenced and determined by the availability of these nutrients, so understanding not only the dynamics of nutrient uptake but also their biological interactions is essential to ensure better crop productivity in agriculture. Sulphur is one of these most important macro elements in plant nutrition as it is a building block of essential amino acids, specifically cysteine, and methionine. These two amino acids are integral components of the proteins in the plant. For optimal plant growth and development, sulphur is an essential nutrient that contributes to the quality of the plant products we obtain. Sulphur can interact with almost all essential macronutrients and micronutrients, which can affect crop growth and yield by influencing nutrient uptake and utilization. Understanding these macronutrient interactions is essential to optimize or maximize crop yields under varying soil nutrient levels. Sulfur nutrition of plants is a very topical issue, far from being limited to the conditions of Central and Western Europe. A correct and easy-to-practice determination of the acceptable sulphur content of the soil is a fundamental prerequisite for sustainable crop production and its top quality. Winter wheat (*Triticum aestivum* L.) is for many reasons the most important cereal not only for the Czech Republic but also worldwide. It is practically universal and is the most suitable cereal for many food products.

Soil and aboveground biomass samples of winter wheat were collected from field operations in sixteen districts in the Czech Republic between 2015 and 2022. For evaluation, aboveground biomass samples were collected at the stage of early heading (BBCH 30 - 31) and the stage of late flowering (BBCH 65 - 69). The soil sample was collected during spring regeneration at the depth of the plow profile (0 - 30 cm).

This work aimed to determine whether available sulphur in the soil influences the uptake of the observed macro-elements and, if so, to what extent. Furthermore, the objective was to determine if the ratio of acceptable sulfur in the soil with a given macro-nutrient could represent a more reliable parameter for assessing macro-nutrient acceptability by above-ground biomass of winter wheat. Another objective of this work was to assess which extraction reagent is more appropriate to determine the acceptable sulphur content in the soil in terms of its relationship with the content of the observed macro-elements in plants, in this case, winter wheat. The extraction reagents compared were Mehlich 3 and water.

The hypothesis that the content of acceptable sulphur in soil influences the uptake of macronutrients by aboveground biomass of winter wheat was confirmed in this study for nitrogen (1st growth stage), phosphorus (2nd growth stage), and potassium. The effect of soil acceptable sulphur alone on calcium and magnesium uptake by wheat aboveground biomass was not demonstrated. We confirm the hypothesis that the correlation of soil available sulphur with a given macronutrient may represent a more reliable parameter for assessing macronutrient acceptability by aboveground biomass of winter wheat for phosphorus (1st growth stage). This hypothesis cannot be confirmed for potassium, calcium and magnesium. In this work, the hypothesis that the extraction reagent Mehlich 3 is a reliable and equivalent

alternative for the determination of acceptable sulfur in the soil, as is aqueous leachate, was confirmed. Therefore, the Mehlich 3 method can be recommended as a suitable method for determining available sulfur in the soil.

Keywords: macroelements, acceptable content, wheat, sulphur, nutritional status

Obsah

1 Úvod	9
2 Cíle práce	10
2.1 Vědecké hypotézy	10
3 Literární rešerše	11
3.1 Makroprvky	11
3.1.1 Dusík.....	11
3.1.1.1 Dusík v rostlině.....	11
3.1.1.2 Dusík v půdě.....	13
3.1.2 Fosfor	15
3.1.2.1 Fosfor v rostlině.....	15
3.1.2.2 Fosfor v půdě.....	17
3.1.3 Draslík.....	19
3.1.3.1 Draslík v rostlině	19
3.1.3.2 Draslík v půdě.....	20
3.1.4 Vápník.....	22
3.1.4.1 Vápník v rostlině	22
3.1.4.2 Vápník v půdě.....	23
3.1.5 Hořčík	24
3.1.5.1 Hořčík v rostlině	24
3.1.5.2 Hořčík v půdě	25
3.1.6 Vztahy makroprvků mezi sebou – antagonismus / synergismus	26
3.2 Síra	29
3.2.1 Síra v rostlině.....	29
3.2.1.1 Funkce síry v rostlině	29
3.2.1.2 Projevy nedostatku síry v rostlině	30
3.2.2 Síra v půdě	30
3.2.2.1 Formy síry v půdě.....	30
3.2.2.2 Stanovení přijatelné síry v půdě	31
3.2.3 Vzájemné ovlivňování metabolismů síry a makroprvků	32
3.3 Hnojení sírou	33
3.3.1 Aplikace hnojiv se sírou	33
3.3.2 Souvislost síry s výnosem a kvalitou produkce	33
3.3.3 Hnojiva obsahující síru	34
3.4 Pšenice ozimá (Triticum aestivum L.)	36

3.4.1	Význam a využití pěstování pšenice.....	36
3.4.2	Biologické a pěstitelské požadavky pšenice.....	37
3.4.3	Výživa a hnojení pšenice	37
3.4.3.1	Výživa a hnojení pšenice dusíkem	39
3.4.3.2	Výživa a hnojení pšenice fosforem	40
3.4.3.3	Výživa a hnojení pšenice draslíkem	40
3.4.3.4	Výživa a hnojení pšenice ostatními makroprvky	40
4	Metodika	41
4.1	Odběr vzorků z polních provozů	41
4.2	Chemické analýzy	41
4.3	Statistické šetření a interpretace výsledků	41
5	Výsledky.....	43
5.1	Vliv přijatelné síry v půdě na jednotlivé makroprvky v nadzemní biomase ozimé pšenice	43
5.1.1	Korelační matice 1. fáze odběru (BBCH 30 – 31).....	43
5.1.2	Regresní analýzy obsahu přijatelné síry v půdě a obsahu jednotlivých živin v nadzemní biomase pšenice v 1. fázi odběru	43
5.1.3	Korelační matice 2. fáze odběru (BBCH 65 – 69).....	45
5.1.4	Regresní analýzy obsahu přijatelné síry v půdě a obsahu jednotlivých živin v nadzemní biomase pšenice v 2. fázi odběru	46
5.2	Vliv poměru přijatelné síry v půdě s jednotlivými makroprvky na obsah daného makroprvku v nadzemní biomase ozimé pšenice.....	47
5.2.1	Korelační matice 1. fáze odběr (BBCH 30 – 31).....	47
5.2.2	Regresní analýzy poměru přijatelné síry v půdě s jednotlivými makroprvky s obsahem daného makroprvku v nadzemní biomase pšenice v 1. fázi odběru	49
5.2.3	Korelační matice 2. fáze odběru (BBCH 65 – 69).....	51
5.2.4	Regresní analýzy poměru přijatelné síry v půdě s jednotlivými makroprvky s obsahem daného makroprvku v nadzemní biomase pšenice v 2. fázi odběru	53
5.3	Vliv poměru přijatelné síry a jednotlivých makroprvků v půdě na poměr daného makroprvku se sírou v nadzemní biomase ozimé pšenice	56
5.3.1	Korelační matice 1. fáze odběru (BBCH 30 – 31).....	56
5.3.2	Regresní analýzy poměru přijatelné síry v půdě s jednotlivými makroprvky na jejich poměr se sírou v nadzemní biomase pšenice v 1. fázi odběru	58
5.3.3	Korelační matice 2. fáze odběru (BBCH 65 – 69).....	62
5.3.4	Regresní analýzy poměru přijatelné síry v půdě s jednotlivými makroprvky na jejich poměr se sírou v nadzemní biomase pšenice v 2. fázi odběru	64
6	Diskuze.....	68
6.1	Srovnání vodného výluhu a metody Mehlich 3 při stanovení přijatelné síry.....	68
6.2	Vliv přijatelné síry v půdě na příjem makroprvků ozimou pšenicí.....	69
7	Závěr.....	73
8	Literatura.....	75

1 Úvod

Makroprvky jsou nutnou součástí pro růst a metabolismus rostlin. Vývoj a růst je tedy do značné míry ovlivněn a určen dostupností těchto živin, proto pro zajištění lepší produktivity plodin v zemědělství je nezbytné porozumět nejenom dynamice příjmu živin, ale také jejich biologickým interakcím (Wawrzyńska & Sirko 2014).

Síra patří mezi tyto nejdůležitější makroprvky ve výživě rostlin, jelikož je stavebním prvkem esenciálních aminokyselin, konkrétně cysteinu a methioninu. Tyto dvě aminokyseliny jsou nedílnou součástí bílkovin v rostlině. Pro optimální růst a vývoj rostlin je síra nezbytnou živinou, která se podílí na kvalitě rostlinných produktů, které poté získáváme.

Síra má schopnost interagovat s téměř všemi základními makroživinami a mikroživinami, což může mít vliv na růst a výnos plodin tím, že ovlivňuje příjem a využití živin (Abdin et al. 2003). Komplexní porozumění těmto interakcím mezi makroživinami je nezbytné pro optimalizaci případně pro maximalizaci výnosů plodin při různé úrovni výživy v půdě.

Před počátkem 21. století nebyla přikládána důležitost hnojení plodin sírou, a to díky spadům síry na zemědělskou půdu z průmyslového znečištění. Z pochopitelného důvodu došlo ke zlepšení životního prostředí, a to následným odsířením uhelných elektráren. To také ale významně přispělo k poklesu obsahu síry v půdě a v rostlinách. Z tohoto důvodu se v evropských zemích stalo zohlednění nároků rostlin na tuto živinu velmi důležité. A v současnosti již nelze síru zanedbávat z hlediska vyvážené a účinné výživy plodin (Sutar et al. 2017).

Plodina, jejíž nadzemní biomasa bude v rámci této diplomové práce zkoumána je pšenice ozimá (*Triticum aestivum* L.). Pšenice je z mnoha důvodů nejvýznamnější obilninou nejenom pro Českou republiku, ale i celosvětově. Je prakticky univerzální a pro mnoho potravinářských výrobků je nejvhodnější obilninou (Diviš et al. 2010). Pro více než třetinu lidské populace tvoří základ stravy. Další nezastupitelné místo má pšenice jako složka krmných dávek hospodářských zvířat a tím se také druhotně podílí na výživě lidí. Světová produkce pšenice má stálou vzestupnou tendenci v souvislosti s rostoucí spotřebou populace (Gabrovská et al. 2015).

V této diplomové práci hodnotím vliv přijatelné síry v půdě na příjem makroprvků ozimou pšenicí. Také bylo zjišťováno, jakým extrakčním činidlem je vhodnější stanovit přijatelnou síru v půdě. Porovnávané metody stanovení byly Mehlich 3 a vodný výluh.

2 Cíle práce

Prvním cílem této práce bylo zjistit, zdali přijatelná síra v půdě ovlivňuje příjem sledovaných makroprvků. Dále byl stanoven cíl, zjistit, jestli vzájemný poměr přijatelné síry v půdě s daným makroprvkem, by mohl představovat spolehlivější parametr pro posouzení přijatelnosti makroprvku nadzemní biomasou ozimé pšenice. Dalším cílem této práce bylo posoudit, jakým extrakčním činidlem je vhodnější stanovit přijatelný obsah síry v půdě z hlediska vztahu s obsahem sledovaných makroprvků v rostlinách, v tomto případě v ozimé pšenici. Porovnávaná extrakční činidla byla Mehlich 3 a vodný výluh.

2.1 Vědecké hypotézy

- Obsah přijatelné síry v půdě ovlivňuje příjem makroprvků nadzemní biomasou ozimé pšenice.
- Vzájemný poměr přijatelné síry v půdě s daným makroprvkem může představovat spolehlivější parametr pro posouzení přijatelnosti makroprvku nadzemní biomasou ozimé pšenice.
- Mehlich 3 je rovnocennou alternativou pro stanovení přijatelné síry v půdě stejně jako je vodný výluh.

3 Literární rešerše

3.1 Makroprvky

Makroprvky neboli makroelementy jsou esenciální chemické prvky, které jsou nutné pro metabolismus a růst rostlin (Marschner 2012). Pro růst rostlin je nutné dodávat čtrnáct základních živin, z nichž makroživiny jako je dusík (N), draslík (K), fosfor (P), vápník (Ca), hořčík (Mg) a síra (S) jsou v rostlinných pletivech zastoupeny v poměrně velkém množství (Maathius 2009). Dle Vaňka et al. (2016) se makroprvky vyskytují v rostlinných pletivech od několika desetin do desítek procent. Naproti tomu anorganické makroživiny jsou v půdě obvykle přítomny v nízkých koncentracích, a proto je musí rostliny často akumulovat proti koncentračnímu gradientu. Přestože je dostupnost makroprvků v půdě obecně nízká, může značně kolísat v důsledku faktorů, jako jsou srážky, teplota, vítr, typ půdy a pH půdy (Maathius 2009).

Jak už bylo výše zmíněno, růst a vývoj rostlin je do značné míry určen dostupností živin, proto je pro zajištění lepší produktivity plodin nezbytné porozumět dynamice příjmu živin, transportu, asimilaci a jejich biologických interakcí (Wawrzyńska & Sirko 2014). Během posledních dvou desetiletí bylo zjištěno velké množství informací o morfologických a fyziologických adaptacích rostlin v reakci na změny v dostupnosti minerálních živin (Gniazdowska & Rychter 2000; Maathuis 2009; Krouk et al. 2011; Gruber et al. 2013; Zhao & Wu 2017; Krouk & Kiba 2020).

Používání dusíkatých a fosforečných hnojiv bylo jedním z klíčových faktorů pro produkci dostatečného množství potravinových materiálů pro nasycení rostoucí lidské populace po celém světě, což je považováno za jednu z důležitých součástí zelené revoluce během 60. let (Kumar 2013).

3.1.1 Dusík

3.1.1.1 Dusík v rostlině

Dusík je jednou ze živin nezbytně nutných pro vegetativní růst plodin, protože je potřebný pro syntézu škrobu v listech, produkci aminokyselin pro syntézu bílkovin, a tím i výnos plodiny (Wirtz & Hell 2006; Koprivova & Kopriva 2014). Dusík hraje roli téměř ve všech metabolických procesech rostlin (Tucker 1999). Organické sloučeniny dusíku plní v rostlinách celou řadu funkcí, např. stavební, metabolickou, transportní i zásobní (Boldt & Zrenner 2003). Podle Shaha (2008) je považován za jediný nejdůležitější faktor omezující růst plodin.

V rostlinách je dusík obsažen jak v anorganické, tak hlavně organické formě. Množství dusíku v rostlinné sušině se v průměru pohybuje v rozmezí 1 – 3 % a zřídka klesá pod 1 % (Orsel 2002). Dle Vaňka (2016) rostliny přijímají dusík ve formě amonného kationtu NH_4^+ nebo nitrátového (dusičnanového) aniontu NO_3^- . Funkčně se NH_4^+ a NO_3^- podílejí na regulaci fyziologie rostlin, procesů růstu a vývoje, včetně rostlinné biomasy, délky kořenů a výhonků, klíčení semen, růstu kořenů a listů, struktury kořenů, doby květu, stárnutí a výnosy rostlin (Hameed et al. 2022). Na příjem těchto dvou iontů mají vliv nejen vnější podmínky, ale i sama rostlina. Z vnějších podmínek může mít výrazný vliv pH prostředí. V kyselějších

oblastech převažuje příjem NO_3^- a v neutrálních až alkalických oblastech pH se příjem obou iontů vyrovnává nebo převažuje příjem NH_4^+ . Kromě pH prostředí může do příjmu těchto iontů zasáhnout i teplota. Při nižších teplotách se snižuje příjem a také využití NO_3^- (Vaněk et al. 2016). Jak NO_3^- , tak NH_4^+ jsou v půdě vysoce mobilní. Naproti tomu organické sloučeniny dusíku, jako jsou aminokyseliny, jsou mnohem méně mobilní, ale přibývá důkazů, že i ony mohou tvořit významné zdroje dusíku (Miller & Cramer 2005; Jämtgård 2008). Většina rostlin může využívat dusík z dostupné anorganické formy dusíku absorbované kořeny (Lasa et al. 2002; Wickert et al. 2007) z půdního roztoku, které pak procházejí komplexními systémy asimilace, transformace a mobilizace uvnitř rostlin (Oh et al. 2008).

Hlavním anorganickým zdrojem dusíku pro rostliny je amonný dusík. Při nízkých externích zásobách amonný dusík podporuje růst rostlin, zatímco při vysokých externích zásobách způsobuje toxicitu (Liu & Wirén 2017). Zatímco amonný dusík mohou rostliny bezprostředně využít k syntéze aminokyselin, nitrátový dusík musí být nejprve redukován na amonný dusík (Vaněk et al. 2016). Anorganický dusík je tedy asimilován na aminokyseliny, jmenovitě glutamát, glutamin a asparagin, které hrají klíčovou roli jako sloučeniny transportující dusík v rostlinách (Lea & Mifflin 2003). Primární asimilace dusičnanů probíhá převážně v kořenech rostliny a je silně závislá na věku a omezení prostoru pro růst kořenů (Marquez et al. 2007). Prostorově je oddělena mezi cytoplasmou, kde probíhá redukce dusičnanů, a plastidy/chloroplasty, kde dochází k redukci dusitanů (Orsel 2002; Tischner 2000). Dusičnany přijímané rostlinami jsou redukovány na dusitany pomocí nitrátoreduktázy a nitrity (Kouadio et al. 2007; Cao et al. 2008; Rosales et al. 2011). Nitrity jsou dále redukovány na hyponitrit a hydroxylamin až na amoniak. Proces redukce probíhá v pletivech rostlin (hlavně v listech). Aktivita nitrátoreduktázy je v pletivech rostlin poměrně vysoká a proces redukce vyžaduje dostatek energie. Kromě energie má významnou roli přítomnost některých prvků jako jsou Mo, Fe, Cu, Mg a Mn (Vaněk et al. 2016).

Biologická redukce atmosférického N^2 (molekulární forma dusíku) na amoniak (fixace dusíku) zajišťuje přibližně 65 % dostupného dusíku v biosféře. Většina tohoto amoniaku pochází ze symbiózy leguminóz a rhizobií, která je iniciována infekcí hostitelů leguminóz, bakteriemi rodu *Rhizobium*, což vede k tvorbě kořenových hlíz (Lodwig et al. 2003). Proto jsou luskoviny mezi vyššími rostlinami jedinečné, protože jsou schopny využívat buď současně, nebo výhradně zdroje z půdy nebo hnojiva a N^2 prostřednictvím symbiotické fixace ve spojení s Rhizobiemi (da Silveira et al. 2001). Jejich činností může být fixováno 10 až 30 g dusíku na m^2 za rok (Zehnálek et al. 2006).

Porucha v příjmu dusíku se projeví narušením metabolismu rostliny, omezením růstu, snížením výnosů a většinou i zhoršenou kvalitou produkce (Vaněk et al. 2016). Nedostatek dusíku konkrétně brání syntéze bílkovin a snižuje aktivitu enzymů, dále ovlivňuje fotosyntézu a další životní aktivity listů (Zhang et al. 2021). Při nedostatku dusíku v rostlině nastává proteolýza ve starších částech rostliny a dusík je z nich transportován do mladších listů na tvorbu semen (Hörtensteiner & Feller 2002). Listy rostlin jsou ve vegetační fázi zásobárnou dusíku, který je následně remobilizován pro pozdější využití. U rýže (*Oryza sativa*) a pšenice (*Triticum aestivum* L.) pochází až 80 % obsahu dusíku v zrnu z listů (Kant et al. 2011). Proteolýza způsobuje zmenšení chloroplastů a snižování obsahu chlorofylu. Proto je prvním viditelným příznakem nedostatku dusíku žloutnutí starších listů. Při silném nedostatku dusíku list odumře a někdy i opadne (Wang et al. 2000).

Nízký příjem dusíku se rozdílně projevuje u jednotlivých druhů rostlin. Jeho nedostatek může významně zasáhnout do utváření výnosotvorných prvků. U obilnin se v době odnožování sníží počet odnoží, v době diferenciacce vegetačních vrcholů se omezí počet zrn v klase a v pozdější části vegetace je omezená tvorba bílkovin v zrně, tím se sníží kvalita zrna a tím často i hmotnost (Vaněk et al. 2016).

3.1.1.2 Dusík v půdě

Dle Vaňka et al. (2016) se celkový obsah dusíku v půdě pohybuje okolo 0,1 – 0,2 %, další zdroje jako například Cameron et al. (2013) uvádí, že půdy běžně obsahují 0,1 až 0,6 % dusíku v horních vrstvách půdy. Dusík v ornici (svrchní vrstva půdy 0 – 25 cm) je poměrně stálý (98 – 99 % tvoří organicky vázaný dusík a 1 – 2 % je anorganicky vázaný dusík), protože je rozhodující míře zabudován do těžce biologicky i chemicky rozložitelných sloučenin. Dusík je zde vázán na aromatická jádra huminových kyselin, fulvokyselin, huminů a dalších složitých organických sloučenin (Marschner 1995), dále také v rostlinných a živočišných zbytcích a biomase mikrobů. Dusík těchto sloučenin je pro rostliny nedostupný a musí projít procesem mineralizace na minerální formy (Vaněk et al. 2016). Mineralizace neboli tvorba anorganického dusíku, probíhá aerobním rozkladem půdní organické hmoty, kdy se vzniklé anionty NO_3^- nacházejí v půdním roztoku a kationty NH_4^+ jsou výměnným způsobem vázány na půdní sorpční komplex nebo pevně fixovány do mezivrstevových prostorů jílových minerálů. V závislosti na půdním typu se za vegetační období z půdních zásob (organicky vázaného dusíku) zpřístupní procesem mineralizace 90–200 kg dusíku na hektar (Marschner 1995). U většiny půd převládá z minerálních forem dusíku nitrátový dusík (NO_3^-). Obsah minerálního dusíku v půdách se mění v závislosti na stanovištních podmínkách (půdních a povětrnostních), mikrobiální aktivitě, hnojení a odběru rostlinami (Vaněk et al. 2016).

Meteorologické faktory, zejména teplota a srážky, mají významný vliv na rychlost mineralizace půdního dusíku, která je jednou z hlavních příčin vysoké variability forem minerálního dusíku v půdě během vegetace. To je důležitou překážkou při použití chemických metod pro stanovení obsahu rostlinného dostupného dusíku v půdě (Haohao et al. 2017; Luce et al. 2011). Pro diagnostické účely se obsah minerálního dusíku v půdě obvykle zjišťuje brzy na jaře, před zahájením vegetace, kdy je půdní mikrobiální aktivita ještě na minimu z důvodu nízké teploty půdy (Arbacaukas et al. 2018; Villar et al. 2019). Kromě mineralizace půdní organické hmoty je dusík dodáván minerálními hnojivy, statkovými hnojivy, atmosférickou depozicí a prostřednictvím biologické fixace (Murphy et al. 2000). Většina biologicky fixovaného dusíku však pochází od mikroorganismů, které jsou vzdušný dusík schopny poutat, nikoliv jej vyrábět. Velká část těchto fixujících organismů se v půdě nevyskytuje volně, ale v symbiotickém vztahu s vyššími rostlinami (Vaněk et al. 2012; Walworth 2013). Pravidelné hnojení statkovými a minerálními hnojivy s dostatkem posklizňových zbytků působí příznivě na obnovu nebo zvýšení lehce hydrolyzovatelných frakcí dusíku v půdě a dává tím předpoklad pro uvolňování dusíku mineralizací v průběhu vegetace. V opačném případě, nepravidelného hnojení a nedostatečném přísunu posklizňových zbytků se omezuje rychlost mineralizace a podporuje dlouhodobá akumulace organické hmoty, čímž přispívá

k růstu půdního organického dusíku (Inglett et al. 2005, Vaněk et al. 2016, Zhang et al. 2019b).

Dusík je odebírán během vegetace příjmem rostlin, imobilizací mikroorganismy, nitrifikací, denitrifikací a vyplavováním z půdy. Přestože mikrobiální dusík tvoří pouze 3 až 5 % celkového dusíku v půdě, jsou mineralizace, imobilizace a denitrifikace procesy zprostředkované mikroby (Murphy et al. 2000). Dalším důležitým faktorem, který může mít významný vliv na cyklus dusíku, je koncentrace O_3 ve vzduchu. Bylo prokázáno, že zvýšený O_3 v půdě je důležitým faktorem ovlivňujícím strukturu a aktivitu mikrobiálního společenstva a může změnit dostupnost dusíku, což může vést ke zvýšení jeho ztrát z půdy (Simpson et al. 2014, Wu et al. 2016).

Imobilizace je proces, při kterém jsou minerální formy dusíku NO_3^- a především NH_4^+ asimilovány půdními mikroorganismy a poté zabudovány do organických sloučenin. Imobilizace probíhá v půdě současně s mineralizací (Kox & Jetten 2015).

Jak bylo výše zmíněno, nitrifikace a denitrifikace jsou mikrobiální procesy, které jsou primárně zodpovědné za ztráty minerálního dusíku ze suchozemských ekosystémů. Během denitrifikace jsou oxidované formy dusíku – dusičnany a dusitany, využívány jako akceptory elektronů mikroorganismy pro dýchání, když je kyslík omezený, a jsou postupně redukovány na plyny NO , N_2O a N_2 , které se vracejí do atmosféry (Moreau et al. 2019). Fyziologické vlastnosti půdy, jako je pH, obsah organické hmoty, obsah dusíku, objemová hmotnost a provzdušnění, to vše ovlivňuje potenciál denitrifikace (Thomson et al. 2012). Kyselé půdy s $pH < 5,0$ mají nižší rychlost denitrifikace než zemědělské půdy s typickým pH kolem 6,0 (Haynes & Sherlock 1986). Rychlost denitrifikace se také zvyšuje s teplotou (Ryden 1986; Dobbie & Smith 2001). Tímto procesem se více než 50 % dusíku ztraceného v zemědělství rozptýlí ze zemědělské půdy. Ze zemědělského hlediska je denitrifikace proces, který omezuje zdroje dostupného dusíku, ale z hlediska životního prostředí je třeba tento proces považovat za přirozený mechanismus samočištění prostředí a ochrany vod (Gworek et al. 2021).

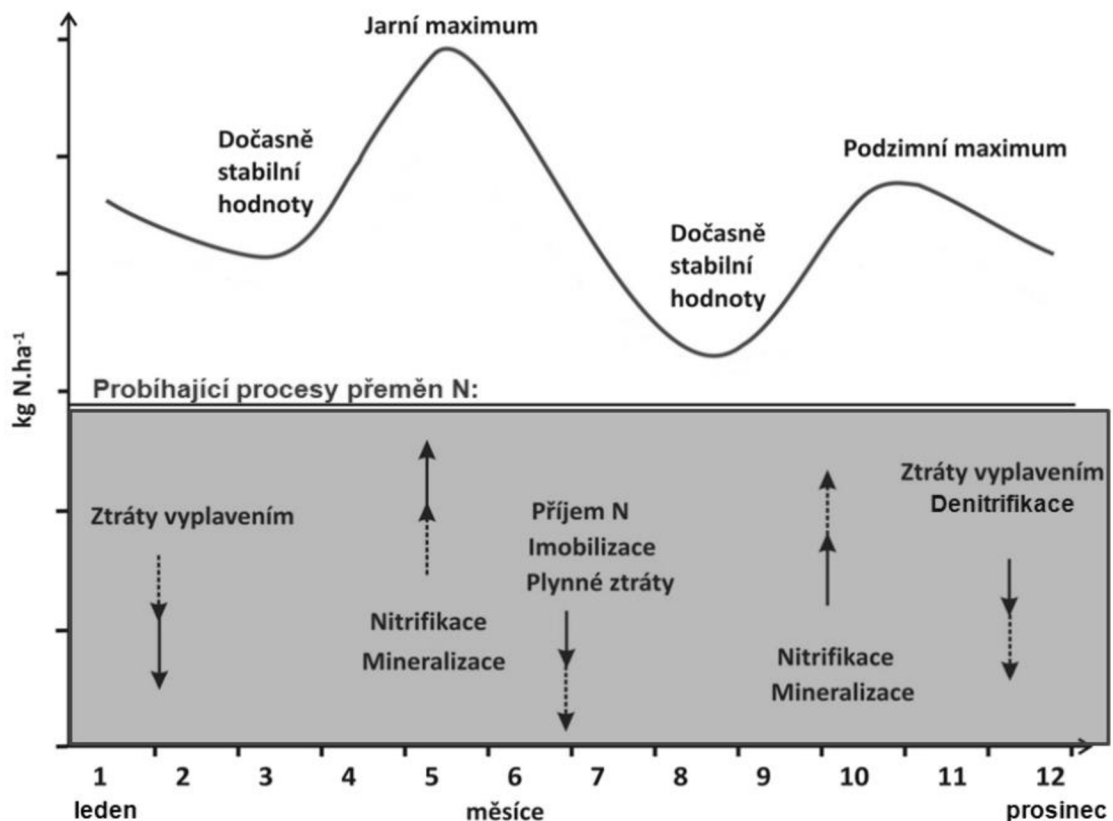
Nitrifikace spočívá v oxidaci amonného dusíku na dusičnan, který může být vyluhován do podzemních vod nebo přeměněn denitrifikací na dusíkaté plyny, čímž dochází ke ztrátám dusíku ze systému půda-rostlina (Philippot et al. 2009). Nitrifikace je proces velmi citlivý na vnější podmínky. Tento proces je výrazně ovlivňován vlhkostí půdy a teplotou (optimální teplota je 25 – 30 °C a při teplotách pod 5 °C téměř ustává). Vyžaduje dostatek vzduchu v půdě a slabě kyselé až mírně alkalické prostředí (Vaněk et al. 2016). Procesy nitrifikace a denitrifikace probíhají běžně paralelně (Stein & Klotz 2016).

Dle Camerona et al. (2013) jsou ztráty vyplavováním dusičnanů obecně větší z písčitých půd se špatnou strukturou než z půd jílovitých (kvůli pomalejšímu pohybu vody). K vyplavování dusičnanů přispívají povětrnostní faktory, zejména srážky a jejich distribuce během vegetačního období, což představuje environmentální riziko spojené s organickým hnojením, zvláště důležité v podmínkách lehkých půd. Vyplavování dusičnanů může mít za následek kontaminaci pitné vody dusičnany, což může představovat významné riziko pro lidské zdraví (Królak & Raczuk 2018). Přestože celkové ztráty dusíku vyplavováním ze zemědělských oblastí tvoří pouze asi 25 %, je považováno za nejnáročnější pro životní prostředí (Gworek et al. 2021). Snížit ztráty vyplavováním můžeme několika způsoby, například výsadba hluboce kořenících plodin, využívání krycích plodin nebo optimalizace aplikačního množství dusíku tak, aby vyhovovala poptávce rostlin a snížila množství přebytku

dusíku, které zůstalo v půdě na konci sezóny a mohlo by se vyluhovat do spodních vrstev (Sainju 2017). Cameron (2013) uvádí, že metody ke snížení ztrát vyplavováním dusičnanů také zahrnují: aplikaci inhibitoru nitrifikace do půdy ke zpomalení produkce dusičnanů nebo použití hnojiva potaženého inhibitorem nitrifikace.

Ztráty těkáním amoniaku z hnojiv se mohou pohybovat od 0 % do 65 % aplikovaného dusíku, v závislosti na půdě a podmínkách prostředí. Způsoby snížení těkavosti amoniaku zahrnují potažení hnojiva inhibitorem ureázy nebo polymerem, dále aplikace hnojiva během deště nebo zavlažování nebo bezprostředně před nimi případně zapravování hnojiva do půdy (Cameron 2013). Na následujícím obrázku 1 z publikace Balíka et al. (2012) jsou znázorněny sezónní změny minerálního dusíku v půdě.

V udržitelných zemědělských systémech je velmi důležité zvýšit účinnost získávání dusíku rostlinami a snížit závislost na dusíkatých hnojivech (Jones et al. 2013; Philippot & Hallin 2011; Sutton et al. 2011).



Obrázek 1: Sezónní změny obsahu minerálního dusíku v půdě a související procesy přeměn (Balík et al. 2012)

3.1.2 Fosfor

3.1.2.1 Fosfor v rostlině

Fosfor je jedním z klíčových prvků ve výživě rostlin (Blume et al. 2002). Mengel et al. (2001) uvádí, že celkový obsah fosforu v rostlinných pletivech se pohybuje v rozmezí od 0,1 do 1 %. Pro optimální růst rostlin je požadavek fosforu 0,3 – 0,5 % v sušině během vegetativní fáze růstu (Marschner 2012). Celkový obsah fosforu se v rostlině v průběhu

vegetace snižuje, a to díky zřed'ovacím efektu, ale současně také roste množství fosforu vydávaného ve sloučeninách kořenových exudátů (Černý et al. 2020a).

Procesy koloběhu fosforu lze obecně rozdělit na ty, které řídí vnější přísun, konkrétně množství fosforu, které je přítomno v půdě a je dostupné rostlinám, a ty, které řídí vnitřní poptávku rostlin, konkrétně koncentraci fosforu uvnitř rostlinných pletiv potřebnou k udržení růstu a funkce rostlin (Jin et al. 2015).

Fosfor hraje v biochemii rostlin dvě hlavní role. Kromě dalších strukturních složek, jako jsou fosfolipidy v buněčných membránách, také jako strukturní složka v DNA a RNA a jako metabolická energetická jednotka v ATP pro přenos energie (Hawkesford et al. 2012). Tyto role jsou v kontrastu s rolí dusíku, který je především složkou enzymů. Dostupnost fosforu má tedy přímé důsledky pro fotosyntézu a dýchání, které se však liší od vlivu dostupnosti dusíku (Jiang et al. 2019). Proto je fosfor často velmi limitujícím prvkem pro růst a vývoj rostlin. Výnosy plodin na 30 – 40 % světové orné půdy jsou omezeny dostupností fosforu (Runge-Metzger 1995; von Uexküll & Mutert 1995). Jeho omezená dostupnost pro rostliny je způsobena nízkou mobilitou, vysokou sorpční kapacitou v půdě, fixací v organických půdních materiálech a mineralizací (Marschner 2012). Mnoho rostlin se spojuje s mykorrhizními houbami, které zlepšují výživu fosforem výměnou za snížení obsahu uhlíku (Maathius 2009).

Rostliny přijímají fosfor buď ve formě H_2PO_4^- nebo HPO_4^{2-} , v závislosti na pH půdy (Barker & Pilbeam 2007). Na příjem fosforu pozitivně působí dostatečná půdní vlhkost, přiměřené množství organických látek v půdě s dostatečnou biologickou činností, příznivá hodnota pH (5,5-7,0) a přiměřený obsah přijatelného fosforu v půdě (Sharpley et al. 2003; Vaněk et al. 2016). Optimální pH půdy pro příjem fosforu rostlinami ukazuje na upřednostnění příjmu H_2PO_4^- před HPO_4^{2-} (Raghothama 1999). Na příjem fosfátů mají zpravidla pozitivní vliv kationty Ca^{2+} a Mg^{2+} , naopak nadbytek kationtu K^+ snižuje nejen jejich příjem, ale také transport do nadzemních částí rostliny (Schröder et al. 2011). Přijatý minerální fosfor je rychle zabudován do organických sloučenin a transportován do mladých listů, vegetačního vrcholu a později do květů a semen. V semenech je množství fosforu z 60 až 80 % tvořeno fytinem, ten tvoří u obilovin 1 % obsahu semen a např. u řepky (*Brassica napus*) až 4 % (Vaněk et al. 2016).

Dle Vaňka et al. (2016) je v půdním roztoku fosforu velmi málo a je důležité, aby se po odčerpání z roztoku dostatečně rychle doplňoval z pevné fáze půdy. Rostliny jsou schopny přijímat fosfor i při velmi malé koncentraci v půdním roztoku, musí však překonávat značný koncentrační gradient (100 – 1000× vyšší koncentrace v rostlinách než v půdním roztoku). Příjem fosforu je aktivní proces, vyžadující dostatek energie. Při nižších teplotách nemají rostliny dostatek energie a je omezen příjem fosforu. V takovém případě je patrný nedostatek fosforu u rostlin i při dostatečném obsahu fosforu v půdě. (Vaněk et al. 2012; Vaněk et al. 2016).

Nedostatek fosforu způsobuje velké ztráty v rostlinné produkci, protože ho rostliny potřebují k růstu značné množství (Poirier & Bucher 2002; Karthikeyan et al. 2007; Cho et al. 2020). Již na samotném počátku vegetace je kritické období pro příjem fosforu, protože rostlina vyčerpá zásobu fosforu ze semene a nemá dostatečný kořenový systém. Příjem fosforu dále ztěžuje suché a chladné počasí. Při nedostatku této živiny se většinou jedná o latentní nedostatek, kdy nejsou na rostlině zřetelné žádné zjevné příznaky. Pokud se však jedná o děletrvajících deficit, rostlina reaguje vnějšími příznaky, jakou jsou nižší vzrůst rostliny,

úžší listy, slabší stonky a u obilnin může být omezeno odnožování. Listy a paty stébel mají špinavě zelenou barvu, která přechází do červeného až fialového zabarvení (Vaněk et al. 2016).

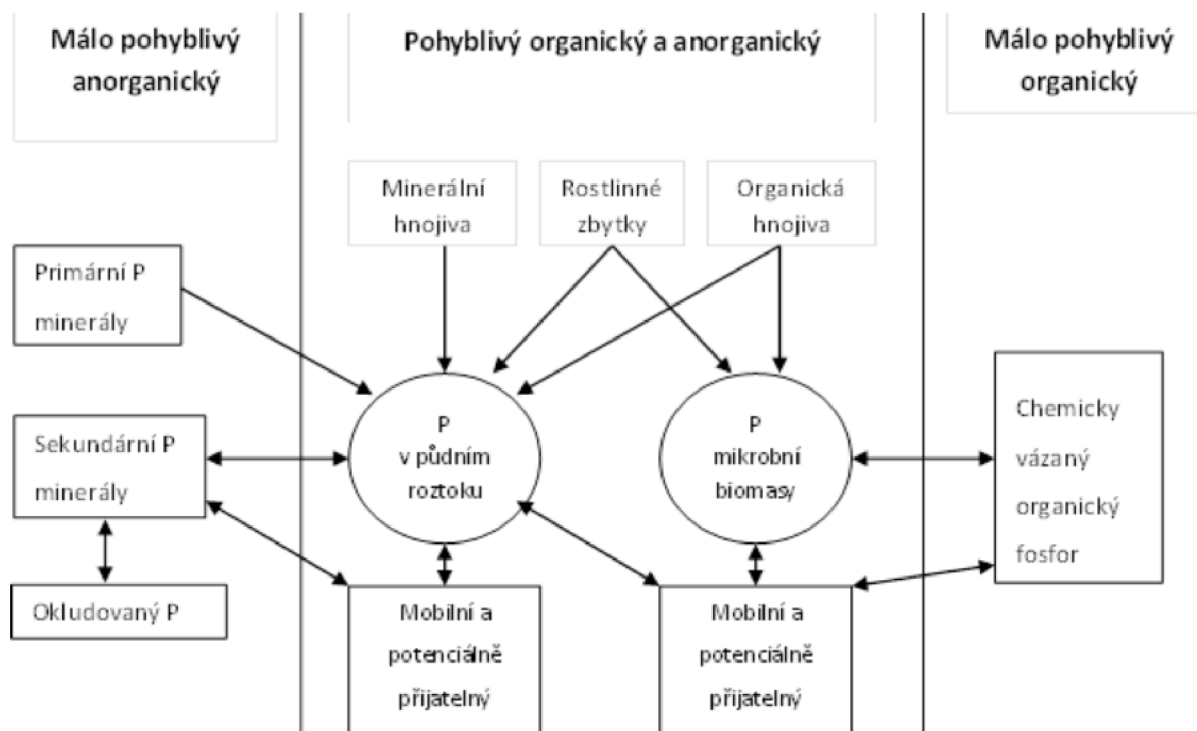
Rostliny s nedostatkem fosforu vykazují řadu reakcí, které jim umožňují získávat další fosforu z půdy. Tyto mechanismy zahrnují: zvýšený růst kořenů nebo změny v morfologii kořenů, které zvětšují rozhraní mezi půdou a kořeny; exudaci (např. karboxylátů a fosfatů), která buď umožňuje výměnu za živiny prostřednictvím symbiotických asociací, nebo mění biochemii rhizosféry či stimuluje mikrobiální aktivitu k mobilizaci organického fosforu; a ve výrazně chudých půdách na fosfor, rozvoj shlukových kořenů u některých mykorrhizních druhů (Lambers et al. 2015). Při výskytu mykorrhizy na kořenech rostliny lépe mobilizují fosfor, a to i za nepříznivých podmínek (Schröder et al. 2011).

Další strategií je účinnější vnitřní recyklace fosforu, kterou rostliny reagují na omezení dodávaného fosforu (Adams 1996; Zavišić & Polle 2018). Jak rostliny stárnou, větší podíl fosforu využívaného v novém růstu je získáván spíše remobilizací než příjmem (Jin et al. 2015; Lang et al. 2017). Rostliny vyměňují uhlík za dusík a fosfor s různými výměnnými poměry (Raven et al. 2018), což vede k různým symbiotickým asociacím a pravděpodobně i k různým trajektoriím recyklace živin (Zechmeister-Boltenstern et al. 2015).

3.1.2.2 Fosfor v půdě

Celkový obsah fosforu závisí na typu a textuře půdy a pohybuje se v rozmezí mezi 0,01 % až 0,20 % (Marschner 2012). Vaněk et al. (2016) uvádí, že vyšší obsah fosforu vykazují půdy s větším podílem organické hmoty. Přijatelnou část pro rostliny tvoří sloučeniny fosforu (kyselina trihydrogenfosforečná – H_3PO_4 a v menším množství kyselina pyrofosforečná – $H_4P_2O_7$), které jsou potencionálním zdrojem pro rostlinnou výživu (Čermák et al. 2018). Sloučeniny fosforu v půdě, které jsou potencionálním zdrojem výživy pro rostliny a mikroorganismy můžeme rozdělit do dvou skupin: minerální a organické. Minerální formy fosforu jsou tvořeny primárními fosforečnými minerály, které se vyskytují rozptýleně ve všech magmatických horninách. Jde o vápenaté sloučeniny sestávající se ze tří molekul $Ca_3(PO_4)_2$ a jedné molekuly chloridu, fluoridu nebo hydroxidu vápenatého. Dále jsou minerální formy fosforu tvořeny sekundárními vysráženými a adsorbovanými fosforečnany (Vaněk et al. 2016) Organický fosfor představuje podstatnou část z celkového obsahu fosforu v půdě. V jeho zastoupení jsou mezi různými půdami značné rozdíly (od 10 do 80 %), z čehož velkou část tvoří fyty (Richter 2007a). Organický fosfor je dále imobilizován v tělech mikroorganismů a po jejich odumření může být opět zpřístupněn pro rostliny v procesech mineralizace, což ho činí významným pro jejich výživu, jak uvádí Vaněk et al. (2016).

Obrázek 2 znázorňuje schéma s jednotlivými skupinami fosforu a možnostmi jejich přeměny (Sharpley & Menzel 1987).



Obrázek 2: Cyklus fosforu v půdě (Sharpley & Menzel 1987)

Fosfor je limitující živinou v přírodních i zemědělských ekosystémech kvůli jeho silné sorpci s půdními částicemi, která omezuje jeho dostupnost pro rostliny (Fan et al. 2020, Hou et al. 2020). Mnohé půdy jsou ze své podstaty chudé na obsah přístupného fosforu (Barber 1995), i když celkové množství fosforu v půdě může být stále vysoké (Vance et al. 2003). Mnoho zemědělských půd zejména v rozvojových zemích má nedostatek fosforu (Vlek & Koch 1992) a nepříznivé podmínky pro jeho dostupnost (Soltan et al. 1993). Kromě toho jsou světové zdroje fosforu omezené (Vance et al. 2003).

Ve vrchní vrstvě půdy, tedy do hloubky přibližně 20 cm, se nachází většina přístupného fosforu pro rostliny. Nejvíce fosforu také rostlina přijímá právě z této vrstvy, jak uvádí Barber et al. (1988). Vyšší koncentrace fosforu v povrchové vrstvě půdy je způsobena aplikací hnojiv obsahujících fosfor a rozkladem rostlinných zbytků na povrchu půdy, jak popisuje Soenne (2009). Nízká dostupnost fosforu je způsobena tím, že v kyselých půdních podmínkách snadno vytváří nerozpustné komplexy s kationty, jako je hliník a železo, a v zásaditých půdních podmínkách s vápníkem a hořčíkem (Vance et al. 2003; Cordell et al. 2011). Koncentrace fosforu v půdním roztoku (většinou pod 1 ppm) je určena primárně desorpcí a adsorpcí, zejména v půdách s více než 1 % organické hmoty, nikoliv rozpuštěním nebo vysrážením určitých anorganických sloučenin, jako je fosforečnan vápenatý. Při pH 6 až 8 může dojít k zvýšení koncentrace fosforu v půdním roztoku, protože fosfor v organické hmotě má při vysokém pH tendenci být méně stabilní (Vaněk et al. 2012).

Na rozdíl od dusičnanů, které se v půdě snadno pohybují směrem ke kořenům jak hmotnostním tokem, tak difuzí, jsou fosforečnanové ionty v minerálních půdách vysoce imobilní. Hmotnostní tok tak dodává jen málo fosforečnanových iontů (1 – 5 % potřeby rostlin) a větší část potřebných fosforečnanových iontů se ke kořenům dostává difuzí (Lambers et al 2006).

Vzhledem k tomu, že pouze 15 – 30 % aplikovaného hnojiva je rostlinami přijato v roce jeho aplikace, je možné dosáhnout potenciálně velkého zvýšení účinnosti zlepšením získávání fosforu (Syers et al. 2008). Špatná využitelnost fosforu z hnojiv je způsobena tím, že fosfor aplikovaný ve formě hnojiv je půdou převážně adsorbován a pro rostliny bez specifických adaptací není dostupný (Vance et al. 2003; Cordell et al. 2011).

Při omezeném používání statkových (případně organických) a také minerálních hnojiv dochází k odčerpání fosforu z půdy, které bilančně přesahuje vstupy. Následkem toho je snižování přístupného fosforu v půdě (Kunzová 2009).

3.1.3 Draslík

3.1.3.1 Draslík v rostlině

Společně s dusíkem a fosforem se draslík řadí mezi nejdůležitější makroživiny. Ten je totiž nezbytný pro růst a vývoj rostliny za normálních, ale i za stresových podmínek a podílí se na různých biochemických a fyziologických procesech. Draslík aktivuje enzymy, pomáhá při metabolismu sacharidů, fotosyntéze a syntéze bílkovin. Také se podílí na udržení rovnováhy kationtů a aniontů, osmoregulaci, pohybu vody a přenosu energie. Dále hraje roli při zmírňování účinků abiotického stresu, jako je zasolení, sucho, toxicita kovů, vysoké či nízké teploty a vysoké světelné záření apod. (Waraich et al. 2012; Wang et al. 2013; Hasanuzzaman et al. 2018). Kromě toho je prokázáno že draslík je jednou z hlavních živin, která prospívá výnosům plodin a jejich kvalitě (Arienzo et al. 2009).

Obsah draslíku se pohybuje v rostlinách v širokém rozmezí, nejčastěji mezi 1,5 – 3,5 % v sušině. V buňkách se draslík nachází zejména ve vakuolách a cytosolu. Draslík je v rostlinách velmi dobře pohyblivý. Vyšší obsah draslíku v pletivech je typický pro mladší rostliny, stárnutím pletiv klesá jeho podíl (Vaněk et al. 2016). Tränkner et al. (2018) uvádí, že v rostlinách je draslík přítomen výhradně ve své iontové formě (K^+) nebo ve slabých komplexech, ze kterých se snadno uvolňuje.

Dle Vaňka et al. (2016) se jeho příjem rostlinami uskutečňuje jak aktivním příjmem v případě nižší koncentrace draslíku v půdním roztoku, tak pasivním příjmem za jeho zvýšené koncentrace. Pokud je příjem draslíku vysoký, může dojít k jeho hromadění v pletivech rostlin, což může následně vést k omezení příjmu dalších kationtů, jako jsou Mg^{2+} , Na^+ a Ca^{2+} . Naopak, při vysokých hladinách monovalentních kationtů Na^+ a NH_4^+ , je příjem draslíku omezen a jeho obsah v rostlinách se může dále snižovat (Spalding et al. 1999; Qi & Spalding, 2004; Rus et al. 2004). Příjem draslíku je ovlivněn nejen jeho samotnou koncentrací v půdě, ale i vlhkostí, teplotou a intenzitou slunečního záření. Rostliny pěstované v podmínkách s vyšší intenzitou slunečního záření potřebují méně draslíku (Vaněk et al. 2016).

Jak už bylo výše zmíněno, draslík v rostlinách plní řadu důležitých funkcí. Je schopen výrazně ovlivnit fotosyntézu a v případě že není přítomen v dostatečném množství v pletivech rostlin, dojde ke snížení asimilace uhlíku (Tränkner et al. 2018). Dále ovlivňuje osmotický tlak a tím i turgor buněk, které nutně souvisejí s hospodařením vodou. Při nedostatku vody je draslík přesunut rostlinou do svěřacích buněk průduchů, které se uzavřou, tudíž se sníží transpirace a rostliny lépe zvládají stres (Thomas & Thomas 2009).

Významnou roli hraje draslík pro růst buněk – stimuluje a řídí cyklus ATPázy v buňce. Je důležitý pro syntézu bílkovin a sacharidů, takže může nepřímo ovlivnit růst buněk regulováním produkce hlavních složek využívaných v metabolismu buněčné stěny. Dostupnost draslíku má vliv na aktivitu více než 60 enzymů zapojených do různých metabolických procesů, které se týkají právě syntézy bílkovin a sacharidů (Oosterhuis et al. 2014).

Nedostatek draslíku je abiotický stres, který vede k poklesu růstu a produktivity rostlin jako důsledek řady poruch, které v rostlinách vyvolává. Aby se rostliny vyrovnaly s tímto omezením, vyvinuly si řadu strategií tolerance zahrnujících morfologické a fyziologické modifikace a regulaci transportních systémů draslíku, které jsou důležité pro příjem a homeostázu v rostlinných buňkách v podmínkách nízkého obsahu draslíku (Hafsi et al. 2014).

Nedostatek draslíku vede k silnému nárůstu degradace chlorofylu; mezi symptomy související s nedostatkem draslíku patří hnědé spálení a zkroucení špiček listů a také intervezikální chloróza (Xiao-Lei et al. 2012; Hu et al. 2016). Při nedostatku draslíku byla také zaznamenána snížená plocha listů (Jordan-Meille & Pellerin 2004; Singh & Reddy 2017). Příznaky nedostatku této makroživiny se často nejprve objevují na starších listech (Fageria et al. 2001). Podle Hewitta (1963) a Cochrane & Cochrane (2009) to může představovat strategii přežití, kterou si rostliny vystavené stresu z nedostatku draslíku vytvořily. Spočívá v mobilizaci draslíku ze zralých a stárnoucích orgánů, aby byl k dispozici nejmladším částem rostliny. Jeho nedostatek navíc ovlivňuje vývoj kořenů, neboť je negativně ovlivněn růst primárních kořenů (Desbrosses et al. 2003; Chen et al. 2015).

3.1.3.2 Draslík v půdě

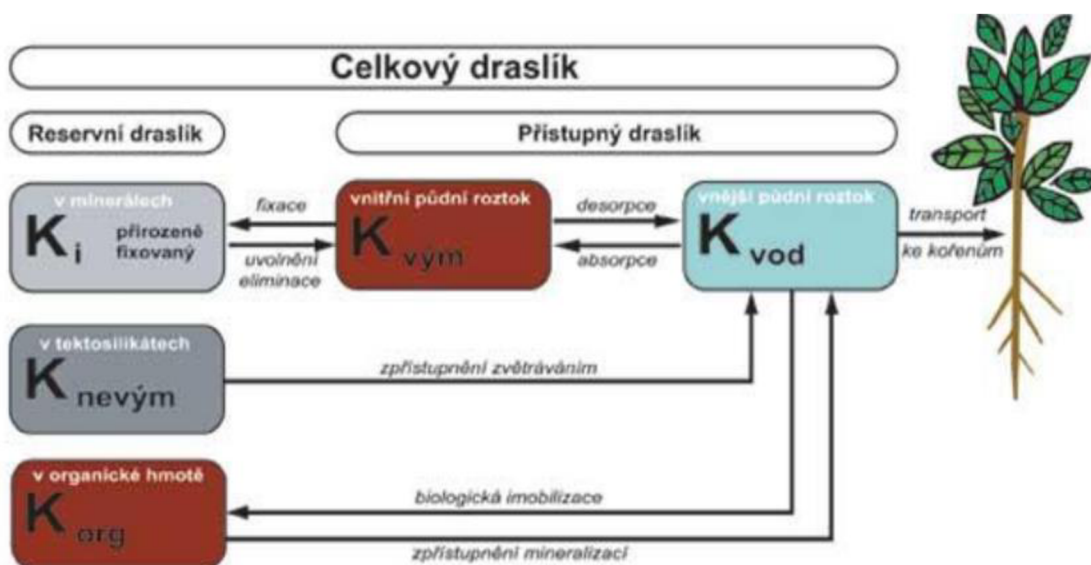
Draslík je čtvrtým nejrozšířenějším minerálem, tvoří přibližně 2,5 % litosféry. Skutečné koncentrace tohoto minerálu v půdě se však značně liší a pohybují se od 0,04 do 3 % (Sparks & Huang 1985). Vaněk et al. (2016) uvádí, že u většiny půd (s výjimkou písčitých a rašelinných půd) činí celkový obsah draslíku 0,5 – 3,2 %. Draslík v půdě se nachází především v anorganických sloučeninách, obsah organických sloučenin je nízký, a proto se jeho celkové množství v organické hmotě půdy pohybuje jen v hodnotách několika desítek kilogramů draslíku na hektar. V půdě se draslík vyskytuje především v primárních a sekundárních křemičitanech (Prášková & Němec 2016; Vaněk et al. 2012, Vaněk et al. 2016).

Sharma & Mishra (1991) uvádějí, že dostupnost a schopnost půd vázat draslík je řízena především charakterem minerálů. Půdy s vysokým obsahem expandujících jílových minerálů typu 2:1, jako je illit, vermikulit a smektit, mají silnější fixaci draslíku (Sparks & Huang 1985).

Formy draslíku v půdě lze rozdělit do tří skupin:

- draslík v půdním roztoku (vodorozpustný)
- výměnný draslík
- nevýměnný draslík (fixovaný)

Přičemž nejsnáze dostupný pro rostliny je vodorozpustný a výměnný draslík (Brady & Weil 2002; Havlin et al. 2016). Formy a přeměny draslíku v půdě jsou zobrazeny na Obrázku 3.



Obrázek 3: *Formy draslíku v půdě* (Mutscher 1995)

Tyto různé formy draslíku v půdě se dynamicky přeměňují prostřednictvím procesů fixace a uvolňování. Mezi jednotlivými formami existuje rovnováha (Yawson et al. 2011). Větší část draslíku je součástí minerálních složek a je pro rostliny nedostupná (Mengel & Kirkby 1982), tato nedostupná forma tvoří 90 – 98 % draslíku v půdě (Sparks 1987). Fixovaný draslík je pro rostliny pomalu dostupný a představuje 1 – 10 % celkového draslíku v půdě (Fotyma et al. 2012). Pro rostliny už dostupné formy vodorozpustného a výměnného draslíku činí pouze 1 – 2 % z celkového draslíku v půdě (Sparks 1987). Konkrétněji, koncentrace draslíku jako iontové formy v půdním roztoku se pohybuje v rozmezí pouhých 0,1 – 0,2 % a na povrchu kořenů může být v důsledku lokálního vyčerpání mnohem nižší (Jungk & Claassen 1986).

Množství draslíku, které je k dispozici rostlinám, závisí na intenzitě zvětrávání, době usazování a na podílu a typu jílových minerálů, které jsou v půdě přítomny (Sparks & Huang 1985). Dále je výměna draslíku mezi jeho různými formami v půdě silně závislá na koncentraci jiných makroživin v půdním roztoku, například dusičnanů (Yanai et al. 1996).

Předpokládá se, že mikrobiální biomasa se významně podílí na draslíkové dynamice v půdách (Anderson & Domsch 1980; Perrott et al. 1990; Lolenz et al. 2010). Roberts (1968) a Díaz-Raviña et al. (1995) uvedli, že mikrobiální biomasa je klíčovým zdrojem draslíku v půdním sorpčním komplexu. Obsah draslíku v půdních mikrobiálních společenstvech tak může být silně spojen s dynamikou draslíku v půdě a s produktivitou plodin.

Uvolňování draslíku ze sorpčního komplexu je často mnohem nižší než příjem draslíku rostlinami (Sparks & Huang 1985), a proto je jeho koncentrace v některých půdách limitujícím faktorem pro růst rostlin (Johnston 2005).

Dominantním mechanismem dodávky draslíku na povrch kořenů je difúze (Seiffert et al. 1995) a představuje až 96 % celkového transportu draslíku půdou (Oliveira et al. 2004). Proto je vyčerpání draslíku v okolí kořene nejčastěji pozorovaným jevem spojeným s rostlinami vyvolanými poruchami půdního draslíku. Jestliže je přísun živin difúzí vždy

spojen se snížením obsahu draslíku v oblastech přiléhajících k povrchu kořene, může při vysoké transpiraci docházet naopak k hromadění draslíku v okolí kořene (Vetterlein & Jahn 2004).

Vzhledem k tomu, že rostliny odebírají z půdy velké množství draslíku (přibližně stejné množství jako dusíku), a navíc jsou plodiny expotrovány a do půdy se vrací jen malé množství rostlinných zbytků (Brady & Weil 2002), je nutné jeho doplnění hnojením, aby se předešlo nedostatku draslíku v plodinách. Nedostatečné používání draselných hnojiv má za následek zvýšené čerpání této živiny z půdy, čímž se výrazně snižuje půdní úrodnost (Kunzová 2010).

3.1.4 Vápník

3.1.4.1 Vápník v rostlině

Vápník se podílí na všech fázích životního cyklu rostlin, jako je růst, vývoj, reprodukce, cirkadiánní rytmy, imunita, redoxní stav, biosyntéza hormonů, časné signální události a reakce na biotické a abiotické stresy (Hong-Bo et al. 2008; Lecourieux et al. 2006). Funkce vápníku jako důležitého přenašeče signálů u rostlin je v stále předmětem intenzivního výzkumu (Hodge 2006; Hong-Bo et al. 2008). Dále vápník významně ovlivňuje tvorbu a růst kořenů, zvláště pak kořenového vlášení (Baranyk & Fábry 2007). Jeho obsah v sušině rostlin je dosti variabilní a pohybuje se v rozmezí 0,4 – 1,5 %, v závislosti na druhu rostliny. Rostliny ho přijímají jako kationt Ca^{2+} z půdního roztoku, kde bývá převažujícím kationtem. Příjem vápníku ovlivňují vnější podmínky, hlavně tedy vlhkost půdy. Při nižší vlhkosti rostliny přijímají více vápníku. Nejenom vlhkost, ale také nadměrné množství některých kationtů (NH_4^+ , Mg^{2+} a hlavně K^+) v půdním roztoku omezuje rostlinám příjem vápníku (Vaněk et al. 2016).

Příjem vápníku do rostlin probíhá hlavně pasivně kořenovými špičkami (Vaněk et al. 2016). Přisun vápníku do kořenových buněk je zprostředkován řadou kationtových kanálů propouštějících vápník (White 2000; White & Broadley 2003; Demidchik & Maathuis 2007). Většina vápníkových kanálů je pro ionty neselektivní (Hetherington & Brownlee 2004; Dodd et al. 2010), proto vápník působí pozitivně na příjem většiny iontů. A jeho dostatečné množství se považuje za nutnou podmínku harmonické výživy rostlin. Aktivní příjem a jeho průchod membránami je omezen, stejně jako pohyblivost a transport v rostlině, který se uskutečňuje se výhradně transpiračním proudem (Vaněk et al. 2016). Přijatý vápník je transportován xylémem. Protože vápník je ve floému téměř nepohyblivý, plody, semena a hlízy jsou závislé na jeho dodávkách xylémem, a proto obsahují nízké koncentrace této živiny (Welch 1999; White & Broadley 2003; Ho & White 2005). Některé rostliny akumulují rozpustný vápník ve specifických typech buněk, jako jsou například listové trichomy (White & Broadley 2003). Absolutní koncentrace vápníku v listových výhoncích rostliny značně závisí na dostupnosti vápníku v rhizosféře a transpiračním toku vody (White 2001; White & Broadley 2003).

Z hlediska výživy rostlin může k jeho nedostatku docházet na lehkých a/nebo silně kyselých půdách nebo v situacích, kdy je přístup kořenů k vápníku omezen, případně u širokolistých plodin (Norton 2013). Dostatek vápníku v pletivech rostlin zvyšuje jejich odolnost proti nepříznivým vlivům nízkých a proměnlivých teplot (Baranyk & Fábry 2007),

současně zvyšuje odolnost proti napadení chorobami a škůdci. Jeho nedostatek se projeví hlavně nepřímo, tím že klesne podíl vápníku v sorpčním komplexu, sníží se hodnota pH a poklesne jeho obsah v půdním roztoku. Zjevné příznaky se projeví jen zřídka, většinou se jedná o latentní nedostatek (Vaněk et al. 2016). Nedostatek se projevuje sníženou tvorbou kořenů, v případě zjevných příznaků se projeví poruchami růstu vegetačního vrcholu (lámání vegetačního vrcholu u řepky) a vyšším opadem květů (Baranyk & Fábry 2007; Vaněk et al. 2016).

3.1.4.2 Vápník v půdě

Stejně jako draslík je i vápník v litosféře velmi hojně zastoupen (Maathuis 2009). Většina zemědělských půd obsahuje značné množství vápníku. A kromě úlohy vápníku jako jedné z makroživin ve výživě rostlin má dostatečné množství vápníku význam pro udržení fyzikálních vlastností půdy (Norton 2013). Dle Vaňka et al. (2016) totiž významně ovlivňuje chemické, fyzikální a biologické procesy (sycení sorpčního komplexu, výskyt a aktivita mikroorganismů aj.). Všeobecně příznivé působení iontů vápníku zahrnuje i vyvločkování půdních koloidů, včetně vytváření ve vodě nerozpustných vápenatých humátů. To má za následek vznik příznivé struktury, která umožňuje dosažení optimálního vodního, vzdušného i tepelného režimu. Tyto faktory jsou důležitým předpokladem pro příznivý průběh oxidačně redukčních procesů v půdě, které jsou nezbytné pro příjem živin a úspěšný růst a vývoj plodin (Richter 2007b; Norton 2013).

Celkový obsah vápníku může vykazovat značné rozdíly, protože se jeho rozmezí pohybuje od 0,15 do 6 %. Střední obsah vápníku je odhadován na 2 %. Nejméně vápníku obsahují půdy písčité v humidnějších oblastech, naopak nejvíce obsahují půdy karbonátové (Richter 2007b).

Vápník v půdě lze rozdělit na nevýměnný a výměnný. Nevýměnný vápník se v půdě vyskytuje v těžko rozpustných sloučeninách, hlavně v uhličitanech (vápenci), křemičitanech, hlinitokřemičitanech (anortit). Vápník vázaný v krystalové mřížce má malý význam pro výživu rostlin, díky pomalému průběhu zvětrávání (Vaněk et al. 2016).

Vaněk et al. (2016) uvádí, že uhličitán vápenatý je ve vodě prakticky nerozpustný, ale vlivem CO₂, který s vodou vytváří kyselinu uhličitou, se rozpouští na hydrogenuhličitán vápenatý. Ten je dobře rozpustný ve vodě a tím i dobře pohyblivý v půdním profilu. Přítomnost vápence a hydrogenuhličitánu vápenatého zajišťuje stabilitu půdní reakce a vysokou schopnost odolávat výkyvům pH (pufrovitost).

Do skupiny nevýměnného vápníku patří také vápník biologicky poutaný v tělech rostlin, živočichů a mikroorganismů (Richter 2007b).

Výměnný vápník v půdě, který je významný z hlediska výživy rostlin, představuje asi 1 – 2 % vápníku nevýměnného. Je poután na povrchu půdních koloidů. Jeho množství činí v sorpčně nasycených půdách 60 – 80 % všech výměnných kationtů. Ionty Ca²⁺ jsou významné nejenom pro rostliny, ale jsou zvláště významné pro tvorbu drobtovité struktury půdy (Richter 2007b).

V půdním roztoku je vápník převažujícím kationtem. Do půdní vody se dostává ze sorpčního komplexu výměnou za jiné kationty (Vaněk et al. 2016).

Mezi běžná vápenatá hnojiva patří vápno (CaO a CaCO_3), sádra (CaSO_4), fosforečnan vápenatý a dusičnan vápenatý. Aplikace vápenatých hnojiv do půdy obecně zvyšuje koncentraci vápníku v hlízách a listech (někdy také v plodech a semenech) (Shear 1975; McLaughlin & Wimmer 1999; Welch 1999; White 2001; White & Broadley 2003; Ho & White 2005). Vápnění půdy zvyšuje pH půdního roztoku a poskytuje zdroj vápníku ve svrchní vrstvě půdy (White & Broadley 2009). Konkrétně obilniny odčerpávají okolo 20 kg vápníku z hektaru za rok (Vaněk et al. 2016).

3.1.5 Hořčík

3.1.5.1 Hořčík v rostlině

Hořčík se účastní mnoha fyziologických a biochemických procesů, je základním prvkem pro růst a vývoj rostlin a také hraje klíčovou roli v obranných mechanismech rostlin v abiotických stresových situacích. Nejznámější funkcí hořčíku v rostlinách je pravděpodobně jeho role jako centrálního atomu molekuly chlorofylu v komplexu chloroplastů absorbujících světlo a jeho příspěvek k fotosyntetické fixaci oxidu uhličitého (Cakmak & Kirkby 2008; Cakmak & Yazici 2010). Hořčík slouží také jako regulátor kation-aniontové rovnováhy v buňkách a jako osmoticky aktivní iont regulující buněčný turgor spolu s draslíkem (Marschner 2012; Gerendás & Führs 2013). Též dokáže ovlivnit dusíkatý a sacharidový metabolismus, jeho účast je důležitá při asimilačních a disimilačních procesech spojených s fosforem (Baranyk et al. 2005).

Dle Vaňka et al. (2016) je jeho obsah v rostlinách závislý na druhu rostliny, orgánu a jeho stáří. Každá rostlina akumuluje hořčík postupně v průběhu vegetace a vrcholných hodnot dosahuje těsně před plným dozráním (Silva et al. 2010). Například obsah hořčíku v zrna obilnin se pohybuje okolo 0,12 %, ve slámě je jeho obsah nižší, přibližně 0,1 % (Vaněk et al. 2016). Deng et al. (2006) uvádějí, že se u rostlin celkové hladiny Mg^{2+} pohybují od 0,3 do 1,0 %. V rostlinách dobře zásobených hořčíkem je pouze asi 20 % celkového hořčíku vázáno na chlorofyl, zatímco zbývajících asi 80 % je přítomno v mobilnějších formách (Marschner 2012).

Rostliny přijímají hořčík jako kationt Mg^{2+} převážně pasivně (Vaněk et al. 2016). Dostupnost hořčíku se může lišit v závislosti na podmínkách prostředí (zejména pH půdy), předplodině, mikrobiální aktivitě v rhizosféře a poměrech s dalšími minerálními živinami (Huber & Jones 2013). Příjem hořčíku je silně ovlivněn dostupností dalších kationtů, jako je NH_4^+ , Ca^{2+} a K^+ (Diem & Godbold 1993; Fageria 2001; Römheld & Kirkby 2009). Nedostatek hořčíku vyvolaný konkurenčními kationty je poměrně rozšířeným jevem (Marschner 2012).

Díky své vysoké mobilitě floémem může být hořčík snadno přemístěn do aktivních rostoucích částí rostliny, kde je zapotřebí pro tvorbu chlorofylu, aktivaci enzymů pro biosyntézu proteinů a export fotosyntátů floému pro zajištění vegetativního a generativního růstu (Cakmak & Kirkby 2008; White & Broadley 2009; Gransee & Führs 2013).

Význam hořčíku v rostlinné výrobě byl v posledních desetiletích podceňován. Jeho nedostatek není v zemědělství často rozpoznán, takže neexistuje žádný konkrétní podnět pro zvýšenou (výzkumnou) činnost v této oblasti. Akutní nedostatek hořčíku typicky koreluje s viditelnou interveinální chlorózou a snížením růstu, zatímco častější latentní nedostatek často není viditelný a jen stěží diagnostikovatelný, ale negativně ovlivňuje výnos plodin

(Cakmak & Yazici 2010). Typickým příznakem nedostatku hořčíku je tedy interveinální chloróza listů. Rozvoj chlorózy vyžaduje předchozí degradaci chlorofylu, protože hořčík působí jako centrální atom v molekule chlorofylu, jak bylo výše zmíněno. A protože je hořčík silně vázán na tuto molekulu, chloróza se zdá být pozdní odpovědí na jeho nedostatek (Gransee & Führs 2013). Při déle trvajícím nedostatku list odumírá a zachvacuje i mladé, dosud nevyvinuté listy (Baranyk et al. 2005). Protože chloróza je pozdní viditelná reakce na nedostatek hořčíku, lze očekávat značné snížení tvorby výnosu. Diagnóza chlorózy proto není vhodným nástrojem pro diagnostiku deficitu hořčíku (Cakmak et al. 1994; Ding et al. 2006).

Hořčík je důležitý jak pro kvalitu produktu, tak pro výnos obilovin (Beringer & Forster 1981; Grzebisz 2013). Translokace sacharidů, a tedy optimální plnění zrna je pozitivně podpořeno optimálním množstvím dostupného hořčíku. Hmotnost tisíce zrn, jeden z nejdůležitějších parametrů kvality zrna pšenice (*Triticum aestivum* L.), je obecně negativně ovlivněn v půdách s deficitem hořčíku (Marschner 2012; Grzebisz 2013). Mírné a přechodné příznaky nedostatku hořčíku ve fázi vegetativního růstu však nemusí nutně vést k nízkému výnosu, pokud nenastanou nevratné změny, jako je snížení počtu zrn na klas u obilnin (Marschner 2012).

Fan et al. (2008) uvádí, že v posledních několika desetiletích byly hlášeny výrazné poklesy koncentrace této živiny v obilných zrnech. Například obsah hořčíku v pšenici klesl v průměru o 19,6 %.

Nedostatek hořčíku se stále více stává důležitým limitujícím faktorem v intenzivních systémech rostlinné výroby, zejména na půdách hnojených pouze dusíkem, fosforem a draslíkem. Kvůli jeho potenciálu pro vyluhování ve vysoce zvětralých půdách a interakcí s hliníkem je nedostatek hořčíku kritickým problémem v kyselých půdách (Cakmak & Yazici 2010). Hlavními důvody nízkých výnosů sklizených zemědělci je nízké pH půdy, které je předpokladem toxicity hliníku a nízký obsah celkového a přístupného hořčíku. Aplikace hořčíku v zemědělských hnojivech by proto měla být považována za jeden z velmi důležitých faktorů zlepšujících obě skupiny limitujících faktorů, a tím i účinnost aplikovaného dusíku. Lze tedy konstatovat, že hořčík je důležitou složkou v udržitelném systému hospodaření na zemědělské půdě, protože zajišťuje dostatečně vysokou úroveň rostlinné produkce a ekologickou udržitelnost (Grzebisz et al. 2010).

3.1.5.2 Hořčík v půdě

Hořčík je osmým nejrozšířenějším minerálním prvkem na Zemi (Maguire & Cowan 2002). Vzhledem k velké variabilitě obsahu hořčíku ve výchozím materiálu se jeho celkový obsah v půdách pohybuje mezi 0,05 a 0,5 % (Grimme 1991; Maguire & Cowan 2002). Vaněk et al. (2016) uvádějí obsah půdního hořčíku v rozmezí 0,4 – 0,6 % a v půdách s podložím dolomitů může obsah dosahovat až 10 %. Rozdíly v obsahu silikátů v půdách také vysvětlují vyšší obsahy hořčíku, které se obvykle vyskytují v jílovitých a hlinitých půdách ve srovnání s písčitymi půdami (Papenfuß & Schlichting 1979; Scheffer & Schachtschabel 2002).

Hořčík v půdě můžeme rozdělit na nevýměnný (95 % z celkového), výměnný (do 5 % celkového) a vodorozpustný (1 – 10 % výměnného) (Vaněk et al. 2016). Většina půdního hořčíku (nevýměnného) je však inkorporována do struktury krystalové mřížky minerálů, a proto není přímo dostupná pro příjem rostlinami. Koncentrace hořčíku dostupného pro

rostliny nelze přesně předvídat pouze na základě složení mateřského materiálu kvůli rozdílům v rychlostech zvětrávání minerálů v závislosti na různých podmínkách prostředí. Trvání a intenzita zvětrávání, vlhkost půdy, pH půdy, kořenová a mikrobiální aktivita v půdě jsou dalšími klíčovými faktory, které určují uvolňování hořčíku z půdy dostupné pro rostliny (Maylandand & Wilkinson 1989). Kromě minerální formy se hořčík v půdě nachází i ve formě solí (síranů, fosforečnanů, chloridů, dusičnanů), které jsou dobře rozpustné, a při jejich výskytu v půdě se nachází dostatek hořčíku v půdním roztoku. Mimo hořčíku v půdním roztoku má pro výživu rostlin význam hořčík vázaný na půdní koloidy. Mezi výměně sorbovaným hořčíkem v sorpčním komplexu a hořčíkem v půdním roztoku se ustalují dynamické rovnováhy a pro zajištění dobré výživy rostlin touto živinou je předpoklad dostatku sorbovaného hořčíku, který se dostatečně rychle doplňuje do půdního roztoku (Vaněk et al. 2016).

Odčerpání kořeny, difúze a hmotový tok jsou tři hlavní způsoby, jak je hořčík transportován v půdě, přičemž převažujícím způsobem je hmotový tok. Rychlost pohybu hořčíku v půdě souvisí se strukturou půdy, srážkami, vápněním a aplikací chemických hnojiv (Jiang et al. 2003). Optimální pH pro jeho příjem se pohybuje mezi 5,5 – 6,5. Kyselejší pH má negativní vliv na příjem hořčíku kvůli vyšším koncentracím H^+ a kationtům Al^{3+} , Fe^{2+} a Mn^{2+} , které se v kyselejší prostředí snadněji vyplavují do půdního roztoku (Vaněk et al. 2016).

Tato živina je obecně náchylná k vyplavování, protože se méně váže na částice půdy než jiné kationty. To je považováno za důležitý faktor ovlivňující fytodostupnost hořčíku v mělkých nebo hrubozrnných půdách (Wilkinson et al. 1990). Nedostatek v půdách může být důsledkem nízkého obsahu hořčíku ve zdrojových horninách (Papenfuß & Schlichting 1979), ztrát hořčíku z půdy např. mobilizací a následným vyluhováním (Schachtschabel 1954; Grzebisz 2011) a vzhledem k převažujícímu hnojení NPK, které často zanedbává hnojení hořčíkem, může docházet k jeho častým ztrátám spolu se značným odběrem hořčíku se sklizenými rostlinnými produkty (Römheld & Kirkby 2009).

3.1.6 Vztahy makroprvků mezi sebou – antagonismus / synergismus

K interakcím mezi živinami dochází tehdy, když přísun jedné živiny ovlivňuje příjem, distribuci nebo funkci jiné živiny. V závislosti na dodávce živin může interakce změnit růst rostlin a výnos. Interakce lze posuzovat na základě zkoumání vztahu mezi dodávkou živin a jejich koncentrací v rostlinách a zkoumáním vztahu mezi dodávkou živin a růstem rostlin (Robson & Pitman 1983). Interakce živin v plodinách je pravděpodobně jedním z nejdůležitějších faktorů ovlivňujících výnosy jednoletých plodin (Fageria 2014). Při navrhování hnojiv se správným složením živin by se měly minimalizovat antagonistické (negativní) interakce živin, zatímco synergické (pozitivní) interakce živin by se měly maximalizovat pro optimální účinnost využití živin. Tato opatření vyžadují správnou znalost možných pozitivních a negativních interakcí mezi živinami (Rietra et al. 2017).

Tyto interakce závisí na typu půdy, fyzikálních vlastnostech, pH, okolní teplotě a poměru zúčastněných živin. Na příjmu živin rostlinami se podílí vysoce kontrolovaný selektivní proces, a to je důvod, proč rostlina neobsahuje stejný poměr živin uvnitř rostliny, jaký se nachází v půdě. Synergismus a antagonismus mezi dvěma minerálními živinami totiž

nabývají ještě většího významu, když se obsah obou prvků blíží hodnotám nedostatku (Malvi 2011).

Pro zajištění vyšší produktivity plodin je nezbytné porozumět dynamice příjmu, transportu a asimilaci živin a jejich biologickým interakcím (Wawrzyńska & Sirko 2014).

Proto je třeba studovat víceúrovňové interakce mezi živnými prvky, abychom lépe porozuměli snímacím a signálním drahám spouštěným v reakci na měnící se dostupnost živin. Víceúrovňové studie mohou poskytnout pohled na to, jak rostliny upravují metabolické dráhy v nepřítomnosti/doplňování minerálních živin pro svůj správný růst a vývoj (Amtmann & Armengaud 2009; Kellermeier et al. 2014).

Aby rostlina úspěšně dosáhla reprodukční fáze, musí být zajištěna dostatečná dostupnost základních minerálních živin, jako jsou dusík, fosfor a draslík, aby mohly správně probíhat různé biochemické, fyziologické a metabolické procesy (Kumar et al. 2021).

Většina makroprvků má synergické interakce. Synergické interakce mezi živinami vedou ke skutečným relativním výnosům, které jsou 1 – 3krát vyšší než výnosy předpokládané na základě jednotlivých živin. Vzhledem k tomu, že makroprvky tvoří základ pro aplikaci hnojiv, vyplatí se tyto synergické interakce zohlednit (Rietra et al. 2017).

Elser et al. (2007) uvádějí synergické interakce mezi dusíkem a fosforem při zajišťování mnohem vyšších výnosů v rozmanitých ekosystémech. Zatímco dostatečný přísun dusíku pozitivně ovlivňuje příjem fosforu (Smith & Jackson 1987), nedostatek fosforu negativně ovlivňuje příjem a asimilaci dusíku (Gniazdowska & Rychter 2000). To naznačuje vzájemnou interakci mezi výživou dusíkem a fosforem v rostlinách (Güsewell 2004). Zatímco nedostatek fosforu spouští tvorbu kratších primárních a postranních kořenů (Hufnagel et al. 2014; Zhang et al. 2019a), aby lépe prozkoumávaly půdu pro jeho získávání, nedostatek dusíku potlačuje vývoj postranních kořenů a upřednostňuje prodlužování primárních kořenů, aby prozkoumávaly hlubší vrstvy půdy pro lepší získávání dusíku (Jia & von Wiren 2020). Takové biologické interakce mohou být strategií rostlin pro koordinaci získávání dusíku a fosforu v různých výživových podmínkách pro optimální růst a výnos (Kumar et al. 2021).

Díky Haber-Boschovu procesu se dostupnost dusíku považuje za prakticky nekonečnou, ale celosvětové zásoby fosforu se pro zemědělství v 21. století stávají nedostatečnými. Pochopení reakcí rostlin na dostupnost těchto živin a biologických interakcí má proto zásadní význam pro snížení/optimální využití hnojiv v zemědělství (Medici et al. 2019).

Synergické interakce jsou také známy u interakce dusíku a draslíku. Tyto interakce jsou důležité nejen pro výnos, ale pomáhají také vysvětlit jejich kombinovaný účinek na růst kořenů a význam synchronizovaných aplikací například dusíku a draslíku během vegetačního období (Aulakh & Malhi 2005). Ačkoli je v mnoha experimentech uváděna pozitivní interakce mezi dusíkem a draslíkem, ukazuje se, že tato interakce je velmi složitá, závisí na formě dusíku a má protichůdné výsledky (Zhang et al. 2010), a proto ji nelze jednoduše vysvětlit konkurencí na úrovni plazmatické membrány (Rietra et al. 2017). Mezi těmito dvěma živinami existuje při růstu plodin silná interakce. Bylo zjištěno, že reakce plodin na aplikovanou dusíkatá hnojiva se snižuje, pokud je obsah výměnného draslíku v půdě pod optimální úrovní. „Čtení“ genetického kódu v rostlinných buňkách za účelem produkce bílkovin a enzymů by bez dostatečného množství draslíku nebylo možné. Ačkoli je dusík pro produkci bílkovin zásadní, rostliny s nedostatkem draslíku nebudou bílkoviny produkovat

i přes dostatek dostupného dusíku. Místo toho se v buňce hromadí neúplné bílkoviny, jako jsou aminokyseliny, amidy a dusičnany. Je to proto, že enzym nitrátreduktáza, který katalyzuje tvorbu bílkovin, je aktivován draslíkem (Malvi 2011).

Praktickým důsledkem této interakce je, že nemá smysl aplikovat velké množství dusíku, pokud je v půdě příliš málo výměnného draslíku, protože dusík je využíván neefektivně a představuje pro pěstitele finanční náklady (Malvi 2011).

Další interakce můžeme pozorovat mezi makroživinami jako je vápník, draslík nebo hořčík. Vysoké dávky vápníku, mohou potlačovat využití jiných živin. Konkrétně jde o vztah hořčíku a vápníku, kdy nadbytek vápníku limituje dostupnost hořčíku. Ale i v opačném případě nadbytek hořčíku může způsobit nedostatky v zásobování rostlin vápníkem. Proto je nezbytné vyvážit hladiny obou prvků v hnojivech, tak aby se dosáhlo požadované rovnováhy pro správný růst rostlin a kvalitní produkci. Podobný vztah lze sledovat i v případě adekvátního hnojení sírou (Black 2019).

Antagonistický vztah můžeme vidět v případě draslíku a vápníku. V případě že se v půdním roztoku nachází velké množství draslíku, je příjem vápníku značně omezen. Přitom sám vápník působí pozitivně na příjem většiny iontů, díky jeho vlivu na polopropustnost buněčných membrán (Vaněk et al. 2016). Dále při vztahu vápníku s draslíkem, hraje vápník rozhodující roli v reakcích rostlin na stres z nízké hladiny draslíku (Wang et al. 2010). Narušovat dynamiku a fungování draslíku v půdě mohou rovněž hořčík a sodík (Norton 2013).

Vysoké koncentrace kationtů NH_4^+ a K^+ v půdním roztoku negativně interferují s příjmem Mg^{2+} rostlinami (Tian et al. 2021). Jak se může antagonismus mezi hořčíkem a draslíkem vyskytovat v půdách obsahujících různé koncentrace těchto prvků: V případě vyšší koncentrace hořčíku v půdním roztoku není obecně příjem draslíku narušen. Typicky je množství draslíku v půdním roztoku mnohem nižší než koncentrace hořčíku; rostliny proto vyvinuly specifické transportní systémy draslíku v kořenových buňkách, aby zajistily jeho dostatečný příjem, pokud je jeho koncentrace v půdním roztoku kriticky nízká (Horie et al. 2011). Tyto specifické transportéry nemohou být blokovány jinými živinami. Naproti tomu přenašeče hořčíku jsou nespecifické a mohou jimi procházet jiné kationty, jako je draslík. Proto, když je koncentrace draslíku v rozhraní půda – kořen vysoká, je schopnost rostlin vychytávat dostatečné množství přijatelného hořčíku omezená (Mulder 1956).

Podobně jako u antagonismů draslíku a vápníku s hořčíkem se ukázalo, že výživa amonným dusíkem snižuje příjem hořčíku prostřednictvím jeho acidifikačního charakteru, když je asimilován. Proto se v půdách s omezeným množstvím dostupného hořčíku pro rostliny doporučuje použití hnojiv na bázi nitrátového dusíku, protože neinterferují s příjmem hořčíku (Mulder 1956).

Komplexní reakce ukazují, že zabránit antagonismu a vytvořit synergismus není jednoduché a vyžaduje to hluboké pochopení procesů v rostlinách (Fageria et al. 2009; Pandey et al. 2014).

3.2 Síra

3.2.1 Síra v rostlině

Síra je rostlinami přijímána z půdy převážně jako síranový anion (SO_4^{2-}). Vlastní příjem je poměrně málo ovlivňován ostatními ionty v půdním roztoku i půdními vlastnostmi (Balík & Tlustoš 2000). Koncentrace síry v rostlinných pletivech se pohybuje mezi 0,1 – 0,5 % v sušině (Havlin et al. 2005).

Rozhodující je obsah síranového anionu v půdě, kam se dostává jednak hnojivý, spadem z ovzduší (po oxidaci SO_3^{2-}) a z půdních zásob. Síra se v půdě postupně uvolňuje z méně rozpustných sloučenin, včetně organických a je oxidována až na sírany, které jsou hlavním zdrojem síry pro rostliny (Vaněk et al. 2007).

Rostliny jsou schopné využívat i SO_2 z ovzduší. Tímto způsobem jsou schopny saturovat jen část své potřeby (asi do 30 % celkové potřeby) (Balík & Tlustoš 2000).

3.2.1.1 Funkce síry v rostlině

Síra je stavebním prvkem esenciálních aminokyselin, cysteinu a methioninu, které jsou nezbytnou součástí plnohodnotných bílkovin. Síra je složkou vitamínů (thiaminu, biotinu), koenzymu A a ferredoxinu. Dále se síra vyskytuje v sulfoxidech, těkavých látkách, např. u cibule (*Allium cepa*) a brukvovitých rostlin (Matula 2007).

Je známo, že síra hraje důležitou roli při tvorbě bílkovin v obilninách a asimilaci dusíku u ozimé pšenice (*Triticum aestivum* L.) (Sun et al. 2016). Síra je základní minerální živina pro růst rostlin. Je to čtvrtá hlavní živina po dusíku, fosforu a draslíku. Devadesát procent síry v těle rostliny se používá k syntéze aminokyselin obsahujících síru (Yang et al. 2007).

Síra je v rostlinách poměrně dobře pohyblivá, je transportována hlavně do mladých listů a meristémů. V rostlinách se hromadí ve formě síranu, který slouží jako zásobní látka. Podle potřeby rostliny síran redukují (na H_2S) a zabudovávají do organických sloučenin (Vaněk et al. 2012). Redukce síranu: z adenosinfosfosulfátu se sulfátová skupina přenesla na nosič a váže se na SH-skupinu nosiče tak, že je vodík nahrazen sulfurylovou skupinou SO_3H . Za účasti ferredoxinu je tato skupina dále redukována na SH-skupinu, která reaguje s acetylserinem za vzniku cysteinu. Vznikající cystein je v rostlinných pletivech první organickou stabilní sloučeninou se sírou. Z cysteinu jsou syntetizovány další organické sloučeniny, především aminokyselina metionin, která s cysteinem slouží k tvorbě peptidů, včetně enzymů a koenzymů, tedy velmi aktivních složek v rostlinných pletivech. Jsou tedy nezastupitelnou součástí bílkovin – jejich vazby mají významnou úlohu ve struktuře bílkovin (Vaněk et al. 2016).

Kofaktory enzymů, které obsahují síru mají vliv na snížení toxicity těžkých kovů (Abrol & Ahmad 2003).

Síra v neredukované formě, ve formě esterů (především v sulfo-lipidech) je součástí všech biologických membrán. Většinou je vázaná na lipid přes sacharidovou složku. Sulfolipidy působí na strukturální uspořádání membrán a také ovlivňují transport iontů membránami (Vaněk et al. 2016).

3.2.1.2 Projevy nedostatku síry v rostlině

Nedostatek síry v rostlině se zprvu projevuje omezením syntézy bílkovin, včetně enzymů, a tím i snížením aktivity významných enzymových dějů, jako je např. redukce nitrátů. Tím, že je snížena syntéza bílkovin, se hromadí v rostlinách nízkomolekulární organické sloučeniny dusíku a nitráty. Značně je omezena tvorba chlorofylu, a tím metabolitů (sacharózy, škrobu, bílkovin a oleje), zvláště u náročných rostlin na síru, takže se výrazně snižuje kvalita produkce. Znamé je omezení fixace vzdušného dusíku při nedostatku síry (Vaněk et al. 2001).

Typickým vizuálním příznakem nedostatku síry na rostlinách je žloutnutí listů. Žloutnutí listů začíná u nejmladších listů a při trvalejším nedostatku síry přechází i na spodní listy. Projev nedostatku síry je podobný jako při nedostatku dusíku, ovšem počáteční příznaky jsou vždy soustředěny na vrcholové části. Zvláště listy jsou nejprve světle zelené, později žloutnou a mnohdy mají růžový nádech. Mají omezený růst do šířky, a jeví se tak jako úzké a dlouhé. Celkově špatně rostou, jsou slabé, nízké a svým habitem připomínají strádající rostlinu (Vaněk et al. 2007).

Vaněk et al. (2012) uvádějí, že nedostatek síry se většinou projeví, když obsah síranu klesne pod 100 mg/kg v sušině (0,01 %). Nejnížší nároky na množství síry mají plodiny z čeledi lipnicovitých, následovány bobovitými a nejvyšší nároky má čeleď brukvovitých (Sutar et al. 2017). U řepky (*Brassica napus*) již obsah v sušině pod 0,4 % (u ostatních plodin pod 0,2 %) signalizuje počínající nedostatek síry (Vaněk et al. 2012).

3.2.2 Síra v půdě

3.2.2.1 Formy síry v půdě

Celkový obsah síry v půdě se obvykle pohybuje mezi 0,01 a 0,1 % (Balík et al. 2009). Převážná část celkové síry v půdě je však součástí organické půdní hmoty, tedy v podobě nedostupné pro rostliny. Tímto se síra v půdě v mnoha rysech podobá dusíku (Matula 2007).

Půdní síra kontinuálně přechází mezi anorganickými a organickými formami síry. Organické sloučeniny síry nejsou rostlinám k dispozici a musí být před absorpcí rostlin převedeny biochemickou nebo mikrobiologickou mineralizací na anorganickou SO_4^{2-} (Castellano & Dick 1991).

Podle Vaňka et al. (2016) můžeme organické sloučeniny síry rozdělit do dvou skupin. První skupinou je síra vázaná na organické sloučeniny v oxidované formě – jako estery s lipidy, polysacharidy i glukosinoláty. Tato forma tvoří větší část organicky vázané síry v půdě. Z těchto sloučenin je síra poměrně snadno uvolňována při jejich mineralizaci, a proto je také považována za hlavní potencionální zdroj síry pro rostliny. Druhou skupinou je síra vázaná na organické sloučeniny v redukované formě. Hlavními představiteli těchto sloučenin jsou aminokyseliny, jako je metionin a cystein, které jsou součástí bílkovin, ale i dalších sloučenin. Síra je v těchto sloučeninách vázaná přes uhlík a jejich mineralizace je již složitější. Jejich mineralizace probíhá v několika krocích. První je rozložení složitých látek na jednodušší – až na aminokyseliny, následné odštěpení sulfanu a jeho postupná oxidace na síran. Tato část mineralizace je obdobná jako u dusíku – uvolňování NH_3 při rozkladu bílkovin a dále jeho oxidace na nitráty.

Malý podíl síry je vázán v biomase mikrobusů (1 – 3 %). Tato část organických sloučenin v půdě se může významně podílet na výživě rostlin sírou (po mineralizaci). Síra v anorganických sloučeninách je představována síranů, které jsou přítomny v půdním roztoku, ale část se jich nachází v pevné fázi půdy. Je to hlavně nerozpustná část síranů, ale také sorbovaná na koloidy s kladným nábojem, která je významnější v kyselých půdách. Hlavním zdrojem organické síry jsou v podstatě kořeny rostlin a posklizňové zbytky a také statková hnojiva. Významné množství síry mohou do půdy dodávat také minerální hnojiva. V koloběhu síry hrají také významnou roli sloučeniny, která se dostávají do půdy z ovzduší ve formě oxidu siřičitého (Vaněk et al. 2016).

U našich půd je významná biologická sorpce síranů, jejich zapojování mikrobiální činností do organických sloučenin v procesu přeměn organické půdní hmoty (Matula 2007). Mikrobiologická mineralizace organických sloučenin síry je zjevně ovlivněna teplotou půdy (Swift 1985). Jaggi et al. (1999), kteří studovali dopad tří teplotních režimů na mineralizaci půdních organických sloučenin síry, zjistili velký teplotní účinek, přičemž rychlost mineralizace byla nejvyšší při 36 °C. Nejdůležitější skupinou S-oxidujících organismů jsou autotrofní bakterie rodu *Thiobacillus*. Thiobacily jsou typické chemolithotrofní bakterie (Scherer 2001).

Při oxidaci síry hrají důležitou roli další fyzikální faktory, jako je vlhkost a teplota půdy (Janzen & Bettany 1987). Lawrence & Germida (1988) prokázali důležitou roli velikosti a aktivity heterotopické biomasy pro oxidaci síry v zemědělských půdách. Síra bude oxidovat rychleji v půdách s velkou populací aktivní biomasy. Půdy s nedostatkem síry v oblastech se středně silnými a silnými srážkami mohou mít prospěch z aplikace elementární síry, aby se zabránilo ztrátám vyplavováním (Donald & Chapman 1998).

Vyplavování síry je potenciálně jedním z nejdůležitějších činitelů vyčerpávající síru z půdy. Dochází k němu, když množství vody pohybující se vertikálně dolů v půdním profilu převyšuje příjem vody rostlinami, odpařování a množství vody nezbytné pro nasycení půdního profilu (Scherer 2001). Adsorpce SO_4^{2-} je reverzibilní proces v závislosti na adsorpční kapacitě. Proto je odolnost proti vyplavování síry primárně ovlivněna různými půdními faktory, jako je obsah jílu, obsah oxidů železa a hliníku a pH půdy. Obsah ve vodě rozpustného SO_4^{2-} závisí na typu půdy a liší se mezi horizonty, od sezóny k sezóně a po celou sezónu a je ovlivněn aplikačním množstvím a rozpustností hnojiv ve vodě. Ve vápenatých půdách, kde téměř nerozpustný CaSO_4 může představovat velké procento celkového SO_4^{2-} , může být vyplavování síry zanedbatelné (Tisdale et al. 1986). Ve srovnání s těžkými půdami je vyplavování síry vyšší v písčitéch půdách, což je způsobeno nižší sorpční schopností SO_4^{2-} a vyšším pohybem vody směrem dolů (Scherer 2001).

Další vyplavování síry z půdy je obvykle vyšší po aplikaci hnojiv obsahujících SO_4^{2-} ve srovnání s hnojivy vytvářejícími SO_4^{2-} (Nesheim et al. 1997).

3.2.2.2 Stanovení přijatelné síry v půdě

Za přístupnou síru v půdě je považována především síra v půdním roztoku, vyskytující se v síranové formě (SO_4^{2-}). Dalším snadno dostupným zdrojem je však zpravidla i síra adsorbovaná na povrchu půdních částic. Mezi touto frakcí síry a půdním roztokem se udržuje rovnováha. Adsorbovaná síra tak snadno přechází do půdního roztoku, ale i naopak. Tyto dvě

nejdostupnější formy síry představují jen velmi malý podíl z celkové síry, nepřesahující zpravidla 2 %. Větší část síry v půdě (organická a okludovaná) je rostlinám dostupná jen obtížně. Přesto je nutné s ní počítat z dlouhodobého hlediska (Kulhánek et al. 2018).

Hlavní předností půdních testů je, že mohou poskytnout informace pro preventivní korekci výživného stavu půdy před vegetací plodiny na pozemku. Avšak, právě zde v možnostech využití půdních testů k diagnostice síry panuje největší skepse. Podstata skepse spočívá v tom, že hlavní podíl síry v půdě je součástí organické půdní hmoty, a tedy její přeměny by mohly významně a v krátké době měnit stav zásoby dostupné síry v půdě pro rostliny, obdobně jako v případě dusíku (Matula 2007).

Existuje řada extrakčních postupů, které jsou uváděny jako vhodné pro stanovení přístupné síry (Kulhánek et al. 2018). Půdní test na síru by měl podchycovat pouze tu frakci organické síry, která může být snadno převedena na sírany. Analytická koncovka stanovení síry spektrometricky ICP (s indukčně vázaným plazmatem), stanovuje celkový obsah síry (anorganické i organické) ve výluhu. Jde potom jen o to, aby extrakčním činidlem půdního testu byla z půdy uvolněna pouze ta část organické síry, která se může podílet na výživě rostlin. Z tohoto pohledu byla ověřována možnost doplnění síry k současným a perspektivním víceúčelovým půdním testům (Mehlich 2 a 3, KVK-UF, extrakce CaCl_2 , extrakce vodou, simulovaný půdní roztok, sinkový postup sorpce na ionexové kapsle PST-1) ve srovnání s klasickou extrakcí $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$, která je obecně deklarována za nejvhodnější jednocelový test dostupné síry v půdě (Matula 2007). Další velmi využívanou analýzou je frakcionace minerální síry. Tou je možné stanovit zvlášť podíl síry v půdním roztoku a podíl adsorbované síry. Jejich součtem je pak možné získat informaci o podílu přístupné síry v půdě (Shan et al. 1997; Förster et al. 2012).

Jako jedna z možných metod pro stanovení obsahu síry v půdě je uváděna metoda Mehlich 3. Metoda Mehlich 3 je v ČR již od roku 1999 využívána pro stanovení přístupného P, K, Ca a Mg. Většina modernějších laboratoří již v současnosti disponuje optickou emisní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem, která za srovnatelných nákladů umožňuje i paralelní stanovení síry a mikroprvků. Nesporné výhody tohoto postupu spočívají v univerzálnosti (možnosti stanovení makro- i mikroprvků), relativní jednoduchosti provedení a běžném použití v ČR (ÚKZÚZ) i v zahraničí. Naproti tomu je Mehlich 3 považován za jedno z nejsilnějších extrakčních činidel pro stanovení přístupných živin. Proto je zde riziko, že bude stanoven i určitý podíl nepřístupné síry (Kulhánek et al. 2018).

3.2.3 Vzájemné ovlivňování metabolismů síry a makroprvků

Nedostatečná výživa rostlin sírou ovlivňuje využití dusíku v rostlinách. Jelikož deficit síry brání vychytávání dusičnanů a snižuje aktivitu enzymu nitrátoreduktázy, což následně vede k akumulaci dusičnanů a snížení využití dusíku v rostlinách (Prosser et al. 2001). Stres rostlin z nedostatku síry vede k poklesu obsahu aminokyselin obsahujících síru a celkovou síru v rostlinách, což může být příčinou ztížené syntézy proteinů a hromadění neproteinových forem dusíku (Hawkesford et al. 2006).

Mezi metabolismem síry a fosforu v rostlinách existuje jistá korelace, jak uvádí studie Allahham et al. (2020). Za podmínek nedostatku fosforu jsou rychle syntetizovány sulfolipidy, aby nahradily fosfolipidy, a stejně tak při nedostatku síry mohou fosfolipidy

nahradit sulfolipidy (Sugimoto et al. 2007). Transportéry síry a fosforu mají podobné topologické struktury a mechanismy molekulární regulace, což bylo prokázáno výzkumem Smitha et al. (2000). Například cytokinininy negativně regulují absorpci a transport síry i fosforu u rostlin (Li et al. 2020).

Singh et al. (2018) provedli studii, při které bylo zjištěno, že při kombinovaném hnojení vyššími dávkami síry a vápníku došlo ke snižování negativních účinků některých toxických látek a chemických reziduí, jako například elementárního arsenu. Nejenom že vyšší dávky síry a vápníku podpořily funkci arsenem zasažených procesů fotosyntézy a enzymů dusíkatého metabolismu, ale také dokonce zvládly jeho účinky zcela potlačit. Podobný efekt přinesly i dávky samostatného vápníku nebo síry, ale v úspěšnosti se nevyrovnaly kombinaci těchto prvků.

Vzájemné ovlivnění síry a hořčíku, spočívá ve vhodném obsahu síry v půdě, který je předpokladem pro dostatečný příjem a využití hořčíku v rostlinných pletivech. Při nedostatku síry (a zejména za současného nadbytku fosforu) dochází k nedostatečnému vstřebávání hořčíku, i když je v půdě dostatek dostupného hořčíku. Naopak nadbytečný obsah hořčíku v půdě může rostlinu vést ke zvýšené potřebě fosforu (Black 2019).

3.3 Hnojení sírou

Obsah síranu v půdním roztoku byl dříve hlavním zdrojem síry pro rostliny a většinou stačil pokrýt i požadavky náročných plodin na síru. V současné době se však množství SO_4^{2-} v půdním roztoku značně snížilo a jeho doplňování mineralizací organických sloučenin je většinou nedostatečné, proto je nutný přísun síry v hnojivech, a to zvláště pro rostliny, které jsou náročné na tuto živinu (Vaněk et al. 2016).

3.3.1 Aplikace hnojiv se sírou

Síru aplikujeme zpravidla do půdy, můžeme jí však aplikovat i foliárně. Pokud je síranová forma síry aplikována foliárně dostává se do listů velmi rychle. Síraný jsou však následné z velké části zachycovány ve vakuolách a jsou z menší části využívány na tvorbu výnosu. K aplikaci na list můžeme využít například hořkou sůl, avšak lepších výsledků je dosaženo listově aplikovanou elementární sírou. To lze nejpravděpodobněji vysvětlit tím, že před samotnou adsorpcí listy musí být tato forma nejdříve oxidována na síraný. Postupná přeměna elementární síry na síraný je pozvolný proces, a proto tak dochází k plynulejšímu zásobení listů síraný. Nedochozí tedy k přílišné kumulaci síranů v cytosolu a jejich následné kumulaci ve vakuolách (Kulhánek et al. 2013).

3.3.2 Souvislost síry s výnosem a kvalitou produkce

Výživa rostlin sírou se významně podílí na kvalitě rostlinných produktů (Vaněk et al. 2016). Podílí se nejenom na kvalitě zrna, ale také ovlivňuje řadu technologických parametrů zrna a dusíkatý metabolismus rostliny (Hřivna et al. 2004). Bylo prokázáno, že nedostatek síry způsobuje nízký výnos a špatné technologické vlastnosti zrna pšenice (*Triticum aestivum* L.), což má následky při dalším zpracování např. v pekařském průmyslu mohou mít bochníky chleba horší sktrukturu a menší objem (MacRitchie & Gupta 1993). Na druhou stranu podle

Vaňka et al. (2016) výrazná vlastnost organických sírných sloučenin v rostlinách může být příčinou různých nežádoucích pachů a příchutě.

Metabolické cesty síry a dusíku v rostlině spolu těsně souvisí. Efektivní využití dávek dusíku, a tím i dosažení odpovídajícího výnosu, je přímo závislé na dostatečném přísunu síry (Schnug & Haneklaus 1994). Vliv síranové formy zvyšuje využití dusíku u ozimé pšenice (*Triticum aestivum* L.) z 59 % na 75 %, což má příznivý vliv na obsah bílkovin v zrna (Schnug et al. 1993).

Hlavní biochemickou úlohou síry v bílkovinách je tvorba disulfidických vazeb (-S-S-) mezi peptidickými řetězci ze sulfhydrylových (-SH) skupin cysteinu a stabilizace bílkovinných struktur, což je velmi důležité při technologickém zpracování zrna, promítá se do jeho kvality a významně ovlivňuje jakost produktů ze zrna vyráběných, tj. mouky a chleba (Mengel 1991).

Vzhledem k silné vzájemné závislosti metabolismu dusíku a síry není překvapivé, že rostliny mají tendenci udržovat relativně konstantní poměr organicky vázaného dusíku k organicky vázané síře ($N_{org}:S_{org}$), zejména ve svých vegetativních částech. Například v bílkovinách chloroplastů pšenice jsou dusík a síra v hmotnostním poměru 15:1. Bílkoviny a aminokyseliny tvoří více než 80 % organických forem síry a dusíku vegetativních částí rostlin (Černý et al. 2020b).

Podle výsledků studie Tao et al. (2018) se zdá, že hnojení sírou zmírňuje negativní účinky vysokoteplotního stresu na výnos pšenice a kvalitu zrna. Výsledky této studie mohou být užitečné pro zemědělce, kteří hledají způsoby, jak zvýšit výnos zrna při zachování jeho kvality, s ohledem na potencionální hrozby pro růst rostlin v důsledku změny klimatu.

Udržování vysoké koncentrace síry v zrna není u krmné pšenice tak důležité jako u pšenice, která je určena pro pekařské účely, nicméně některé důkazy naznačují, že závažný nedostatek síry má za následek snížené koncentrace esenciálních aminokyselin v zrna, a tedy i sníženou nutriční hodnotu pro zvířata (Randall & Wrigley 1986).

Síra je základním prvkem nejenom pro rostliny, ale i zvířata a lidi, kde je většina přítomna ve formě aminokyselin obsahující síru, cysteinu a methioninu. I když člověk může syntetizovat určitý cystein (tedy částečně esenciální), většina z něj a veškerý methionin (esenciální, protože jej lidé nemohou syntetizovat) musí být získán z rostlinné nebo živočišné potravy. Nedostatek síry vede k řadě onemocnění, včetně ztuhlosti kloubů a artritidy (Prasad & Shivay 2018). Síra se též podílí na tvorbě kolagenu a keratinu, nedostatek síry může vést k problémům s vlasy, pokožkou a nehty (Wood et al. 2009). Adekvátní hnojení sírou je klíčem k adekvátní výživě rostlin, zvířat a lidí (Prasad & Shivay 2018).

3.3.3 Hnojiva obsahující síru

V současné době najdeme na trhu velké množství hnojiv obsahujících síru. Síra se v těchto hnojivech obvykle vyskytuje jako síran, elementární síra nebo sulfid. Mezi celosvětově nejčastěji používaná hnojiva patří síran amonný, síran draselný, síran hořečnatý, sádrovec, elementární síra. Efektivita využití síry ze síranových hnojiv je zhruba na stejné úrovni bez ohledu na rozpustnost daného hnojiva ve vodě (Kulhánek et al. 2013).

Elementární síra je vysoce koncentrované minerální hnojivo, které se doporučuje především pro hnojení sírou na alkalických půdách. Při aplikaci elementární síry dochází ke

snížení pH půdy, a tím se uvolní vápník vázaný ve fosforečnanech. Tím se tedy zpřístupní fosfor pro rostliny. Při aplikaci elementární síry dochází k minimalizaci rizik, které jsou spojené s vyplavováním SO_4^{2-} iontů do spodních vrstev půdy, a to díky pozvolné oxidaci. Čím je částice elementární síry v půdě menší, tím rychleji dochází k její oxidaci. Rychlost oxidace však záleží i na dalších faktorech, jako je např. mikrobiální aktivita sírných bakterií, úroveň kontaktu hnojiva s půdou, pH a stupeň aerace půdy. Nezanedbatelnou výhodou elementární síry jsou menší náklady na manipulaci a transport vycházející z vysoké koncentrace síry v tomto hnojivu (Kulhánek et al. 2013).

Síran amonný (SA) – $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ je důležité dusíkaté hnojivo používané po celém světě, obsahuje kromě cca. 20,5 % dusíku také 24 % síry (Scherer 2001). Při aplikaci 100 kg síranu amonného se rovněž dodá 22 – 23 kg síry v mobilní formě síranu (SO_4^{2-}). Předností hnojiva je, že současně s hnojením dusíkem se hnojí sírou – živinou, která je nezbytná k efektivnímu využívání dusíku v metabolismu plodin (Matula 2007). Toto hnojivo obsahuje dusík ve čpavkové formě. V půdě podléhá amonný dusík nitrifikaci, avšak oproti ostatním hnojivům je nitrifikace dusíku síranu amonného mnohem pomalejší. Síran amonný je velmi vhodný k základnímu hnojení. Má však výrazně okyselující charakter, a proto je vhodným hnojivem do půd alkalických, neutrálních nebo slabě kyselých a pro plodiny, které vyžadují nebo snášejí kyselejší podmínky. Je tedy nutné při soustavném používání síranu amonného neutralizovat okyselující účinek vápněním (Vaněk et al. 2016). Více než 50 % vyrobeného síranu amonného je vedlejším produktem při výrobě plastů nebo syntetických vláken a malé množství se získává z koksárenského plynu (Ceccotti 1994). V dnešní době je síran amonný k dispozici jako granulovaný materiál, se kterým se snadno manipuluje a který lze použít pro hromadné míchání. Dále může být formulován do čirých kapalných a suspenzních produktů (Hagstrom 1986).

Ostatní dusíkatá hnojiva se sírou – jejich základ zpravidla tvoří dusičnan amonný, obsahují přídavek síranu amonného nebo vápenatého, např. DASA obsahující 13 % síry v síranu amonném, nebo LAS se 6 % síry v síranu vápenatém (Matula 2007). V praxi hojně používaným hnojivem je roztok síranu amonného s močovinou (SAM), který obsahuje 24 % dusíku a 6 – 8 % síry (Kulhánek et al. 2013).

Jednoduchý superfosfát (JSP) – obsahuje 8 % fosforu a 12 – 14 % síry. Superfosfát se vyrábí reakcí fosfátové horniny s H_2SO_4 a obsahuje přibližně 1:1 směs fosforečnanu vápenatého a sádry. H_2SO_4 rozkládá chemickou a fyzickou strukturu fosfátové horniny. Po mnoho let byl jednoduchý superfosfát široce distribuovaným a běžně používaným fosforečným hnojivem, ale za posledních 40 let význam tohoto fosforečného hnojiva neustále klesal a průmysl hnojiv se přesunul k více amoniakovaným fosfátům a složeným hnojivům (Hagstrom 1986).

Síran vápenatý (sádra) – podle původu a stupně hydratace obsahuje 14 až 18 % síry. Vyznačuje se nízkou rozpustností ve vodě (Matula 2007). Sádra je vhodné sírné hnojivo, které zásobuje půdu také vápníkem (Yan & Mengel 1992).

Síran draselný (SD) – K_2SO_4 je velmi kvalitní draselné hnojivo v krystalické nebo granulované formě. Obsahuje přibližně 42 % draslíku a 17 – 18 % síry. Vzhledem k jeho vysoké ceně je výhodné jeho použití pouze k plodinám citlivým na chlór, např. chmel, hrách, keříčkové fazole aj. Lze jej aplikovat na všech půdách (Vaněk et al. 2016). Dostupný je běžně v práškové, nebo i granulované formě (Kulhánek et al. 2013).

Kieserit (síran hořečnatý) – obsahuje 14 – 15 % hořčíku a 18 % síry. Kieserit je velice dobrý zdroj síry a hořčíku. Obsahuje síru ve formě síranu hořečnatého, a proto je vhodný pro většinu půd České republiky, kde je běžný i nedostatek hořčíku (Kulhánek et al. 2013).

Hořká sůl – ($\text{MgSO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$), obsahuje 11 – 12,5 % síry. Hnojivo je snadno rozpustné ve vodě a často používané k listové aplikaci (Matula 2007).

Protože na velkou část zemědělské půdy se aplikuje kejda prasat a krav, Eriksen et al. (1995) zkoumali formy a dostupnost rostlin síry v kejdě. Obsah síry v kejdě se může značně lišit v závislosti na typu zvířete a formě a množství potravy (Bird & Hume 1971). Koncentrace celkové síry v kejdě se pohybuje mezi 0,15 – 0,7 kg síry na m^3 (Eriksen et al. 1995) Celkový obsah síry v tomto organickém hnojivu je obsažen jako 40 % uhlíku vázaného sírou, 20 % sulfidu a přibližně 40 % organického a anorganického síranu (Pedersen et al. 1998).

Poměr N:S kejdy prasat se pohybuje mezi 13:1 a 25:1 a v kejdě skotu mezi 7:1 a 17:1. Vzhledem k tomu, že kejda již před aplikací na půdu prochází značným rozkladem, předpokládá se, že dostupnost síry z kejdy skotu a prasat je v polních podmínkách nižší než 5 % (Eriksen et al. 1995). Eriksen et al. (1998) uvádí, že je velmi obtížné posoudit agronomický význam síry aplikované kejdou, protože labilní síra moči může být snadno vyplavována, zatímco stabilnější formy síry stolice musí být nejprve mineralizovány. Proto se toto živočišné hnojivo v praxi nepovažuje za zdroj síry pro rostliny, i když může obsahovat značné množství síry. Dokonce ani zbytkový účinek dlouhodobých aplikací živočišného hnoje neměl významný dopad na úroveň dostupné síry v půdě pro plodiny s krátkou vegetační dobou (Eriksen & Mortensen 1999).

3.4 Pšenice ozimá (*Triticum aestivum* L.)

3.4.1 Význam a využití pěstování pšenice

Pšenice ozimá (*Triticum aestivum* L.) je z mnoha důvodů nejvýznamnější obilninou nejenom pro Českou republiku, ale i celosvětově. Je nejvýznamnější a nejvhodnější pro řadu potravinářských výrobků a její použití je prakticky univerzální. Také má vynikající pekařské vlastnosti z důvodu obsahu a kvality lepku a má velké rozšíření i jako krmná obilnina. Dále je dobře využitelná pro další průmyslové zpracování (např. škrob, líh). K těmto faktorům přistupují i další klady, jako jsou její výnosové schopnosti, plasticita, prošlechtěnost, variabilita odrůd a další (Diviš et al. 2010).

Pšenice v České republice zaujímá přibližně polovinu plochy obilnin (51 – 52 %) a představuje produkční jistotu ve všech výrobních oblastech naší země. Celková produkce pšenice za rok se pohybuje okolo 4 mil. tun a spotřeba pro mlýnsko-pekárenské zpracování je asi 1,2 mil. tun, což představuje přibližně 30 % celkové průměrné produkce. Největší podíl pšenice, cca 65 % průměrné produkce, je zkrmován, vyvážen nebo nachází využití v průmyslu (Palík et al. 2009).

3.4.2 Biologické a pěstitelské požadavky pšenice

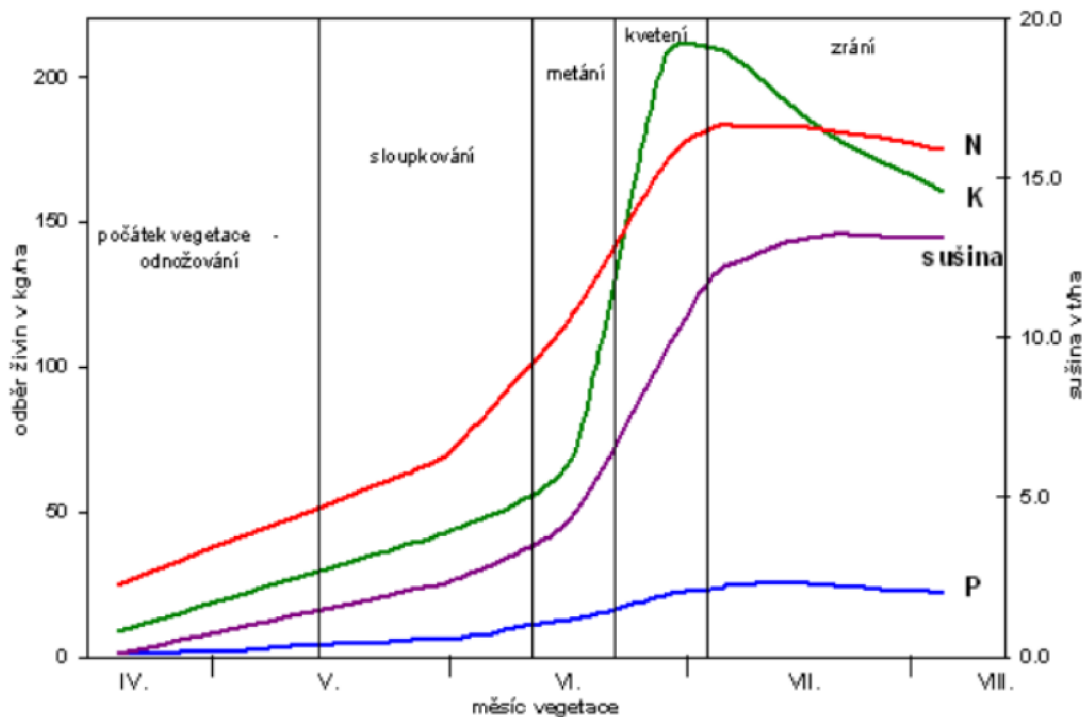
Pšenice je velmi náročnou plodinou na půdní podmínky a obsah živin v půdě (Šnobl et al. 2007). Optimální pH půdy se pohybuje mezi 6,0 až 7,0 a nevhodnějšími půdami jsou pro pšenici černozemě, jílovité, jílovitohlinité a hlinité půdy, které mají dostatek živin. Naopak mokré, kyselé a lehké půdy jsou nevhodné (Kuchtík et al. 2005). Dále podle Šnobla et al. (2007) lze z hlediska půdně klimatických vlivů rozdělit území České republiky do tří nadcházejících zón vhodnosti pěstování pšenice. První zóna, kde jsou nevhodnější podmínky, jsou to teplé oblasti s nižším množstvím srážek a úrodnými půdami (kukuřičná výrobní oblast, teplá řepařská oblast). Další zónou jsou ostatní řepařské oblasti (chladnější a vlhčí), které poskytují převážně dobré podmínky. Třetí zmiňované zóny mají převážně nevhodné podmínky pro dosahování potravinářské jakosti pšenice a spadají do středních a vyšších poloh s chladnějším a vlhčím průběhem počasí v bramborářské výrobní oblasti.

Pšenice ozimá je ze všech obilnin nejnáročnější na předplodinu. Jako předplodiny pro ozimou pšenici nejsou vhodné obilniny (Zimolka et al. 2005). Obilniny pěstované opakovaně za sebou, mohou trpět různými chorobami přenášenými půdou a strništěmi, i když rozsah a závažnost konkrétních patogenů se regionálně i sezónně značně liší (Kirkegaard et al. 2008). Nevhodnějšími předplodinami jsou zlepšující plodiny jako jsou jeteloviny, luskoviny, organicky hnojené okopaniny, případně olejniny (Šnobl et al. 2007). Díky množství a kvalitě posklizňových zbytků (které zanechává v půdě) je v našich podmínkách nevhodnější předplodinou volečka (*Medicago sativa*) (Zimolka et al. 2005).

3.4.3 Výživa a hnojení pšenice

Jedním z rozhodujících faktorů pro dostatečný výnos zrna v požadované kvalitě je adekvátní výživa porostu pšenice. Hlavně na jaře v době intenzivního růstu pšenice, je nutné věnovat hnojení zvýšenou pozornost. V tomto období se vytváří jednotlivé výnosotvorné prvky. Jedná se o počet produktivních odnoží (počet klasů na jednotku plochy), délku klasu (počet zrn v klase) a o velikost zrn (hmotnost tisíce zrn). Každý z těchto parametrů můžeme hnojením významně podpořit. Počet odnoží můžeme zvýšit regeneračním hnojením po zimě, počet zrn v klase produkčním hnojením na počátku sloupkování a hmotnost zrn můžeme ovlivnit pozdním přihnojením (Ryant et al. 2017).

U obilnin je v období odnožování intenzita příjmu živin přibližně na úrovni nárůstu jejich hmotnosti, zatímco při sloupkování intenzita příjmu živin (zejména dusíku) zaostává za intenzitou růstu, jak je patrné z obrázku 4. V období intenzivního růstu tedy po sloupkování je největší odběr živin. Nárůst vrcholí v období kvetení. Ke konci vegetace se odběr draslíku rostlinami snižuje (Vaněk et al. 2002; Zehnálek et al. 2006).



Obrázek 4: Dynamika odběru živin (N, P, K) pšenice ozimé a nárůst sušiny (zpracováno dle Aignera et al. 1988, cit. Vaněk et al. 2002)

Zimolka et al. (2005) zařazuje pšenici ozimou mezi plodiny se střední potřebou živin, kdy na jednu tunu zrna a k tomu odpovídající množství slámy a kořenů odčerpává v průměru 25 kg dusíku, 5 kg fosforu, 20 kg draslíku, 2,4 kg hořčíku, 4 kg síry. Na následujícím grafu 1 je vidět odběr živin ozimou pšenicí při výnosu zrna 7,2 t a 7 t/ha slámy uváděný Vaňkem et al. (2016).



Graf 1: Znáznornění odběru živin ozimou pšenicí (výnos zrna 7,2 t a slámy 7 t/ha) (Vaněk et al. 2016)

3.4.3.1 Výživa a hnojení pšenice dusíkem

Na kvalitě a výnosu zrna se nejefektivněji projevuje dusíkatá výživa. Avšak přehnojení dusíkatými hnojivy způsobuje nebezpečí polehání, nadměrného zahuštění porostu aj. (Špaldon et al. 1982).

Stanovení celkové dálky aplikovaného dusíku a jeho rozdělení v průběhu vegetace je závislé na využití jednotlivých odrůd. Zároveň se musí respektovat výnosotvorný prvek, který tvoří z převážné části výnos u dané odrůdy. Doporučuje se navýšit regenerační dávku dusíku u odrůd tvořících výnos počtem klasů a počtem zrn v klasu. Naopak u odrůd, které tvoří výnos vysokou produktivitou klasů, se navrhuje posílení produkčního hnojení a doplnění kvalitativní dávky dusíku, která ovlivňuje obsah dusíkatých látek v zrna (Štípek et al. 2007).

Na počátku vegetace není velká potřeba dusíku a z důvodů možného vyplavení či ztrát dusíku denitrifikací se hnojí minimálně (Vaněk et al. 2016). Hnojení dusíkem se pohybuje v dávce na 1 ha v rozmezí od 40 do 120 kg. Soustava hnojení dusíkem je založená na dělené aplikaci:

1. základní hnojení dusíkem (předseťové, na podzim) v dávce 0 – 40 kg N/ha
2. regenerační hnojení dusíkem (na jaře, leden až březen) v dávce 30 – 40 kg N/ha
3. produkční přihnojení dusíkem (3 týdny po regeneračním hnojení) v dávce 20 – 45 kg N/ha
4. pozdní přihnojení dusíkem v dávce 30 – 45 kg N/ha

Pozdní přihnojení lze rozdělit na tři termíny (v období sloupkování, před nebo v době metání, v době květu) (Kuchtík et al. 2005). Dle Vaňka et al. (2012) se dusíkatá hnojiva používají s různými formami dusíku a to konkrétně:

- s dusíkem nitrátovým (ledkovým, dusičnanovým) NO_3^-
- s dusíkem amonným a amoniakálním NH_4^+ , NH_3
- s dusíkem amidovým (organickým) NH_2
- s dusíkem ve dvou i více formách NH_4^+ , NO_3^- , NH_2
- pomalu působící

Nejběžněji používané dusíkaté hnojivo v zemědělství je močovina a asi polovina veškerého dusíku používaného pro rostlinnou výrobu se aplikuje jako močovina. Močovina se v přírodě vyskytuje všudypřítomně a je rychle dostupným zdrojem dusíku pro růst různých organismů, včetně bakterií, hub a rostlin (Witte 2011).

Rostliny jsou schopny přeměnit pouze 30 – 40 % aplikovaného dusíku na využitelné potravinářské produkty, jako je zrna (Raun & Johnson 1999). Proto existují rozsáhlé obavy týkající se dusíku, který rostliny nevyužijí a který se ztrácí vyluhováním dusičnanů, denitrifikací z půdy a ztrátami amoniaku do atmosféry, což může mít škodlivé účinky na životní prostředí (Vitousek et al. 1997; Glass 2003). Proto je podstatné snažit se zamezení nebo minimalizaci těchto procesů. Mezi tyto snahy patří mimo jiné zavádění nových dusíkatých hnojiv obsahujících inhibitory nitrifikace a také biologicky odbouratelných obalovaných hnojiv, která zajišťují postupné uvolňování dusíku přizpůsobené rychlosti příjmu rostlinami. Byly rovněž vyvinuty technologie pro hloubkové hnojení založené na hnojivech nové generace, která zajišťují výživu rostlin výhradně dusičnanem amonným (Rosas et al. 2015; Oertel et al. 2016).

3.4.3.2 Výživa a hnojení pšenice fosforem

Při zakládání porostů pšenice ozimé je nutné provést základní hnojení fosforem, protože fosfor je v půdě velmi málo pohyblivý, a přihnojování během vegetace není příliš efektivní (Torma 2007). Nejvhodnější je aplikace hnojiv před zpracováním půdy a setím ozimé pšenice, aby byla zapravena do půdy nejlépe rovnoměrně do celého orničního profilu. Dávka fosforu u pšenice ozimé je 20 – 30 kg fosforu na hektar (podle zásoby fosforu v půdě) (Černý et al. 2014). Nejvíce fosforu pšenice ozimá potřebuje při tvorbě klasu, kdy se začínají ukládat asimiláty, až do konce zralosti (Fecenko & Ložek 2000).

Při volbě fosforečných hnojiv bychom měli preferovat hnojiva s vysokým obsahem vodorozpuštěného fosforu, jako je například trojitý nebo jednoduchý superfosfát (Zimolka et al. 2005).

3.4.3.3 Výživa a hnojení pšenice draslíkem

Oproti fosforu je výrazně vyšší celkový odběr draslíku, který představuje více než 100 kg draslíku na hektar, u dobře zapojených porostů to může být až 150 kg draslíku na hektar. Jeho dávka se odvíjí podle předchozího hnojení nebo případně pokud proběhla zaorávka slámy předplodiny, která obsahuje vysoké množství této živiny, kterou postupně uvolňuje pro následující plodinu. Dostatek draslíku je u pšenice nutný hlavně v období odnožování a sloupkování. Při pěstování pšenice bez hnojení organickými hnojivy by použití minerálních hnojiv mělo být samozřejmostí. Při použití minerálních draselných hnojiv jsou vhodné draselné soli, případně další draselná hnojiva s obsahem hořčíku či síry (Černý et al. 2014).

3.4.3.4 Výživa a hnojení pšenice ostatními makroprvky

Celkový odběr hořčíku činí u pšenice 10 – 15 kg na hektar, což je desetkrát méně, než činí odběr dusíku nebo draslíku. Hořčík je nutný k průběhu fyziologických procesů, zvláště fotosyntézy. Hořčík je důležitý během celého období růstu rostlin, proto nelze vynechat. Také síra je důležitá již od počátku růstu ozimé pšenice. Celková potřeba síry je od 15 až do 30 kg síry na hektar (Černý et al. 2014). Doporučený termín aplikace hnojiv se sírou je v období odnožování až počátku sloupkování, protože nedostatek síry může mít vliv na fertilitu květů a tím na počet zrn v klase. V tom období ji lze aplikovat společně s produkční dávkou dusíkatého hnojiva (Ryant et al. 2017).

Vápněním se dosahuje a udržuje optimální půdní reakce. Pšenice nevyžaduje přímé vápnění, vzhledem k tomu že většinou následuje po plodinách, ke kterým se vápní (Faměra 1993).

4 Metodika

4.1 Odběr vzorků z polních provozů

Vzorky půdy a nadzemní biomasy ozimé pšenice byly odebírány z polních provozních ploch v letech 2015 – 2022. Tyto provozy se nacházely v okresech Benešov, Beroun, Hradec Králové, Chomutov, Kutná Hora, Litoměřice, Louny, Mělník, Mladá Boleslav, Nymburk, Plzeň, Praha – východ, Přerov, Rokycany, Ústí nad Orlicí, Vsetín a Znojmo.

Vzorky nadzemní biomasy ozimé pšenice byly odebrány na výšce strniště cca 3 cm. Dále byly rostlinné vzorky vysušeny při teplotě 45 °C. Odběr rostlinných vzorků ozimé pšenice probíhal. Odběr rostlinných vzorků probíhal u ozimé pšenice na počátku sloupkování (BBCH 30 – 31) a ke konci kvetení (BBCH 65 – 69).

Půdní vzorky byly odebírány v hloubce orničního profilu během jarní regenerace ozimé pšenice. Odebírán byl půdní profil 0 – 30 cm.

Půdní reakce byla stanovena jako výměnné pH v 0,01 mol/l roztoku CaCl₂ (1:2,5 w/v), doba třepání 60 minut (Zbiral et al. 2016).

4.2 Chemické analýzy

Rostlinný materiál byl mineralizován rozkladem na suché cestě (Mader & Čurdová 1997). Obsah živin v půdě a v nadzemní biomase pšenice byl stanoven optickou emisní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem na přístroji ICP-OES Agilent 720 (Agilent Technologies Inc., USA).

Pro stanovení celkového obsahu dusíku v rostlinné biomase byl použit rozklad na mokré cestě v prostředí kyseliny sírové (1:20 w/v) katalyzovaným práškovým selenem. Obsah celkového dusíku v nadzemní biomase byl stanoven metodou podle Kjeldahla na přístroji Vapodest 50S (Gerhardt, Spolková republika Německo). Rostlinný materiál určený k analýzám byl homogenizován laboratorním střížným mlýnem SM100 (Retsch, Spolková republika Německo).

Půda byla po vysušení při laboratorní teplotě zhomogenizována a přeseta na sítu s velikostí ok 2 mm. Přístupný obsah živin v půdě byl stanoven metodami uvedenými v tabulce 1.

Tabulka 1: *Sledované způsoby stanovení obsahu přijatelných živin v půdě*

Vyluhovadlo	Vyluhovací poměr w/v	Doba třepání	Zdroj
voda	1:10	60 min	Kowalenko 2008
Mehlich 3	1:10	10 min	Mehlich 1984

4.3 Statistické šetření a interpretace výsledků

Vztahy mezi sledovanými parametry byly hodnoceny regresní analýzou za použití korelační matice. Statistické šetření bylo provedeno v programu Statistica 12 (TIBCO

Software Inc., USA). V tabulkách a grafech v této práci jsou vzájemné vztahy jednotlivých parametrů vyjádřeny regresními koeficienty. Čím je regresní koeficient blíže 1,0, tím silnější vztah mezi sledovanými parametry existuje: 0,0 – 0,2 velmi slabý vztah, 0,2 – 0,4 slabý, 0,4 – 0,6 středně silný, 0,6 – 0,8 silný a 0,8 – 1,0 velmi silný vztah (anonym – Statstutor). Statisticky významné regresní koeficienty jsou podle hladiny významnosti $p \leq 0,05$, $p \leq 0,01$ a $p \leq 0,001$, které udávají tzv. interval spolehlivosti 95 %, 99 % a 99,9 %. Tyto intervaly spolehlivosti vyjadřují statistickou jistotu, s jakou bude mezi sledovanými parametry nějaký vztah (Sedlář et al. 2020).

Program Microsoft Excel byl použit k upravení tabulek korelačních matic a následně k vytvoření grafů s regresními vztahy jednotlivých parametrů.

5 Výsledky

5.1 Vliv přijatelné síry v půdě na jednotlivé makroprvky v nadzemní biomase ozimé pšenice

5.1.1 Korelační matice 1. fáze odběru (BBCH 30 – 31)

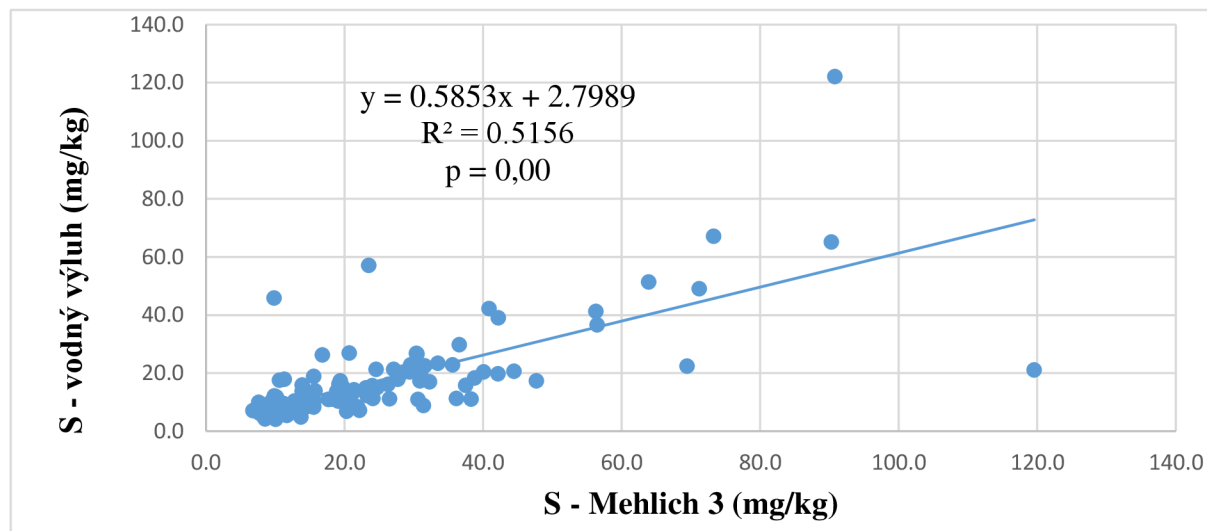
V tabulce 2 jsou viditelně označeny významné korelační vztahy mezi přijatelnou sírou v půdě a jednotlivými makroprvky v nadzemní biomase ozimé pšenice, odebrané ve fázi začátku sloupkování. Tyto významné korelace byly stanoveny při hladině významnosti $p < 0,05$.

Tabulka 2: Korelační matice obsahu přijatelné síry v půdě (M3 – Mehlich 3, W – voda) a obsahem makroprvků v nadzemní biomase pšenice pro 1. fázi odběru (BBCH 30 – 31), významné korelace při hladině významnosti $p < 0,05$

	S – M3	S – W	N	P	K	Ca	Mg
S – M3	1.000	0.847	0.222	0.081	0.170	0.079	-0.003
S – W	0.847	1.000	0.211	0.006	0.215	0.008	-0.070
N	0.222	0.211	1.000	0.234	0.561	0.476	0.460
P	0.081	0.006	0.234	1.000	0.185	0.229	-0.010
K	0.170	0.215	0.561	0.185	1.000	0.304	0.287
Ca	0.079	0.008	0.476	0.229	0.304	1.000	0.513
Mg	-0.003	-0.070	0.460	-0.010	0.287	0.513	1.000

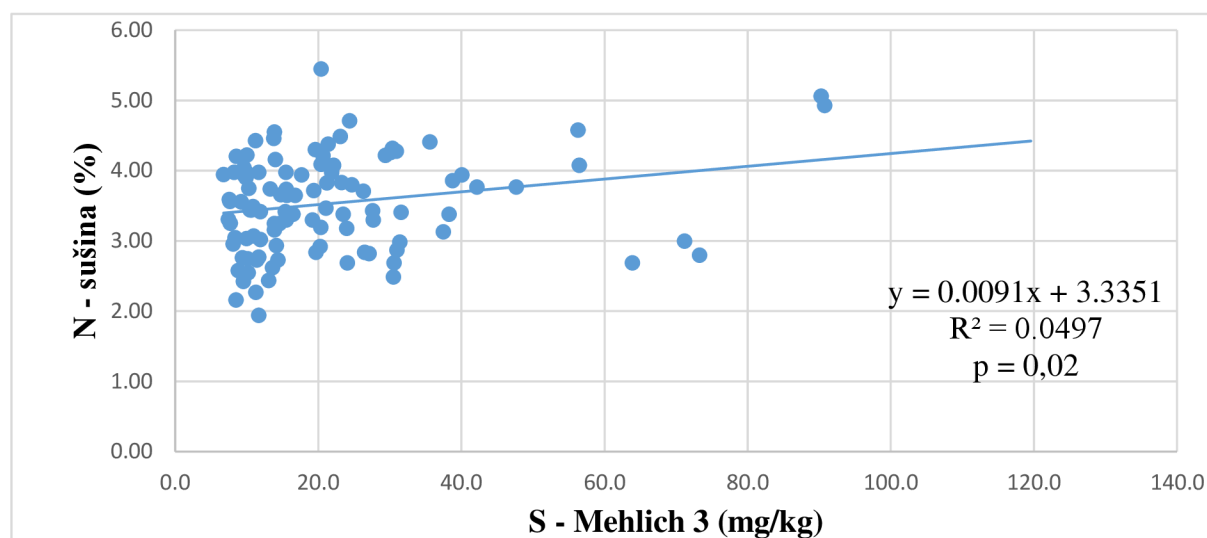
5.1.2 Regresní analýzy obsahu přijatelné síry v půdě a obsahu jednotlivých živin v nadzemní biomase pšenice v 1. fázi odběru

Graf 2 znázorňuje regresní vztah mezi přijatelnou sírou v půdě stanovenou metodou Mehlich 3 a přijatelnou sírou stanovenou vodným výluhem. Hodnota korelačního koeficientu (r) činila 0,718, a tento vztah byl vyhodnocen jako silný. Existuje zde statisticky významný vztah s intervalem spolehlivosti 99,9 %.



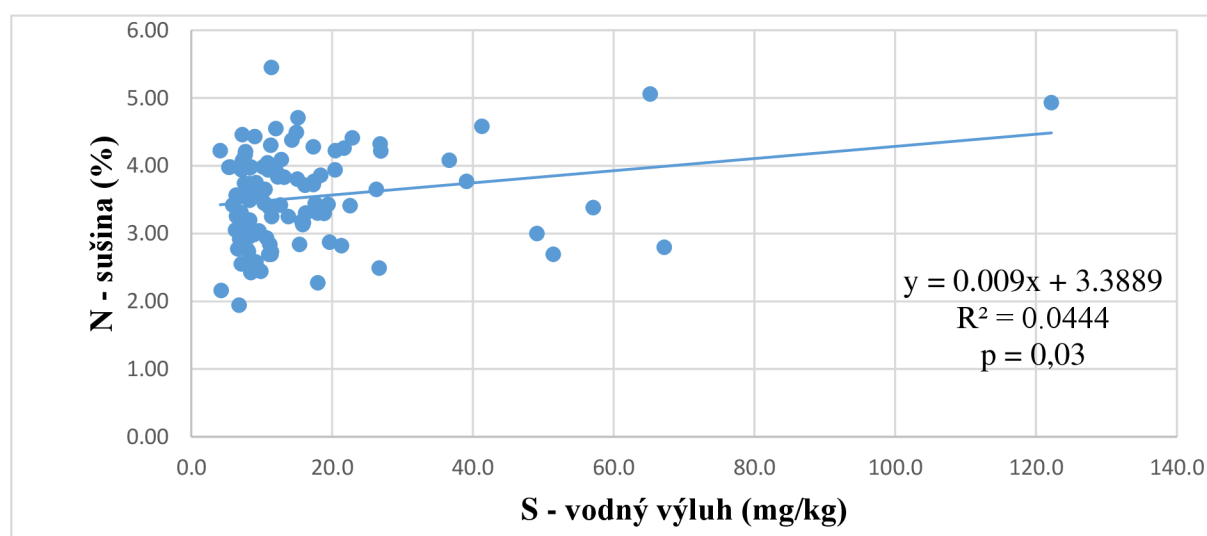
Graf 2: Regresní vztah obsahu přijatelné síry v půdě stanovené metodou Mehlich 3 a metodou vodného výluhu

Následující graf 3, znázorňuje regresní vztah mezi přijatelnou sírou v půdě a obsahem dusíku v nadzemní biomase ozimé pšenice. Vztah byl stanoven jako slabý, díky hodnotě korelačního koeficientu (r), který činil 0,222. Hodnota p je menší než 0,05 a tudíž existuje statisticky významný vztah.



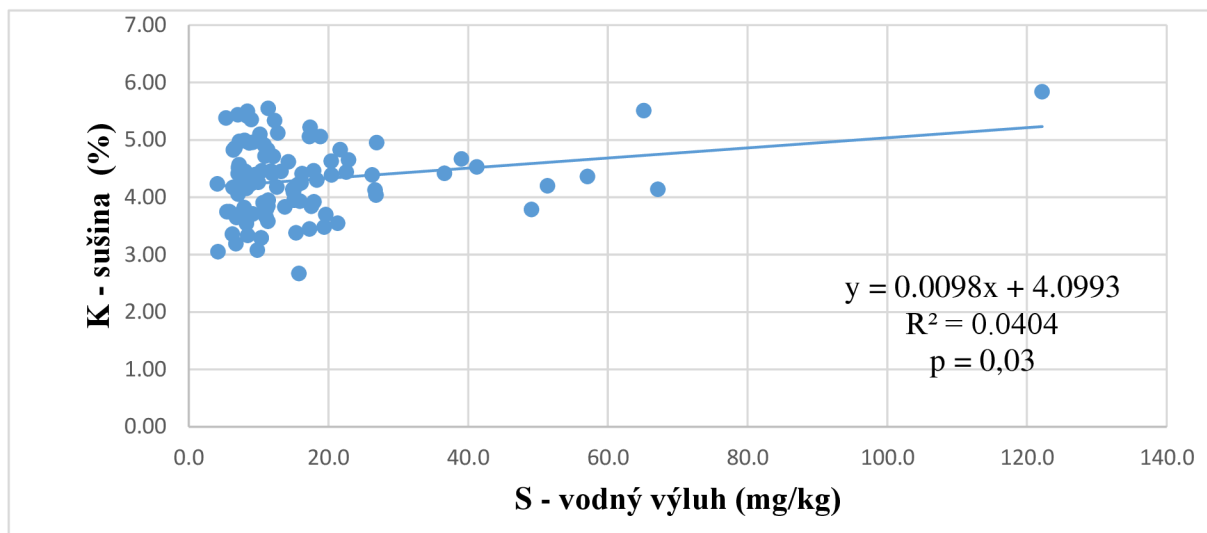
Graf 3: Regresní vztah obsahu dusíku v sušině rostlin s přijatelnou sírou v půdě stanovenou metodou Mehlich 3

V grafu 4 vidíme, že regresní vztah mezi přijatelnou sírou v půdě, stanovenou vodným výluhem a obsahem dusíku v nadzemní biomase pšenice byl vyhodnocen jako slabý, stejně jako u Mehlich 3. V tomto případě byl korelační koeficient (r) 0,210. Hladina významnosti činila 0,0302 a byl tedy vyhodnocen jako statisticky průkazný na 95 %.



Graf 4: Regresní vztah obsahu dusíku v sušině rostlin s přijatelnou sírou v půdě stanovenou metodou vodného výluhu

Následující bodový graf znázorňuje regresní vztah obsahu draslíku v rostlině a přijatelnou sírou v půdě, stanovenou metodou vodného výluhu (Graf 5). Hodnota korelačního koeficientu (r) byla v tomto vztahu 0,201, vztah byl tedy vyhodnocen jako slabý. Tento vztah byl vyhodnocen jako průkazný při hladině významnosti 0,05.



Graf 5: Regresní vztah obsahu draslíku v sušině rostlin s přijatelnou sírou v půdě stanovenou metodou vodného výluhu

5.1.3 Korelační matice 2. fáze odběru (BBCH 65 – 69)

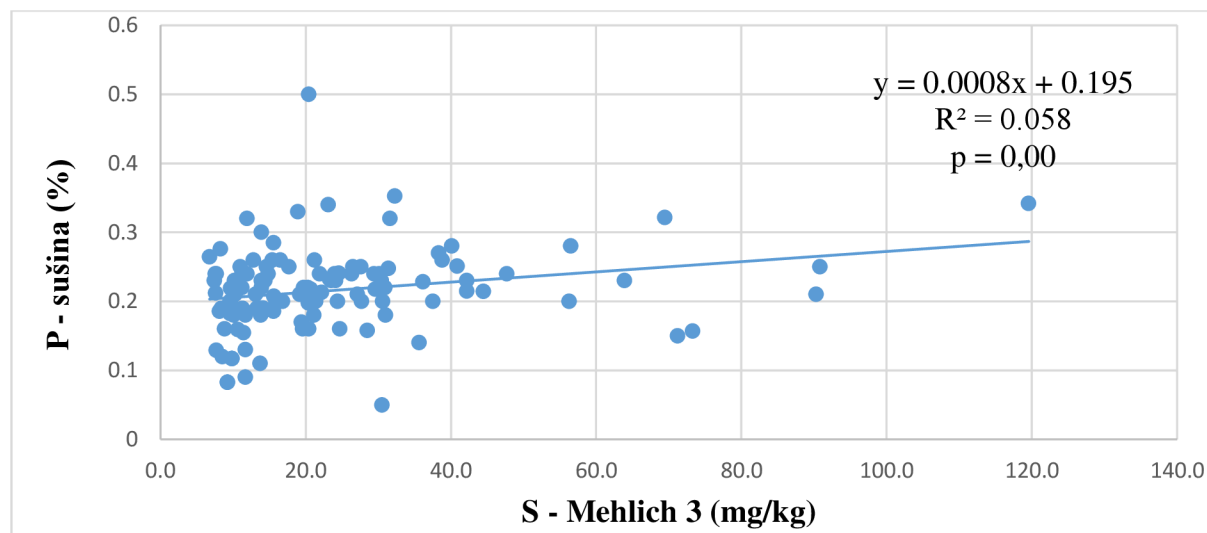
Tabulka 3 zobrazuje označené významné korelační vztahy mezi přijatelnou sírou v půdě a jednotlivými makroprvky v nadzemní biomase ozimé pšenice, odebrané ve fázi konce kvetení. Tyto významné korelace byly stanoveny při hladině významnosti $p < 0,050$.

Tabulka 3: Korelační matice obsahu přijatelné síry v půdě (M3 – Mehlich 3, W – voda) a obsahem makroprvků v nadzemní biomase pšenice pro 2. fázi odběru (BBCH 65 – 69), významné korelace při hladině významnosti $p < 0,05$

	S – M3	S – W	N	P	K	Ca	Mg
S – M3	1.000	0.733	0.060	0.235	0.252	0.060	0.076
S – W	0.733	1.000	0.065	0.075	0.154	-0.017	-0.045
N	0.060	0.065	1.000	0.416	0.613	0.489	0.426
P	0.235	0.075	0.416	1.000	0.392	0.425	0.263
K	0.252	0.154	0.613	0.392	1.000	0.507	0.347
Ca	0.060	-0.017	0.489	0.425	0.507	1.000	0.380
Mg	0.076	-0.045	0.426	0.263	0.347	0.380	1.000

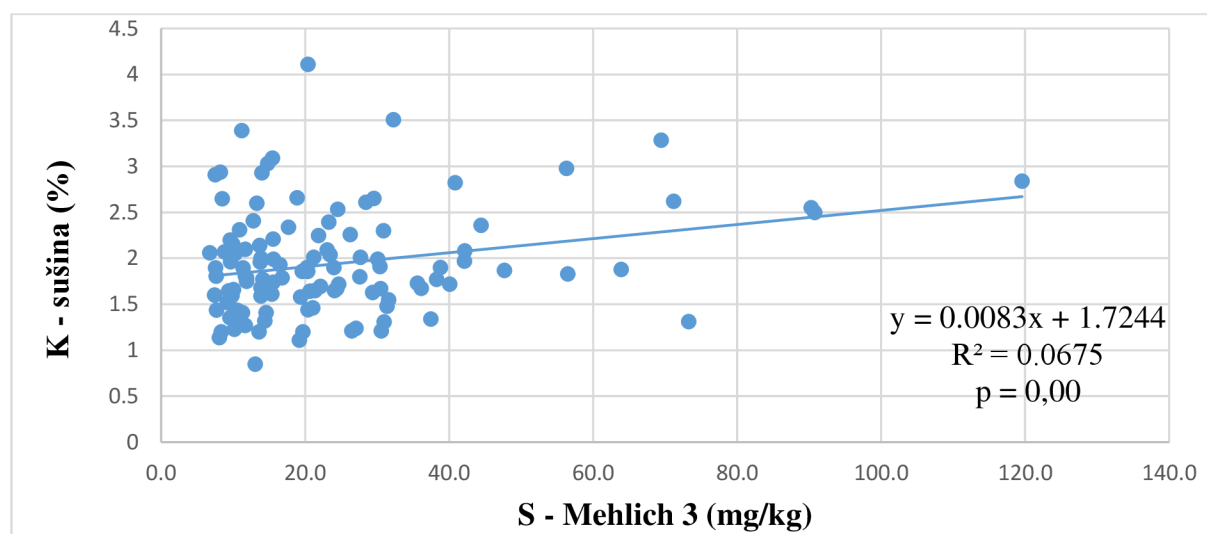
5.1.4 Regresní analýzy obsahu přijatelné síry v půdě a obsahu jednotlivých živin v nadzemní biomase pšenice v 2. fázi odběru

Regresní analýza vztahu mezi obsahem přijatelné síry v půdě a obsahem fosforu v nadzemní biomase byla charakterizována koeficientem $R^2 = 0,058$ (Graf 6). Korelační koeficient (r) činil 0,240 – slabý vztah. Korelační analýza byla průkazná při hladině významnosti 0,05.



Graf 6: Regresní vztah obsahu fosforu v sušině rostlin s přijatelnou sírou v půdě stanovenou metodou Mehlich 3

Graf 7 zobrazuje regresní vztah mezi draslíkem v rostlině a přijatelnou sírou v půdě, která byla stanovena metodou Mehlich 3. Korelační analýza vyhodnotila tento vztah jako slabý, přičemž korelační koeficient (r) byl 0,259. Dle statistického vyhodnocení zde existuje statisticky významný vztah s intervalem spolehlivosti 99 %.



Graf 7: Regresní vztah obsahu draslíku v sušině rostlin s přijatelnou sírou v půdě stanovenou metodou Mehlich 3

5.2 Vliv poměru přijatelné síry v půdě s jednotlivými makroprvky na obsah daného makroprvku v nadzemní biomase ozimé pšenice

5.2.1 Korelační matice 1. fáze odběr (BBCH 30 – 31)

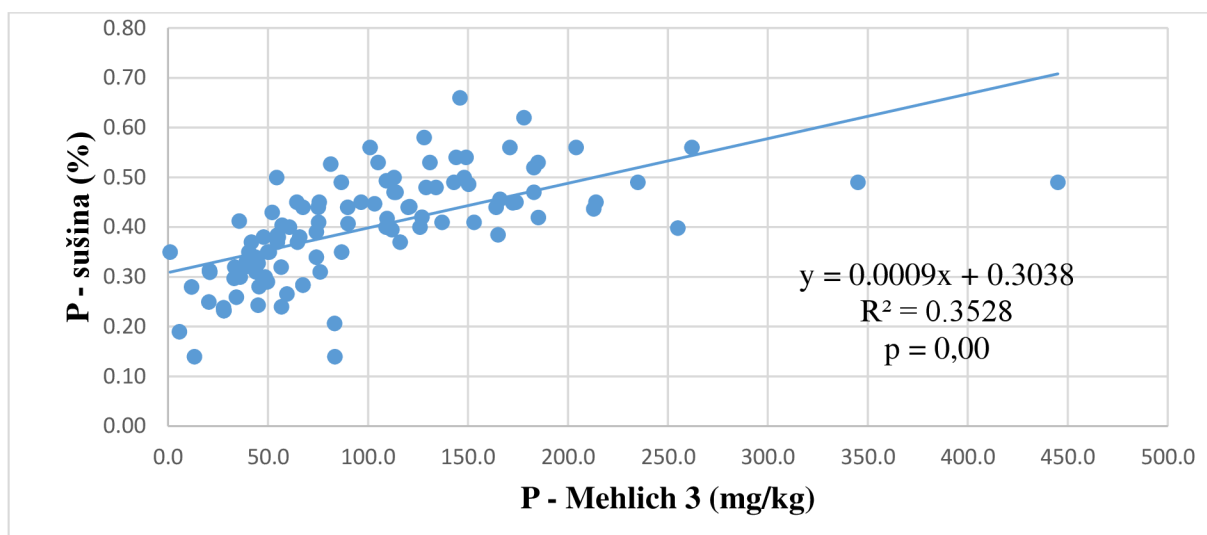
V tabulce 4 nalezneme korelační vztahy mezi poměrem přijatelné síry a jednotlivými makroprvky v půdě s množstvím daného makroprvku v nadzemní biomase ozimé pšenice. Dále jsou v tabulce uvedeny vztahy obsahu jednotlivých makroprvků v půdě s obsahem daného makroprvku v nadzemní biomase. Tyto korelační vztahy byly stanoveny při hladině významnosti $p < 0,05$.

Tabulka 4: Korelační matice poměru přijatelné síry v půdě (M3 – Mehlich 3, W – voda) a jednotlivých makroprvků na obsah daného makroprvku v nadzemní biomase pšenice pro 1. fázi odběru (BBCH 30 – 31), významné korelace při hladině významnosti $p < 0,05$

	P-M3	P/S-M3	K-M3	K/S-M3	Ca-M3	Ca/S-M3	Mg-M3	Mg/S-M3	P-W	P/S-W	K-W	K/S-W	Ca-W	Ca/S-W	Mg-W	Mg/S-W	P suš	K suš	Ca suš	Mg suš
P-M3	1.000	0.681	0.273	0.062	-0.274	0.239	-0.238	0.288	0.812	0.636	0.444	-0.366	-0.169	-0.272	-0.033	-0.233	0.594	-0.018	-0.012	-0.181
P/S-M3	0.681	1.000	-0.045	0.388	-0.506	0.002	-0.352	-0.141	0.642	0.618	0.124	-0.272	-0.525	-0.384	-0.017	0.030	0.399	-0.038	-0.148	-0.223
K-M3	0.273	-0.045	1.000	0.483	0.389	-0.120	0.364	0.012	0.187	-0.392	0.716	0.335	0.280	0.114	0.414	0.080	0.128	0.160	-0.055	-0.106
K/S-M3	0.062	0.388	0.483	1.000	-0.086	-0.306	0.110	-0.490	0.115	-0.317	0.268	0.513	-0.282	-0.185	0.376	0.260	-0.009	-0.002	-0.177	-0.142
Ca-M3	-0.274	-0.506	0.389	-0.086	1.000	-0.345	0.387	0.071	-0.376	-0.474	0.120	0.373	0.803	0.534	0.040	-0.035	-0.334	0.015	0.033	-0.016
Ca/S-M3	0.239	0.002	-0.120	-0.306	-0.345	1.000	-0.193	0.534	0.221	0.377	0.046	-0.285	-0.228	-0.263	-0.062	-0.184	0.338	0.016	0.030	0.126
Mg-M3	-0.238	-0.352	0.364	0.110	0.387	-0.193	1.000	-0.395	-0.246	-0.446	0.050	0.393	0.308	0.266	0.645	0.481	-0.207	0.070	-0.050	0.419
Mg/S-M3	0.288	-0.141	0.012	-0.490	0.071	0.534	-0.395	1.000	0.118	0.306	0.225	-0.347	0.252	0.022	-0.355	-0.418	0.255	0.067	0.233	-0.070
P-W	0.812	0.642	0.187	0.115	-0.376	0.221	-0.246	0.118	1.000	0.491	0.450	-0.319	-0.298	-0.306	-0.034	-0.180	0.556	0.027	-0.071	-0.140
P/S-W	0.636	0.618	-0.392	-0.317	-0.474	0.377	-0.446	0.306	0.491	1.000	-0.147	-0.511	-0.382	-0.310	-0.249	-0.172	0.451	-0.078	-0.008	-0.054
K-W	0.444	0.124	0.716	0.268	0.120	0.046	0.050	0.225	0.450	-0.147	1.000	-0.006	0.200	0.053	0.230	0.002	0.332	0.061	-0.001	-0.232
K/S-W	-0.366	-0.272	0.335	0.513	0.373	-0.285	0.393	-0.347	-0.319	-0.511	-0.006	1.000	0.177	0.175	0.328	0.205	-0.368	-0.098	-0.095	0.036
Ca-W	-0.169	-0.525	0.280	-0.282	0.803	-0.228	0.308	0.252	-0.298	-0.382	0.200	0.177	1.000	0.671	-0.037	-0.130	-0.131	-0.029	0.141	-0.019
Ca/S-W	-0.272	-0.384	0.114	-0.185	0.534	-0.263	0.266	0.022	-0.306	-0.310	0.053	0.175	0.671	1.000	-0.041	0.340	-0.114	-0.081	0.134	0.060
Mg-W	-0.033	-0.017	0.414	0.376	0.040	-0.062	0.645	-0.355	-0.034	-0.249	0.230	0.328	-0.037	-0.041	1.000	0.665	-0.071	0.015	-0.172	0.147
Mg/S-W	-0.233	0.030	0.080	0.260	-0.035	-0.184	0.481	-0.418	-0.180	-0.172	0.002	0.205	-0.130	0.340	0.665	1.000	-0.120	-0.056	-0.098	0.179
P suš	0.594	0.399	0.128	-0.009	-0.334	0.338	-0.207	0.255	0.556	0.451	0.332	-0.368	-0.131	-0.114	-0.071	-0.120	1.000	0.330	0.291	0.129
K suš	-0.018	-0.038	0.160	-0.002	0.015	0.016	0.070	0.067	0.027	-0.078	0.061	-0.098	-0.029	-0.081	0.015	-0.056	0.330	1.000	0.375	0.433
Ca suš	-0.012	-0.148	-0.055	-0.177	0.033	0.030	-0.050	0.233	-0.071	-0.008	-0.001	-0.095	0.141	0.134	-0.172	-0.098	0.291	0.375	1.000	0.552
Mg suš	-0.181	-0.223	-0.106	-0.142	-0.016	0.126	0.419	-0.070	-0.140	-0.054	-0.232	0.036	-0.019	0.060	0.147	0.179	0.129	0.433	0.552	1.000

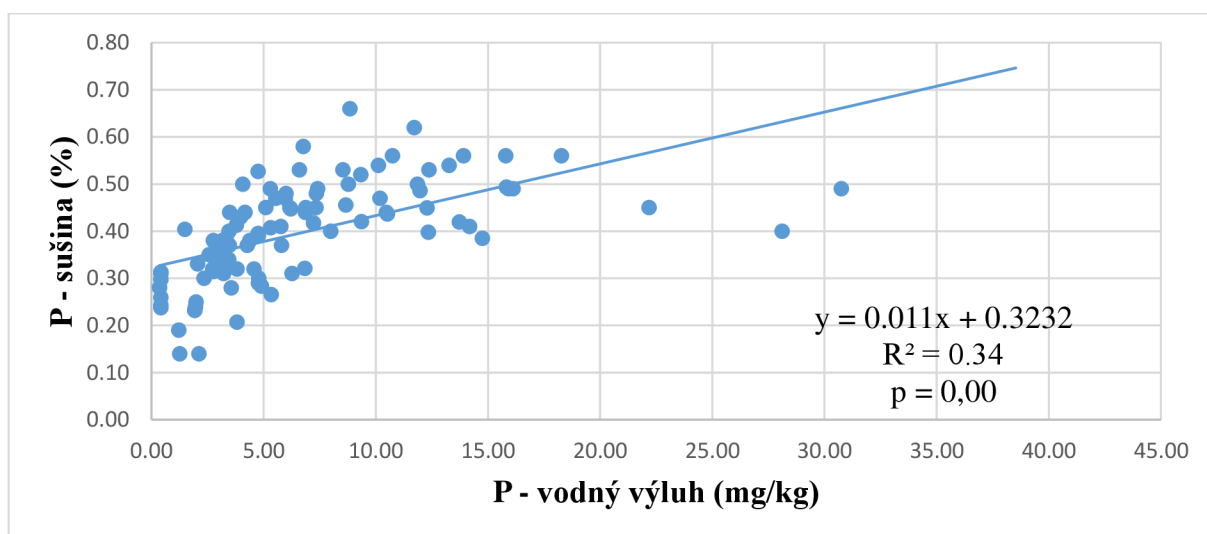
5.2.2 Regresní analýzy poměru přijatelné síry v půdě s jednotlivými makroprvky s obsahem daného makroprvku v nadzemní biomase pšenice v 1. fázi odběru

Graf 8 zobrazuje regresní vztah mezi fosforem v nadzemní biomase pšenice a fosforem v půdě stanoveným metodou Mehlich 3. Korelační koeficient byl 0,594 a vztah byl vyhodnocen jako středně silný. Existuje zde statisticky významný vztah s intervalem spolehlivosti 99 %.



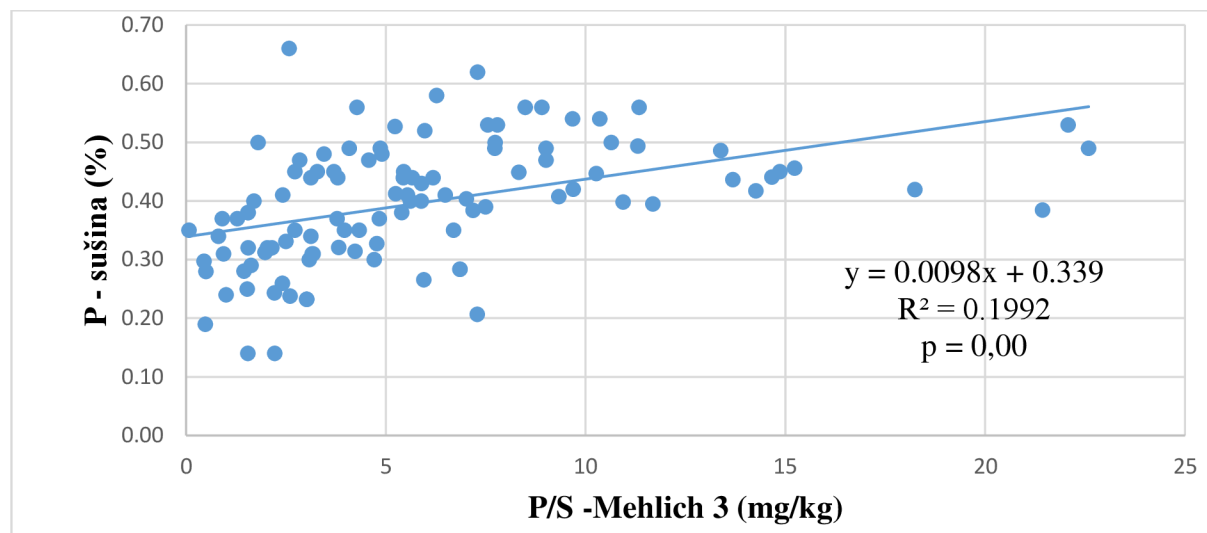
Graf 8: Regresní vztah obsahu fosforu v sušině rostlin s fosforem v půdě stanoveným metodou Mehlich 3

V grafu 9 lze vidět regresní vztah obsahu fosforu v nadzemní biomase s fosforem v půdě, který byl stanovený metodou vodného výluhu. Tento vztah byl vyhodnocen jako středně silný, přičemž korelační koeficient byl 0,559. Korelační analýza byla průkazná při hladině významnosti 0,05.



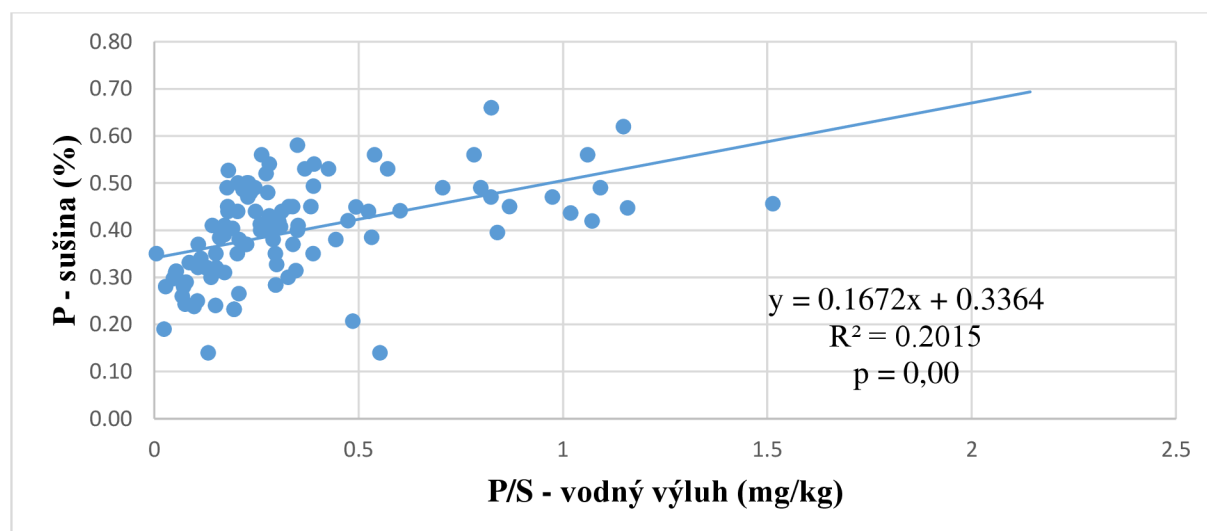
Graf 9: Regresní vztah obsahu fosforu v sušině rostlin s fosforem v půdě stanoveným vodným výluhem

Z grafu 10 je zřejmý regresní vztah mezi fosforem v nadzemní biomase pšenice a fosforem v půdě, stanoveným metodou Mehlich 3. Korelační koeficient (r) činil v tomto případě 0,403 a vztah byl stanoven jako středně silný. Korelační analýza byla průkazná při hladině významnosti 0,05.



Graf 10: Regresní vztah obsahu fosforu v sušině rostlin s fosforem v půdě stanoveným metodou Mehlich 3

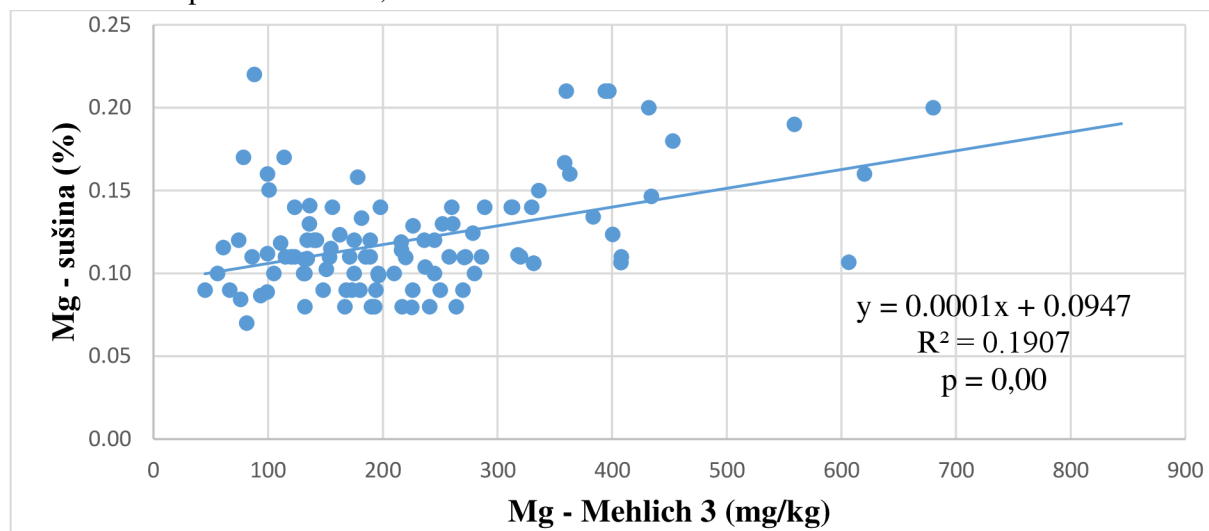
V grafu 11 lze vidět regresní vztah poměru fosforu a síry v nadzemní biomase s fosforem v půdě, který byl stanovený metodou vodného výluhu. Tento vztah byl vyhodnocen jako středně silný, přičemž korelační koeficient byl 0,448. Korelační analýza byla průkazná při hladině významnosti 0,05.



Graf 11: Regresní vztah obsahu fosforu v sušině rostlin s fosforem v půdě stanoveným vodným výluhem

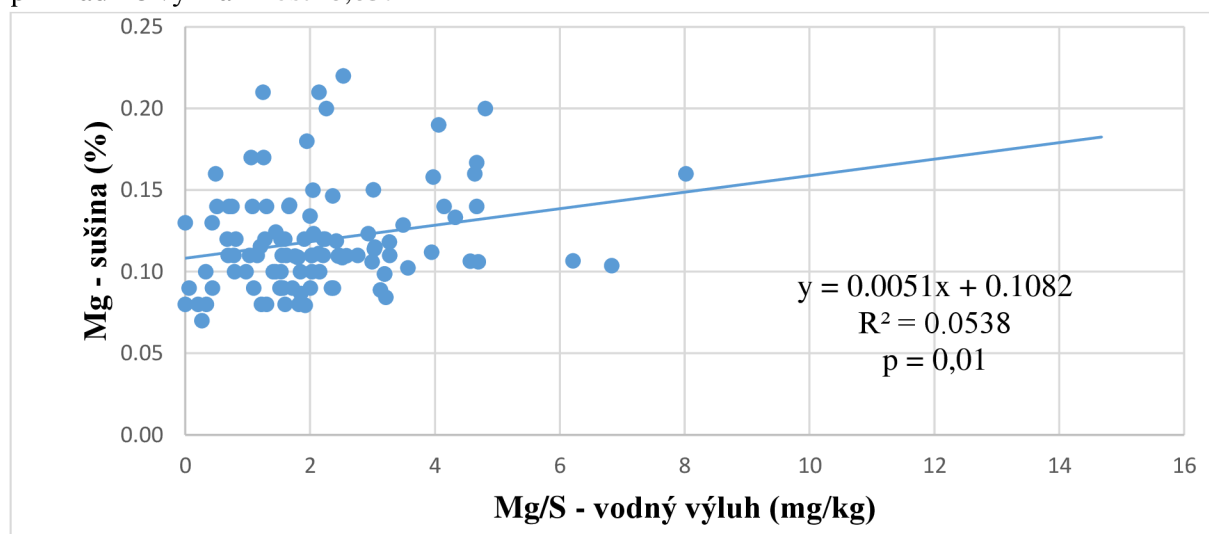
Z následujícího grafu regresního vztahu mezi hořčíkem v nadzemní biomase a hořčíkem v půdě, stanoveným metodou Mehlich 3, je viditelná středně silná korelace (Graf 12).

Korelační koeficient byl v tomto případě 0,436 a existuje zde statisticky významná korelace s intervalem spolehlivosti 99,9 %.



Graf 12: Regresní vztah obsahu hořčíku v sušině rostlin s hořčíkem v půdě stanoveným metodou Mehlich 3

V grafu 13 vidíme, že regresní vztah mezi obsahem hořčíku v rostlině s poměrem hořčíku a přijatelné síry v půdě, stanovenou vodným výluhem byl vyhodnocen jako slabý. V tomto případě byl korelační koeficient (r) 0,232. Tento vztah byl hodnocen jako průkazný při hladině významnosti 0,05.



Graf 13: Regresní vztah obsahu hořčíku v sušině rostlin s poměrem přijatelné síry a hořčíku v půdě stanoveným metodou vodného výluhu

5.2.3 Korelační matice 2. fáze odběru (BBCH 65 – 69)

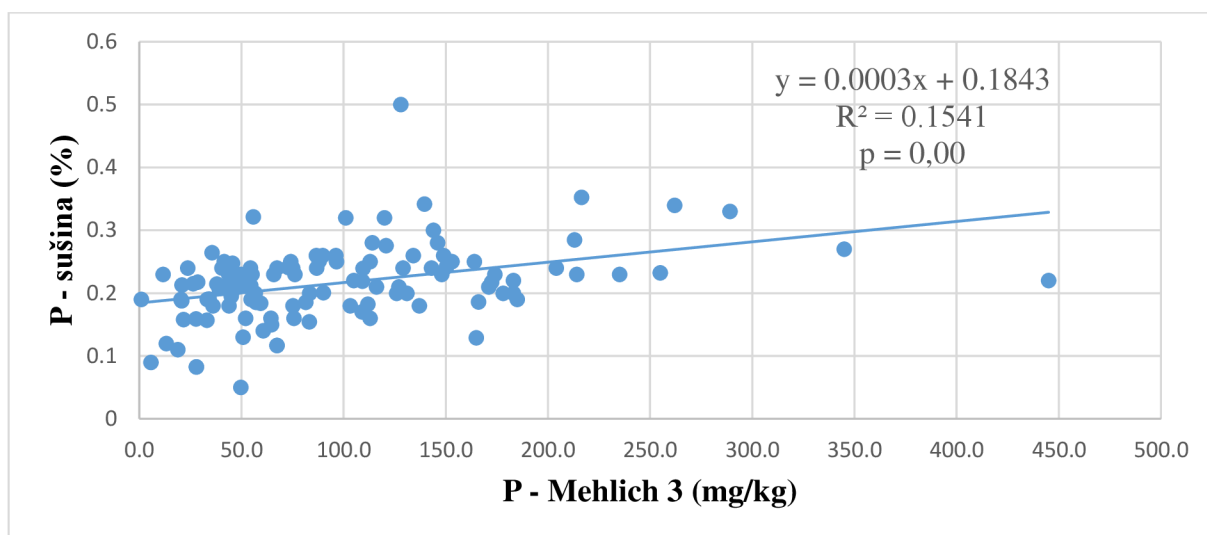
Tabulka 5 zobrazuje korelační vztahy mezi poměrem přijatelné síry a jednotlivými makroprvky v půdě s množstvím daného makroprvku v nadzemní biomase ozimé pšenice. Dále jsou v tabulce uvedeny vztahy obsahu jednotlivých makroprvků v půdě s obsahem daného makroprvku v nadzemní biomase. Tyto korelační vztahy byly stanoveny při hladině významnosti $p < 0,05$.

Tabulka 5: Korelační matice poměru přijatelné síry v půdě (M3 – Mehlich 3, W – voda) a jednotlivých makroprvků na obsah daného makroprvku v nadzemní biomase pšenice pro 2. fázi odběru (BBCH 65 – 69), významné korelace při hladině významnosti $p < 0,05$

	P-M3	P/S-M3	K-M3	K/S-M3	Ca-M3	Ca/S-M3	Mg-M3	Mg/S-M3	P-W	P/S-W	K-W	K/S-W	Ca-W	Ca/S-W	Mg-W	Mg/S-W	P suš	K suš	Ca suš	Mg suš
P-M3	1.000	0.701	0.195	0.107	-0.316	0.254	-0.243	0.285	0.803	0.629	0.276	-0.277	-0.212	-0.282	-0.022	-0.188	0.390	-0.034	0.085	-0.130
P/S-M3	0.701	1.000	-0.096	0.379	-0.531	0.043	-0.386	-0.112	0.628	0.627	0.023	-0.257	-0.524	-0.411	-0.138	-0.127	0.141	-0.156	-0.002	-0.220
K-M3	0.195	-0.096	1.000	0.525	0.365	-0.122	0.398	-0.017	0.181	-0.356	0.868	0.370	0.392	0.306	0.612	0.443	0.228	0.271	-0.105	-0.008
K/S-M3	0.107	0.379	0.525	1.000	-0.079	-0.289	0.068	-0.463	0.172	-0.284	0.405	0.322	-0.170	-0.075	0.298	0.262	-0.017	0.024	-0.177	-0.196
Ca-M3	-0.316	-0.531	0.365	-0.079	1.000	-0.331	0.459	0.003	-0.300	-0.506	0.233	0.590	0.718	0.505	0.342	0.243	0.032	0.257	0.001	0.122
Ca/S-M3	0.254	0.043	-0.122	-0.289	-0.331	1.000	-0.208	0.542	0.189	0.413	-0.030	-0.210	-0.260	-0.255	-0.111	-0.170	0.094	-0.072	0.013	0.052
Mg-M3	-0.243	-0.386	0.398	0.068	0.459	-0.208	1.000	-0.364	-0.188	-0.464	0.234	0.205	0.480	0.372	0.696	0.532	-0.010	0.208	-0.113	0.397
Mg/S-M3	0.285	-0.112	-0.017	-0.463	0.003	0.542	-0.364	1.000	0.080	0.329	0.070	-0.210	0.130	-0.013	-0.252	-0.279	0.238	0.085	0.227	-0.044
P-W	0.803	0.628	0.181	0.172	-0.300	0.189	-0.188	0.080	1.000	0.431	0.357	-0.186	-0.199	-0.261	0.087	-0.117	0.339	0.022	-0.033	-0.132
P/S-W	0.629	0.627	-0.356	-0.284	-0.506	0.413	-0.464	0.329	0.431	1.000	-0.174	-0.371	-0.433	-0.358	-0.297	-0.254	0.162	-0.162	0.094	-0.087
K-W	0.276	0.023	0.868	0.405	0.233	-0.030	0.234	0.070	0.357	-0.174	1.000	0.328	0.363	0.254	0.569	0.395	0.264	0.280	-0.037	-0.035
K/S-W	-0.277	-0.257	0.370	0.322	0.590	-0.210	0.205	-0.210	-0.186	-0.371	0.328	1.000	0.186	0.208	0.229	0.228	-0.097	-0.006	-0.120	0.029
Ca-W	-0.212	-0.524	0.392	-0.170	0.718	-0.260	0.480	0.130	-0.199	-0.433	0.363	0.186	1.000	0.639	0.452	0.251	0.117	0.356	0.061	0.185
Ca/S-W	-0.282	-0.411	0.306	-0.075	0.505	-0.255	0.372	-0.013	-0.261	-0.358	0.254	0.208	0.639	1.000	0.301	0.651	0.079	0.193	0.032	0.116
Mg-W	-0.022	-0.138	0.612	0.298	0.342	-0.111	0.696	-0.252	0.087	-0.297	0.569	0.229	0.452	0.301	1.000	0.690	0.169	0.320	-0.121	0.197
Mg/S-W	-0.188	-0.127	0.443	0.262	0.243	-0.170	0.532	-0.279	-0.117	-0.254	0.395	0.228	0.251	0.651	0.690	1.000	0.081	0.238	-0.073	0.152
P suš	0.390	0.141	0.228	-0.017	0.032	0.094	-0.010	0.238	0.339	0.162	0.264	-0.097	0.117	0.079	0.169	0.081	1.000	0.452	0.460	0.355
K suš	-0.034	-0.156	0.271	0.024	0.257	-0.072	0.208	0.085	0.022	-0.162	0.280	-0.006	0.356	0.193	0.320	0.238	0.452	1.000	0.529	0.403
Ca suš	0.085	-0.002	-0.105	-0.177	0.001	0.013	-0.113	0.227	-0.033	0.094	-0.037	-0.120	0.061	0.032	-0.121	-0.073	0.460	0.529	1.000	0.420
Mg suš	-0.130	-0.220	-0.008	-0.196	0.122	0.052	0.397	-0.044	-0.132	-0.087	-0.035	0.029	0.185	0.116	0.197	0.152	0.355	0.403	0.420	1.000

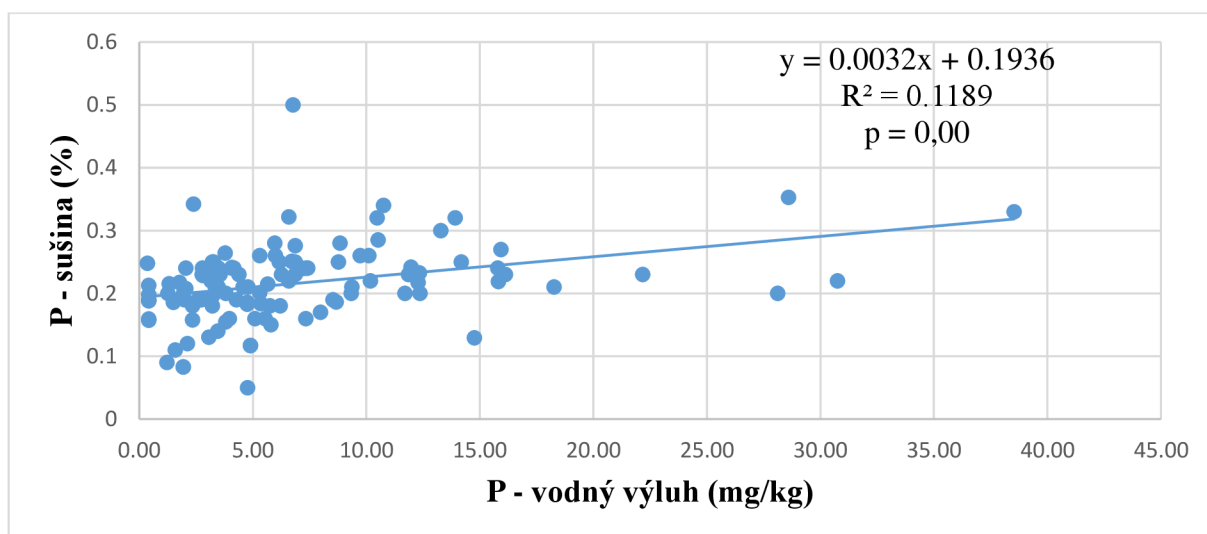
5.2.4 Regresní analýzy poměru přijatelné síry v půdě s jednotlivými makroprvky s obsahem daného makroprvku v nadzemní biomase pšenice v 2. fázi odběru

V grafu 14 lze vidět regresní vztah obsahu fosforu v nadzemní biomase s fosforem v půdě, který byl stanovený metodou Mehlich 3. Tento vztah byl vyhodnocen jako slabý, přičemž korelační koeficient byl 0,393. Korelační analýza byla průkazná při hladině významnosti 0,05.



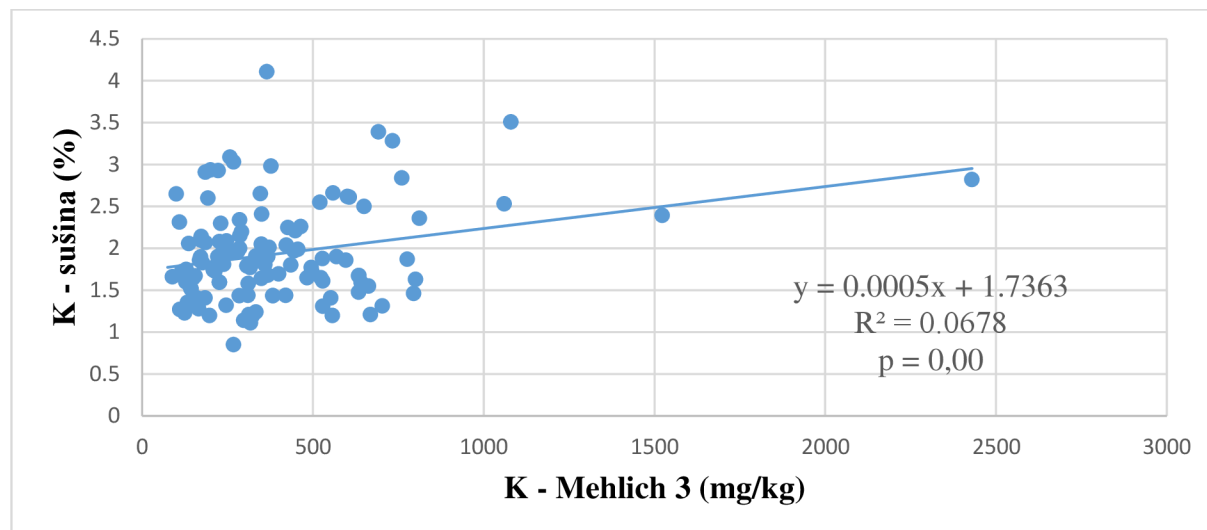
Graf 14: Regresní vztah obsahu fosforu v sušině rostlin s fosforem v půdě stanoveným metodou Mehlich 3

Z následujícího grafu regresního vztahu mezi fosforem v nadzemní biomase a fosforem v půdě, stanoveným metodou vodného výluhu, je viditelná slabá korelace (Graf 15). Korelační koeficient byl v tomto případě 0,345 a existuje zde statisticky významná korelace s intervalem spolehlivosti 99 %.



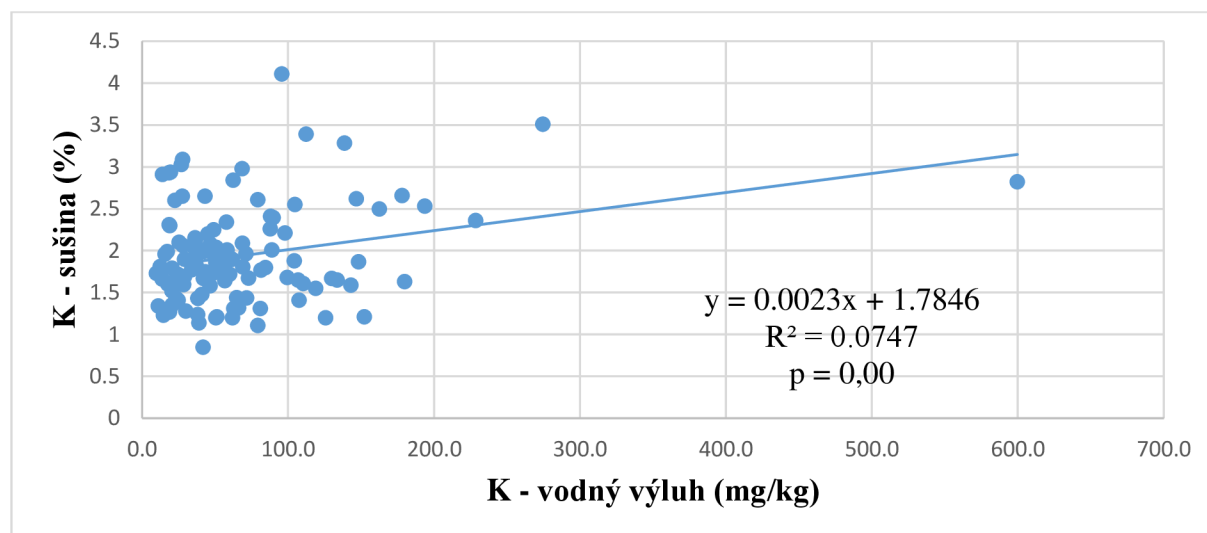
Graf 15: Regresní vztah obsahu fosforu v sušině rostlin s fosforem v půdě stanoveným metodou vodného výluhu

V grafu 16 lze vidět regresní vztah obsahu draslíku v nadzemní biomase s draslíkem v půdě, který byl stanovený metodou Mehlich 3. Tento vztah byl vyhodnocen jako slabý, přičemž korelační koeficient byl 0,261. Korelační analýza byla průkazná při hladině významnosti 0,05.



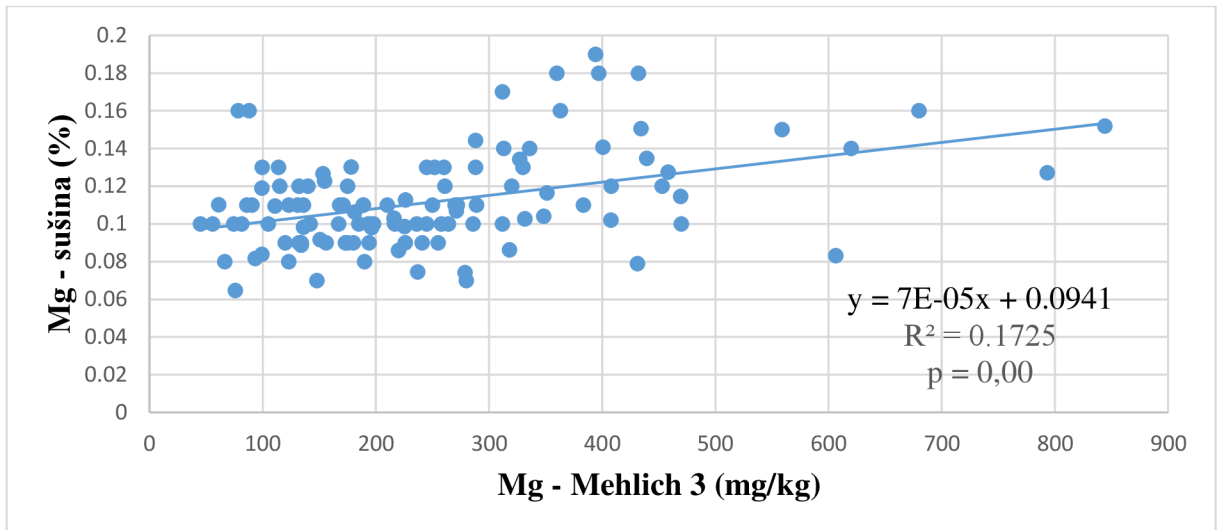
Graf 16: Regresní vztah obsahu draslíku v sušině rostlin s draslíkem v půdě stanoveným metodou Mehlich 3

Z grafu 17 je zřejmý regresní vztah mezi draslíkem v nadzemní biomase pšenice a draslíkem v půdě, stanoveným metodou vodného výluhu. Korelační koeficient (r) činil v tomto případě 0,273 a vztah byl stanoven jako slabý. Korelační analýza byla průkazná při hladině významnosti 0,05.



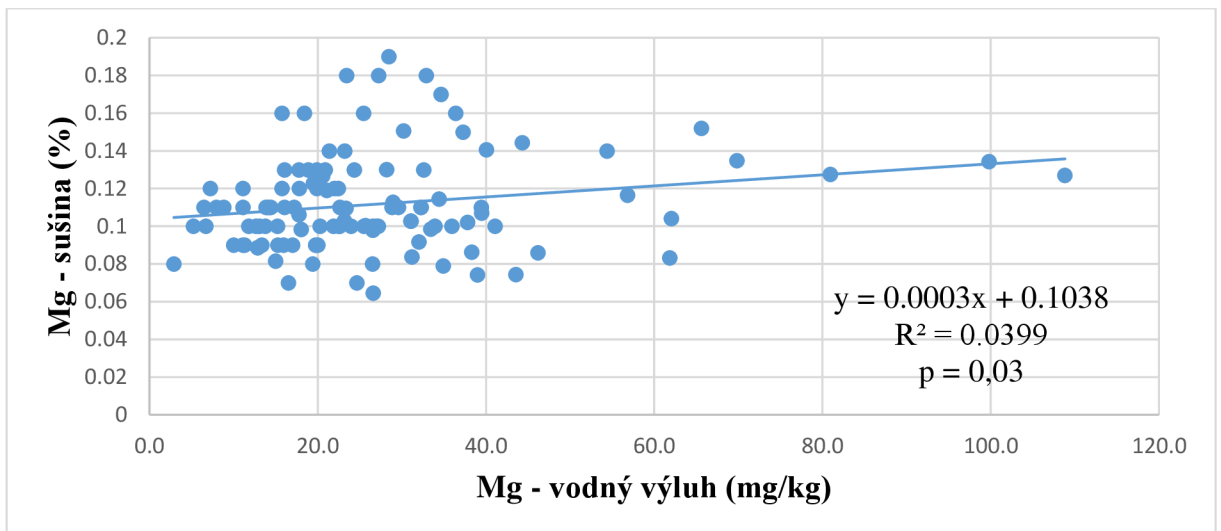
Graf 17: Regresní vztah obsahu draslíku v sušině rostlin s draslíkem v půdě stanoveným metodou vodného výluhu

V grafu 18 lze vidět regresní vztah obsahu hořčiku v nadzemní biomase s obsahem hořčiku v půdě, který byl stanovený metodou Mehlich 3. Tento vztah byl vyhodnocen jako středně silný, přičemž korelační koeficient byl 0,415. Korelační analýza byla průkazná při hladině významnosti 0,05.



Graf 18: Regresní vztah obsahu hořčiku v sušině rostlin s hořčíkem v půdě stanoveným metodou Mehlich 3

Z následujícího grafu regresního vztahu mezi hořčíkem v nadzemní biomase a hořčíkem v půdě, stanoveným metodou vodného výluhu, je viditelná velmi slabá korelace (Graf 19). Korelační koeficient byl v tomto případě 0,199. Korelační analýza byla průkazná při hladině významnosti 0,05.



Graf 19: Regresní vztah obsahu hořčiku v sušině rostlin s hořčíkem v půdě stanoveným metodou vodného výluhu

5.3 Vliv poměru přijatelné síry a jednotlivých makroprvků v půdě na poměr daného makroprvku se sírou v nadzemní biomase ozimé pšenice

5.3.1 Korelační matice 1. fáze odběru (BBCH 30 – 31)

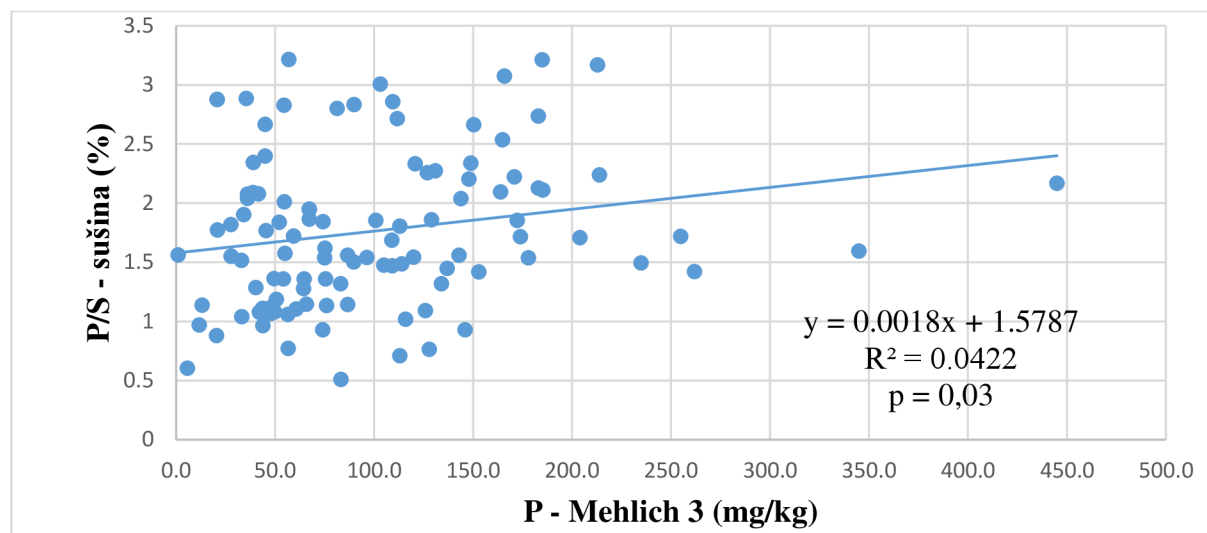
Tabulka 6 zobrazuje vyznačené významné korelační vztahy mezi poměrem přijatelné síry a jednotlivými makroprvky v půdě s poměrem síry a daného makroprvku v nadzemní biomase ozimé pšenice, odebrané ve fázi začátku sloupkování. Dále jsou v tabulce uvedeny vztahy mezi poměrem jednotlivých makroprvků s přijatelnou sírou v půdě a poměrem síry a daného makroprvku v nadzemní biomase. Tyto významné korelace byly stanoveny při hladině významnosti $p < 0,05$.

Tabulka 6: Korelační matice poměru přijatelné síry v půdě (M3 – Mehlich 3, W – voda) a jednotlivých makroprvků na poměr daného makroprvku se sírou v nadzemní biomase pšenice pro 1. fázi odběru (BBCH 30 – 31), významné korelace při hladině významnosti $p < 0,05$

	P-M3	P/S-M3	K-M3	K/S-M3	Ca-M3	Ca/S-M3	Mg-M3	Mg/S-M3	P-W	P/S-W	K-W	K/S-W	Ca-W	Ca/S-W	Mg-W	Mg/S-W	P/S suš	K/S suš	Ca/S suš	Mg/S suš
P-M3	1.000	0.688	0.279	0.070	-0.302	0.248	-0.233	0.290	0.812	0.211	0.446	-0.037	-0.170	-0.275	-0.014	-0.220	0.200	-0.239	-0.324	0.354
P/S-M3	0.688	1.000	-0.035	0.389	-0.478	0.010	-0.343	-0.133	0.647	0.444	0.123	0.109	-0.519	-0.384	-0.007	0.034	0.554	0.202	0.030	-0.094
K-M3	0.279	-0.035	1.000	0.488	0.271	-0.113	0.364	0.014	0.191	-0.035	0.720	0.160	0.278	0.111	0.424	0.088	-0.005	-0.043	-0.195	0.119
K/S-M3	0.070	0.389	0.488	1.000	-0.092	-0.304	0.116	-0.486	0.121	0.113	0.264	0.321	-0.278	-0.184	0.375	0.258	0.475	0.455	0.314	-0.383
Ca-M3	-0.302	-0.478	0.271	-0.092	1.000	-0.322	0.289	0.030	-0.352	-0.184	0.095	-0.012	0.648	0.451	-0.026	-0.059	-0.257	-0.087	0.025	0.009
Ca/S-M3	0.248	0.010	-0.113	-0.304	-0.322	1.000	-0.188	0.538	0.227	-0.008	0.044	-0.191	-0.225	-0.263	-0.057	-0.182	-0.232	-0.353	-0.410	0.477
Mg-M3	-0.233	-0.343	0.364	0.116	0.289	-0.188	1.000	-0.398	-0.246	-0.045	0.056	0.068	0.305	0.263	0.656	0.491	-0.152	-0.019	-0.037	-0.279
Mg/S-M3	0.290	-0.133	0.014	-0.486	0.030	0.538	-0.398	1.000	0.119	-0.122	0.230	-0.145	0.249	0.019	-0.345	-0.412	-0.347	-0.457	-0.344	0.634
P-W	0.812	0.647	0.191	0.121	-0.352	0.227	-0.246	0.119	1.000	0.429	0.454	0.105	-0.300	-0.309	-0.022	-0.172	0.140	-0.252	-0.389	0.320
P/S-W	0.211	0.444	-0.035	0.113	-0.184	-0.008	-0.045	-0.122	0.429	1.000	0.084	0.519	-0.209	-0.014	0.115	0.245	0.207	0.164	-0.104	-0.139
K-W	0.446	0.123	0.720	0.264	0.095	0.044	0.056	0.230	0.454	0.084	1.000	0.210	0.206	0.056	0.224	-0.004	0.024	-0.225	-0.308	0.351
K/S-W	-0.037	0.109	0.160	0.321	-0.012	-0.191	0.068	-0.145	0.105	0.519	0.210	1.000	0.135	0.154	0.156	0.163	0.093	0.096	-0.031	-0.085
Ca-W	-0.170	-0.519	0.278	-0.278	0.648	-0.225	0.305	0.249	-0.300	-0.209	0.206	0.135	1.000	0.670	-0.030	-0.124	-0.361	-0.326	-0.153	0.260
Ca/S-W	-0.275	-0.384	0.111	-0.184	0.451	-0.263	0.263	0.019	-0.309	-0.014	0.056	0.154	0.670	1.000	-0.041	0.342	-0.167	-0.173	0.005	0.028
Mg-W	-0.014	-0.007	0.424	0.375	-0.026	-0.057	0.656	-0.345	-0.022	0.115	0.224	0.156	-0.030	-0.041	1.000	0.663	0.285	0.328	0.165	-0.386
Mg/S-W	-0.220	0.034	0.088	0.258	-0.059	-0.182	0.491	-0.412	-0.172	0.245	-0.004	0.163	-0.124	0.342	0.663	1.000	0.341	0.375	0.320	-0.500
P/S suš	0.200	0.554	-0.005	0.475	-0.257	-0.232	-0.152	-0.347	0.140	0.207	0.024	0.093	-0.361	-0.167	0.285	0.341	1.000	0.687	0.582	-0.525
K/S suš	-0.239	0.202	-0.043	0.455	-0.087	-0.353	-0.019	-0.457	-0.252	0.164	-0.225	0.096	-0.326	-0.173	0.328	0.375	0.687	1.000	0.721	-0.778
Ca/S suš	-0.324	0.030	-0.195	0.314	0.025	-0.410	-0.037	-0.344	-0.389	-0.104	-0.308	-0.031	-0.153	0.005	0.165	0.320	0.582	0.721	1.000	-0.701
Mg/S suš	0.354	-0.094	0.119	-0.383	0.009	0.477	-0.279	0.634	0.320	-0.139	0.351	-0.085	0.260	0.028	-0.386	-0.500	-0.525	-0.778	-0.701	1.000

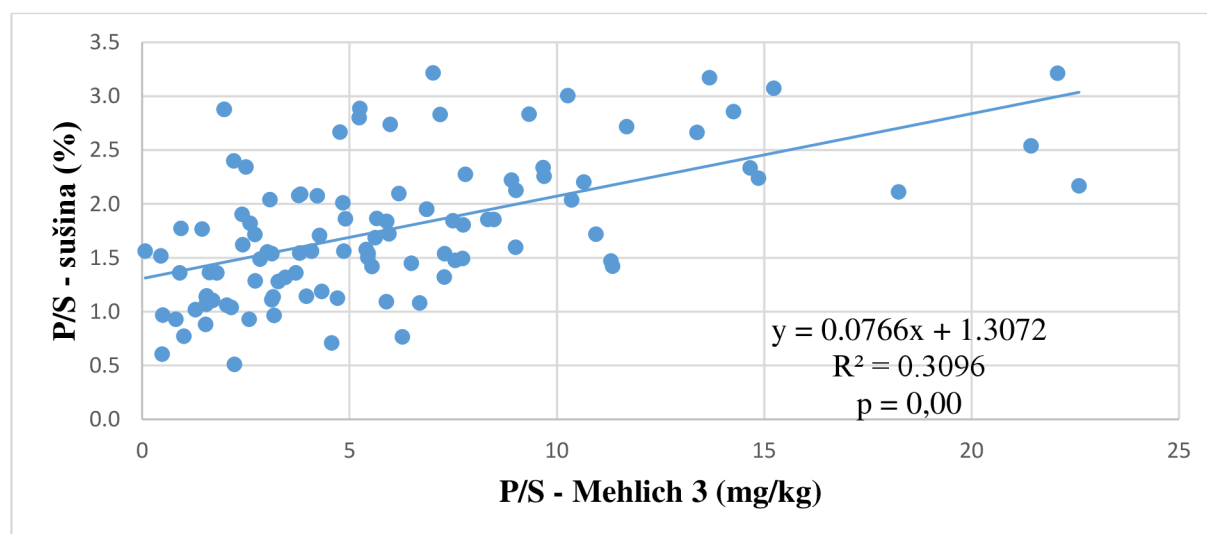
5.3.2 Regresní analýzy poměru přijatelné síry v půdě s jednotlivými makroprvky na jejich poměr se sírou v nadzemní biomase pšenice v 1. fázi odběru

Graf 20 zřazňuje regresní vztah obsahu fosforu v půdě s poměrem fosforu a síry v nadzemní biomase pšenice. Korelační koeficient byl $r = 0,205$ a vztah byl vyhodnocen jako slabý. Tento vztah byl statisticky vyhodnocen jako průkazný při hladině významnosti 0,05.



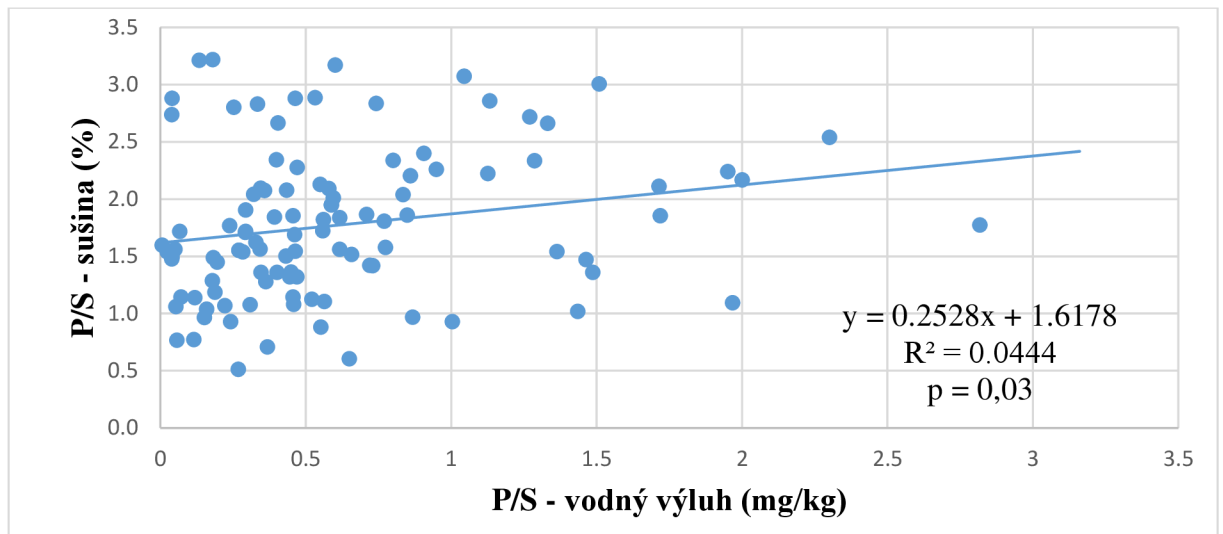
Graf 20: Regresní vztah poměru fosforu a síry v rostlině s obsahem fosforu v půdě stanoveným metodou Mehlich 3

V grafu 21 vidíme regresní analýzu vztahu mezi poměrem fosforu a síry v rostlině s fosforem a přijatelnou sírou v půdě. Vztah byl vyhodnocen jako středně silný, při korelačním koeficientu 0,556. Existuje zde statisticky významný vztah s intervalem spolehlivosti 99 %.



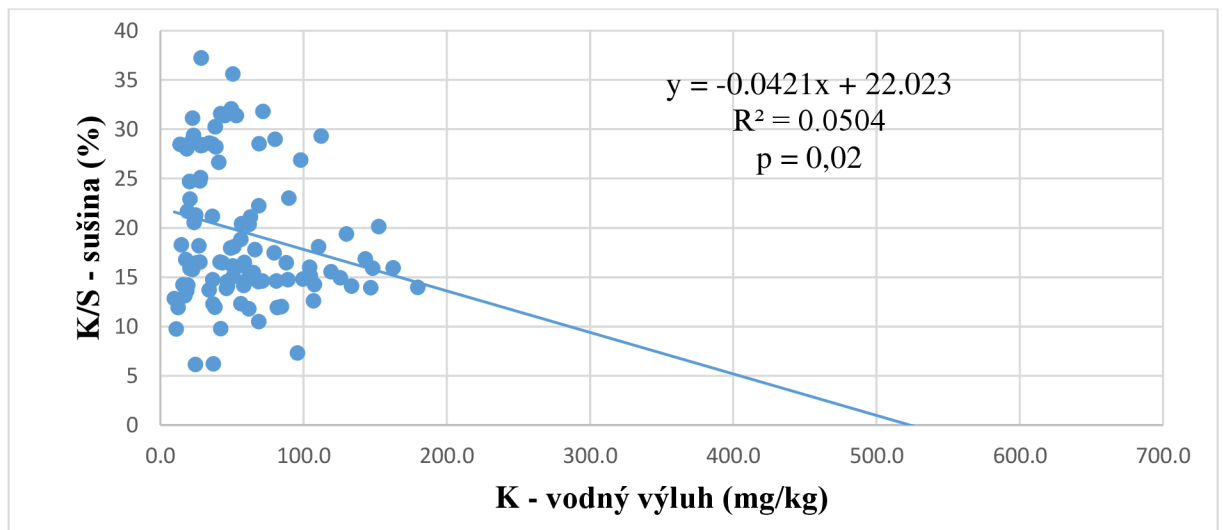
Graf 21: Regresní vztah poměru fosforu a síry v rostlině s poměrem fosforu a přijatelné síry v půdě stanoveným metodou Mehlich 3

Graf 22 zobrazuje regresní analýzu poměru přijatelné síry a fosforu v půdě s poměrem síry a fosforu v rostlině. Korelační koeficient (r) činil v tomto případě 0,210. Z grafu je patrná slabá korelace. Existuje zde statisticky významný vztah s intervalem spolehlivosti 95 %.



Graf 22: Regresní vztah poměru fosforu a síry v rostlině s poměrem fosforu a přijatelné síry v půdě stanoveným vodným výluhem

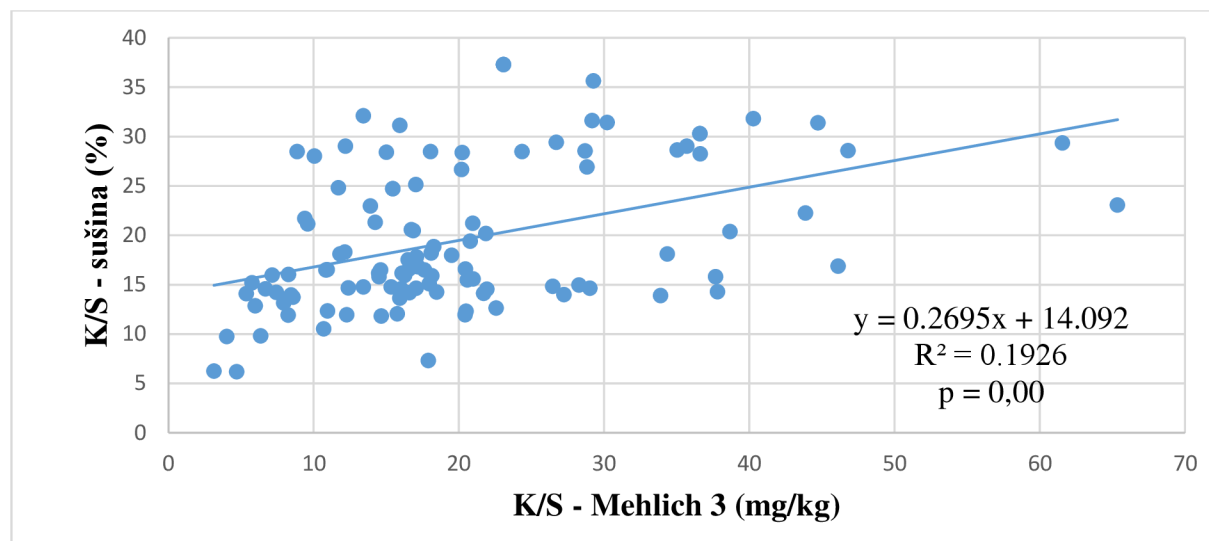
V následujícím grafu vidíme regresní vztah mezi draslíkem v půdě a poměrem síry a draslíku v nadzemní biomase (Graf 23). Korelační koeficient (r) činil -0,224 – slabý negativní vztah. Tento vztah byl statisticky vyhodnocen jako průkazný při hladině významnosti 0,05.



Graf 23: Regresní vztah poměru draslíku a síry v rostlině s obsahem draslíku v půdě stanoveným vodným výluhem

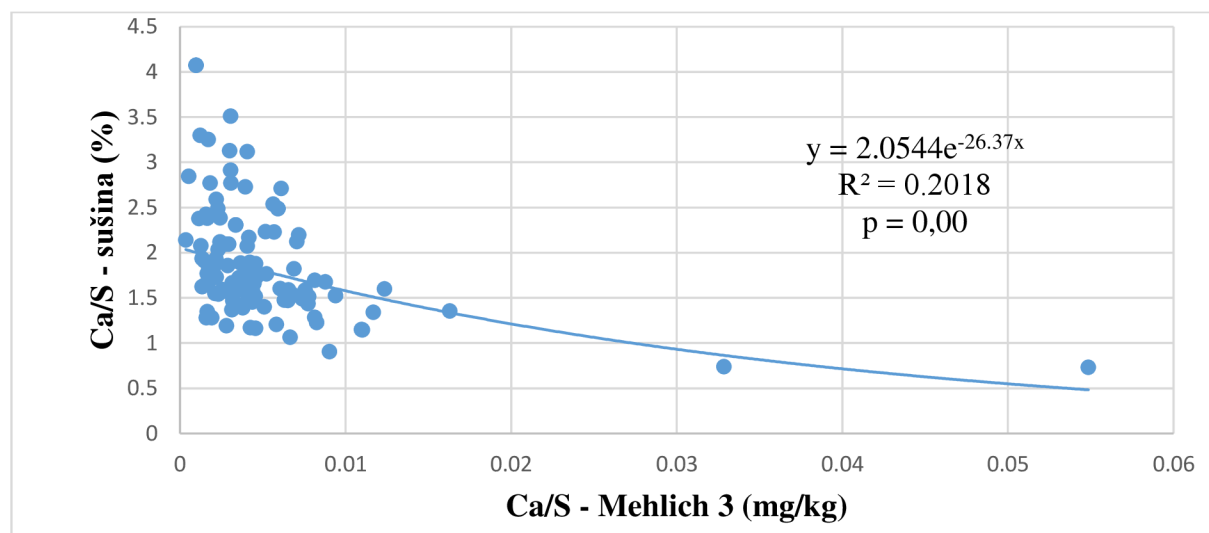
V grafu 24 vidíme, že regresní vztah mezi poměrem přijatelné síry a draslíku v půdě s poměrem síry a draslíku v nadzemní biomase byl stanoven jako středně silný vztah. V tomto

případě byl korelační koeficient (r) 0,438. Existuje zde statisticky významný vztah s intervalem spolehlivosti 99,9 %.



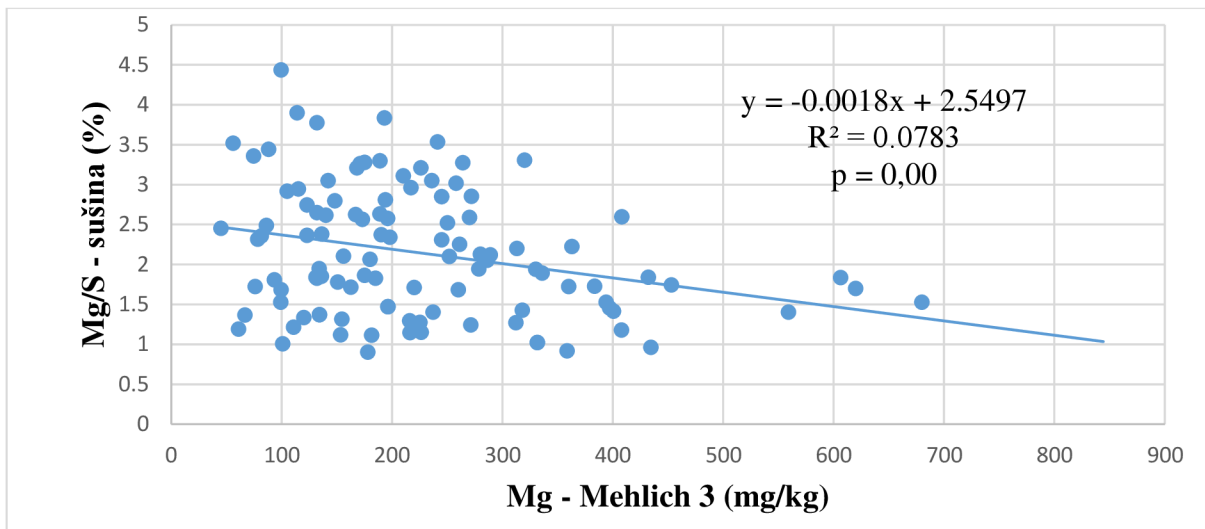
Graf 24: Regresní vztah poměru draslíku a síry v sušině rostlin s poměrem přijatelné síry a draslíku v půdě stanoveným metodou Mehlich 3

Graf 25 ukazuje regresní analýzu poměru přijatelné síry a vápníku v půdě s poměrem síry a vápníku v rostlině. Korelační koeficient (r) činil v tomto případě -0,397. Z grafu je patrná negativní slabá korelace. Existuje zde statisticky významný vztah s intervalem spolehlivosti 99,9 %.



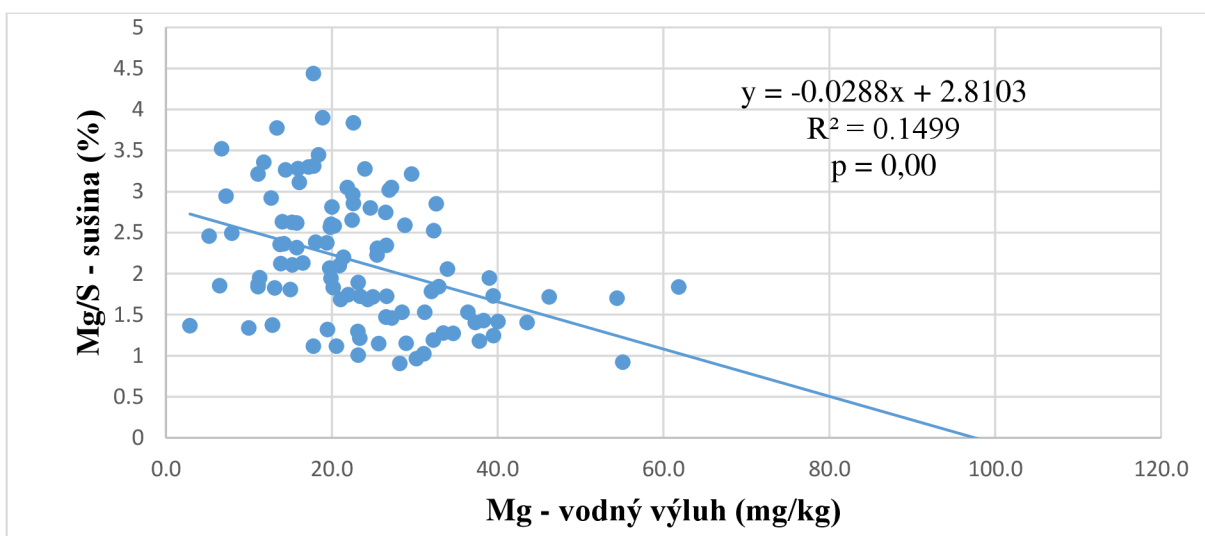
Graf 25: Regresní vztah poměru vápníku a síry v sušině rostlin s poměrem přijatelné síry a vápníku v půdě stanoveným metodou Mehlich 3

Z grafu 26 je patrný regresní vztah poměru hořčíku a síry v nadzemní biomase s hořčíkem v půdě, který byl stanovený metodou Mehlich 3. Korelace byla vyhodnocena jako slabá negativní, při korelačním koeficientu -0,279. Tento vztah byl statisticky vyhodnocen jako průkazný při hladině významnosti 0,05.



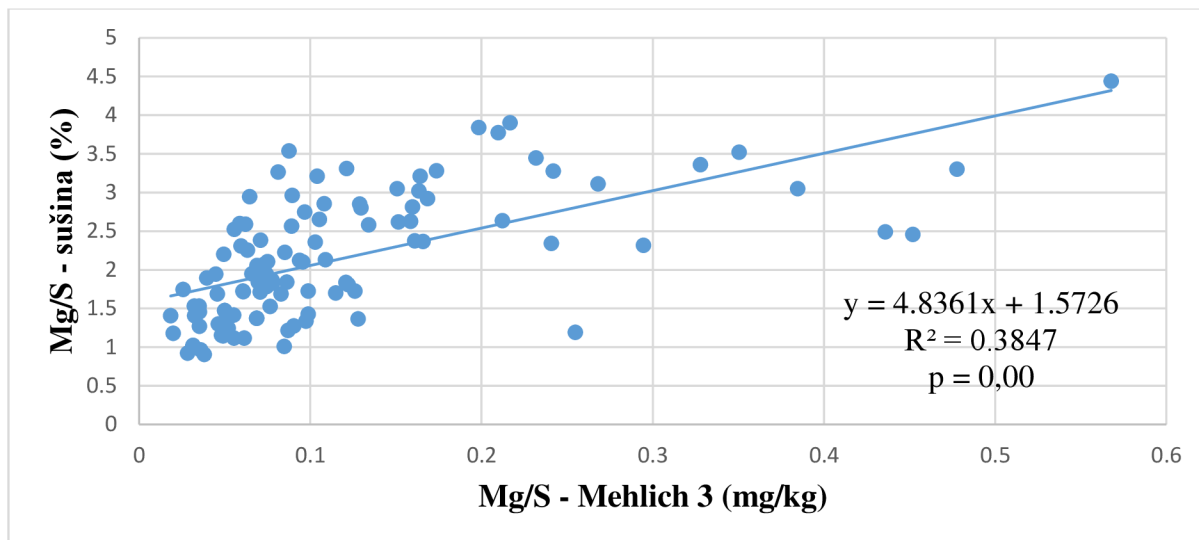
Graf 26: Regresní vztah poměru hořčíku a síry v rostlině s obsahem hořčíku v půdě stanoveným metodou Mehlich 3

Z grafu 27 je patrný regresní vztah poměru hořčíku a síry v nadzemní biomase s hořčíkem v půdě, který byl stanovený metodou vodného výluhu. Korelace byla vyhodnocena jako slabá negativní, při korelačním koeficientu $-0,387$. Tento vztah byl statisticky vyhodnocen jako průkazný při hladině významnosti $0,05$.



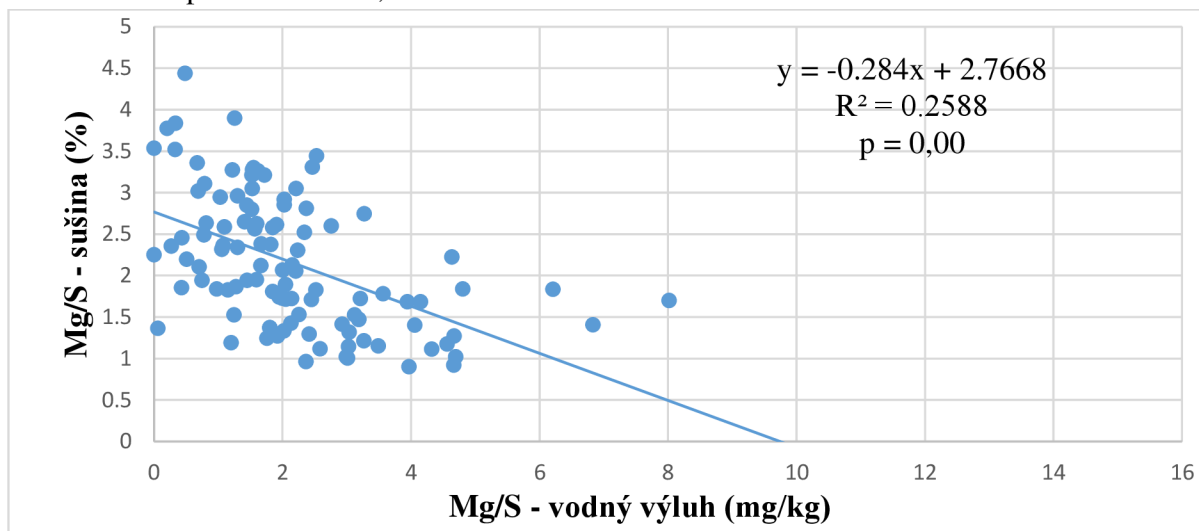
Graf 27: Regresní vztah poměru hořčíku a síry v rostlině s obsahem hořčíku v půdě stanoveným vodným výluhem

V následujícím bodovém grafu vidíme regresní vztah mezi poměrem přijatelné síry a hořčíku půdě a poměrem síry a hořčíku v nadzemní biomase (Graf 28). Korelační koeficient (r) činil $0,620$ – silný vztah. Tento vztah byl statisticky vyhodnocen jako průkazný při hladině významnosti $0,05$.



Graf 28: Regresní vztah poměru hořčíku a síry v sušině rostlin s poměrem přijatelné síry a hořčíku v půdě stanoveným metodou Mehlich 3

Graf 29 zobrazuje regresní vztah mezi poměrem přijatelné síry a hořčíku v půdě a poměrem síry a hořčíku v nadzemní biomase. Poměr přijatelné síry a hořčíku v půdě byl stanoven metodou vodného výluhu. Korelační koeficient (r) činil $-0,508$ a z grafu tedy vyplývá středně silná negativní korelace. Existuje zde statisticky významný vztah s intervalem spolehlivosti 99,9 %.



Graf 29: Regresní vztah poměru hořčíku a síry v sušině rostlin s poměrem přijatelné síry a hořčíku v půdě stanoveným metodou vodného výluhu

5.3.3 Korelační matice 2. fáze odběru (BBCH 65 – 69)

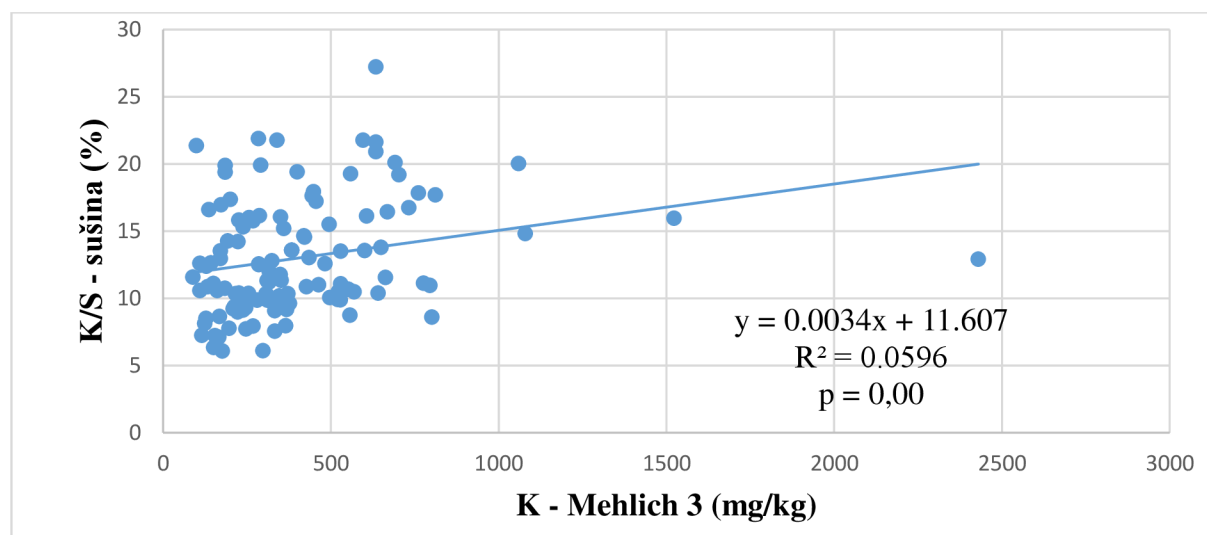
V tabulce 7 nalezneme vyznačené významné korelační vztahy mezi poměrem přijatelné síry a jednotlivými makroprvky v půdě s poměrem síry a daného makroprvku v nadzemní biomase ozimé pšenice, odebrané ve fázi konce kvetení. Dále jsou v tabulce uvedeny vztahy mezi poměrem jednotlivých makroprvků s přijatelnou sírou v půdě a poměrem síry a daného makroprvku v nadzemní biomase. Tyto významné korelace byly stanoveny při hladině významnosti $p < 0,05$.

Tabulka 7: Korelační matice poměru přijatelné síry v půdě (M3 – Mehlich 3, W – voda) a jednotlivých makroprvků na poměr daného makroprvku se sírou v nadzemní biomase pšenice pro 2. fázi odběru (BBCH 65 – 69), významné korelace při hladině významnosti $p < 0,05$

	P-M3	P/S-M3	K-M3	K/S-M3	Ca-M3	Ca/S-M3	Mg-M3	Mg/S-M3	P-W	P/S-W	K-W	K/S-W	Ca-W	Ca/S-W	Mg-W	Mg/S-W	P/S suš	K/S suš	Ca/S suš	Mg/S suš
P-M3	1.000	0.703	0.195	0.115	-0.320	0.254	-0.245	0.284	0.803	0.174	0.277	-0.006	-0.217	-0.285	-0.023	-0.188	0.096	-0.277	-0.100	-0.328
P/S-M3	0.703	1.000	-0.096	0.378	-0.530	0.044	-0.385	-0.110	0.630	0.399	0.023	0.109	-0.523	-0.409	-0.138	-0.126	0.102	-0.152	0.061	-0.157
K-M3	0.195	-0.096	1.000	0.531	0.367	-0.122	0.399	-0.016	0.182	-0.076	0.868	0.094	0.396	0.309	0.613	0.443	0.218	0.256	-0.097	0.040
K/S-M3	0.115	0.378	0.531	1.000	-0.067	-0.290	0.079	-0.462	0.180	0.093	0.412	0.263	-0.151	-0.061	0.305	0.271	0.261	0.340	0.152	0.191
Ca-M3	-0.320	-0.530	0.367	-0.067	1.000	-0.333	0.457	-0.001	-0.303	-0.211	0.233	0.002	0.716	0.502	0.342	0.243	0.069	0.248	0.008	0.130
Ca/S-M3	0.254	0.044	-0.122	-0.290	-0.333	1.000	-0.209	0.542	0.189	0.020	-0.030	-0.170	-0.264	-0.257	-0.112	-0.170	-0.184	-0.329	-0.270	-0.273
Mg-M3	-0.245	-0.385	0.399	0.079	0.457	-0.209	1.000	-0.368	-0.190	-0.055	0.235	0.031	0.478	0.370	0.697	0.532	0.103	0.287	-0.058	0.381
Mg/S-M3	0.284	-0.110	-0.016	-0.462	-0.001	0.542	-0.368	1.000	0.079	-0.098	0.071	-0.112	0.124	-0.017	-0.253	-0.281	-0.201	-0.358	-0.213	-0.458
P-W	0.803	0.630	0.182	0.180	-0.303	0.189	-0.190	0.079	1.000	0.294	0.357	0.097	-0.204	-0.264	0.087	-0.118	0.105	-0.168	-0.192	-0.273
P/S-W	0.174	0.399	-0.076	0.093	-0.211	0.020	-0.055	-0.098	0.294	1.000	-0.029	0.514	-0.248	-0.031	-0.013	0.119	0.139	0.009	-0.063	0.161
K-W	0.277	0.023	0.868	0.412	0.233	-0.030	0.235	0.071	0.357	-0.029	1.000	0.072	0.366	0.255	0.569	0.395	0.086	0.099	-0.171	-0.143
K/S-W	-0.006	0.109	0.094	0.263	0.002	-0.170	0.031	-0.112	0.097	0.514	0.072	1.000	0.096	0.102	0.109	0.089	0.081	0.109	-0.101	0.061
Ca-W	-0.217	-0.523	0.396	-0.151	0.716	-0.264	0.478	0.124	-0.204	-0.248	0.366	0.096	1.000	0.635	0.454	0.250	0.029	0.219	-0.042	0.054
Ca/S-W	-0.285	-0.409	0.309	-0.061	0.502	-0.257	0.370	-0.017	-0.264	-0.031	0.255	0.102	0.635	1.000	0.301	0.652	0.071	0.192	-0.014	0.100
Mg-W	-0.023	-0.138	0.613	0.305	0.342	-0.112	0.697	-0.253	0.087	-0.013	0.569	0.109	0.454	0.301	1.000	0.690	0.210	0.346	-0.093	0.227
Mg/S-W	-0.188	-0.126	0.443	0.271	0.243	-0.170	0.532	-0.281	-0.118	0.119	0.395	0.089	0.250	0.652	0.690	1.000	0.176	0.335	-0.006	0.232
P/S suš	0.096	0.102	0.218	0.261	0.069	-0.184	0.103	-0.201	0.105	0.139	0.086	0.081	0.029	0.071	0.210	0.176	1.000	0.529	0.372	0.591
K/S suš	-0.277	-0.152	0.256	0.340	0.248	-0.329	0.287	-0.358	-0.168	0.009	0.099	0.109	0.219	0.192	0.346	0.335	0.529	1.000	0.473	0.579
Ca/S suš	-0.100	0.061	-0.097	0.152	0.008	-0.270	-0.058	-0.213	-0.192	-0.063	-0.171	-0.101	-0.042	-0.014	-0.093	-0.006	0.372	0.473	1.000	0.539
Mg/S suš	-0.328	-0.157	0.040	0.191	0.130	-0.273	0.381	-0.458	-0.273	0.161	-0.143	0.061	0.054	0.100	0.227	0.232	0.591	0.579	0.539	1.000

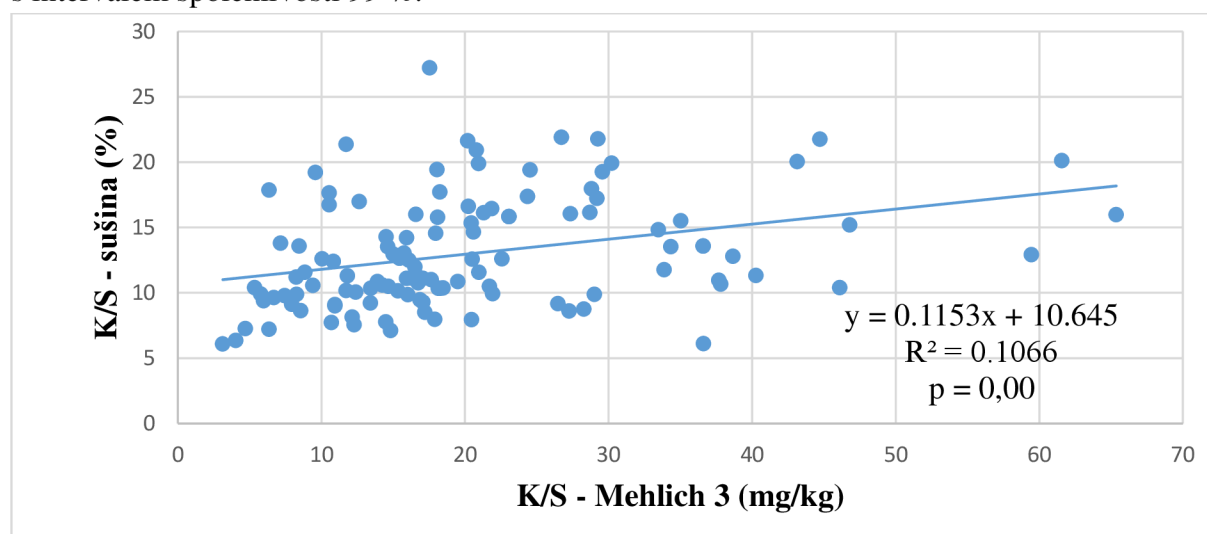
5.3.4 Regresní analýzy poměru přijatelné síry v půdě s jednotlivými makroprvky na jejich poměr se sírou v nadzemní biomase pšenice v 2. fázi odběru

Regresní vztah mezi obsahem draslíku v půdě a poměrem draslíku a síry v nadzemní biomase byl srovnán jako slabý, přičemž korelační koeficient činil 0,244 (Graf 30). Daný vztah byl vyhodnocen jako průkazný při hladině významnosti 0,05.



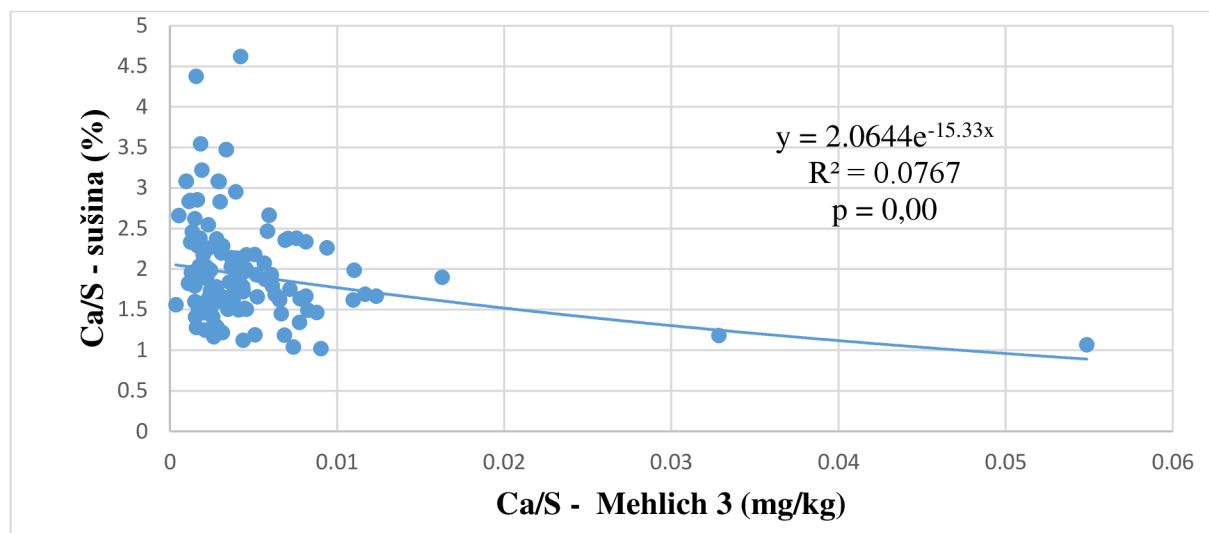
Graf 30: Regresní vztah poměru draslíku a síry v sušině rostlin s obsahem draslíku v půdě stanoveným metodou Mehlich 3

V následujícím grafu je zobrazena regresní analýza poměru přijatelné síry a draslíku v půdě s poměrem síry a draslíku v rostlině (Graf 31). Poměr přijatelné síry a draslíku v půdě byl stanoven pomocí metody Mehlich 3. Korelační koeficient (r) činil v tomto případě 0,326. Tento vztah byl vyhodnocen jako slabý vztah a existuje zde statisticky významný vztah s intervalem spolehlivosti 99 %.



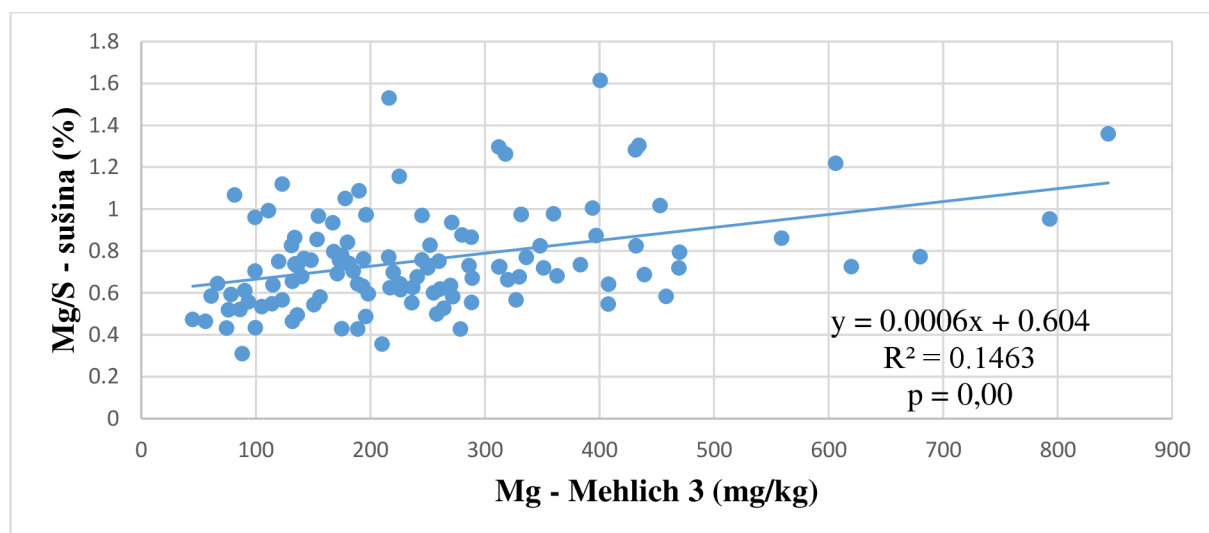
Graf 31: Regresní vztah poměru draslíku a síry v sušině rostlin s poměrem přijatelné síry a draslíku v půdě stanoveným metodou Mehlich 3

Graf 32 zobrazuje regresní vztah mezi poměrem přijatelné síry a vápníku v půdě a poměrem síry a vápníku v nadzemní biomase. Korelační analýza stanovila korelační koeficient (r) -0,260 a z grafu tedy vyplývá slabá negativní korelace. Tento vztah byl vyhodnocen jako průkazný při hladině významnosti 0,05.



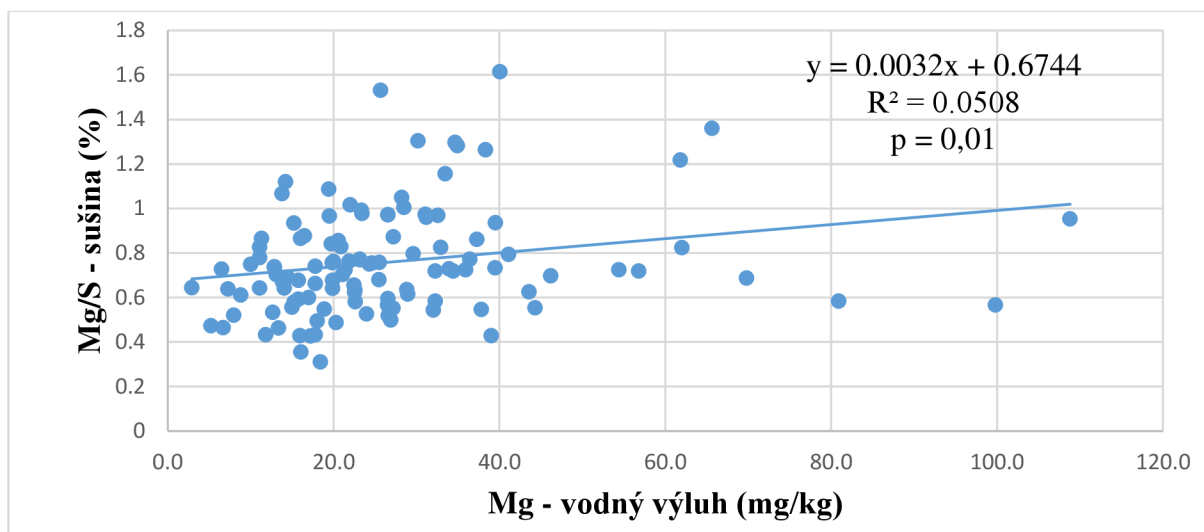
Graf 32: Regresní vztah poměru vápníku a síry v sušině rostlin s poměrem přijatelné síry a vápníku v půdě stanoveným metodou Mehlich 3

Regresní vztah mezi obsahem hořčíku v půdě s poměrem hořčíku a síry v nadzemní biomase byl stanoven jako slabý, přičemž korelační koeficient činil 0,382 (Graf 33). Daný vztah byl vyhodnocen jako průkazný při hladině významnosti 0,05.



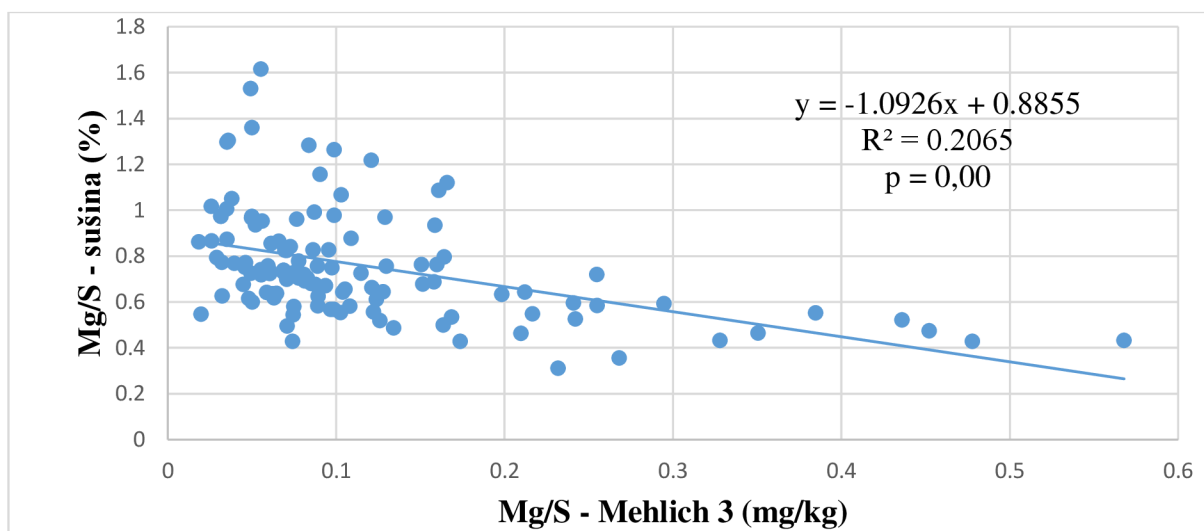
Graf 33: Regresní vztah poměru hořčíku a síry v sušině rostlin s obsahem hořčíku v půdě stanoveným metodou Mehlich 3

Graf 34 zobrazuje regresní vztah mezi poměrem přijatelné síry a hořčíku v půdě a poměrem síry a hořčíku v nadzemní biomase. Korelační analýza stanovila korelační koeficient (r) 0,225 a z grafu tedy vyplývá slabá korelace. Tento vztah byl vyhodnocen jako průkazný při hladině významnosti 0,05.



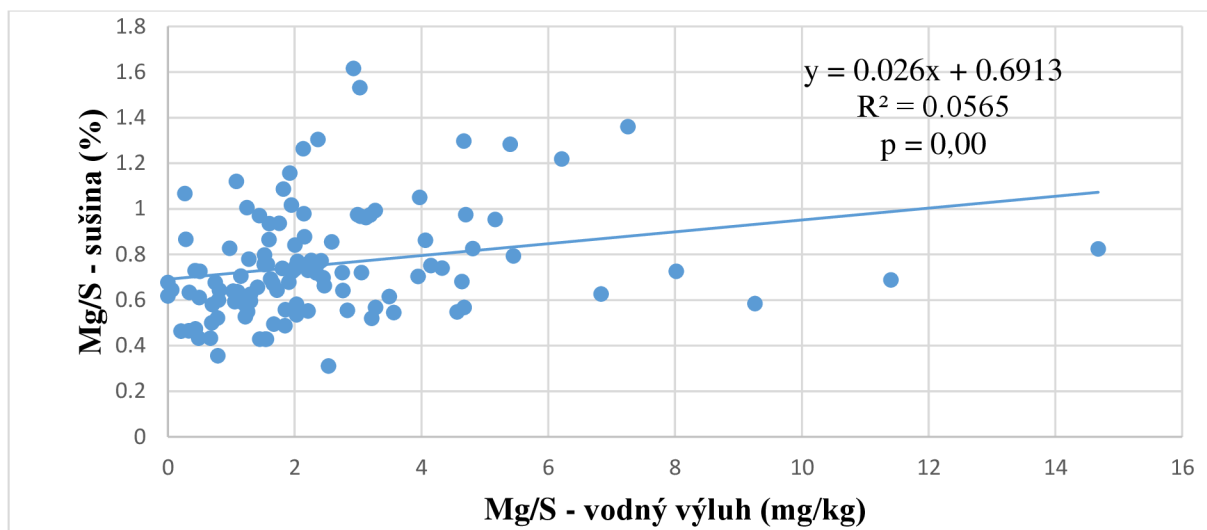
Graf 34: Regresní vztah poměru hořčíku a síry v sušině rostlin s obsahem hořčíku v půdě stanoveným vodným výluhem

V následujícím grafu je zřetelně zobrazena regresní analýza poměru přijatelné síry a hořčíku v půdě s poměrem síry a hořčíku v rostlině (Graf 35). Poměr přijatelné síry a hořčíku v půdě byl stanoven pomocí metody Mehlich 3. Korelační koeficient (r) činil v tomto případě $-0,454$. Z grafu je patrný negativní středně silný vztah. Existuje zde statisticky významný vztah s intervalem spolehlivosti 99,9 %.



Graf 35: Regresní vztah poměru hořčíku a síry v sušině rostlin s poměrem přijatelné síry a hořčíku v půdě stanoveným metodou Mehlich 3

Graf 36 zobrazuje regresní analýzu poměru přijatelné síry a hořčíku v půdě s poměrem síry a hořčíku v nadzemní biomase pšenice. Poměr přijatelné síry a hořčíku v půdě byl stanoven metodou vodného výluhu. Hodnota korelačního koeficientu (r) činila v tomto případě $0,237$ a byl vyhodnocen jako slabý. Tento vztah byl vyhodnocen jako průkazný při hladině významnosti $0,05$.



Graf 36: Regresní vztah poměru hořčíku a síry v sušině rostlin s poměrem přijatelné síry a hořčíku v půdě stanoveným metodou vodného výluhu

6 Diskuze

Smyslem této práce je zjistit, jestli přijatelná síra v půdě ovlivňuje příjem makroprvků nadzemní biomasou ozimé pšenice. Případně jestli vzájemný poměr přijatelné síry v půdě s daným makroprvkem může představovat spolehlivější parametr pro posouzení přijatelnosti jednotlivého makroprvku nadzemní biomasou ozimé pšenice nežli obsah samotné přijatelné síry v půdě.

Dalším cílem je posoudit, jakým extrakčním činidlem je vhodnější stanovit přijatelný obsah síry v půdách z hlediska vztahu s obsahem sledovaných makroprvků v nadzemní biomase ozimé pšenice, ve fázi počátku sloupkování a ve fázi konce kvetení. Porovnávaná extrakční činidla jsou Mehlich 3 a voda.

6.1 Srovnání vodného výluhu a metody Mehlich 3 při stanovení přijatelné síry

Obsah přijatelné síry v půdě byl stanoven zmiňovanými metodami Mehlich 3 a vodný výluh. Stanoven byl na 137 odebraných půdních vzorkách, celkově z šestnácti okresů v České republice. Analyzované půdy u obou extrakčních činidel se pohybovaly v rozmezí pH 4,7 – 8,0. Průměrné pH na sledovaných půdách bylo 6,9. U metody Mehlich 3 se měření množství přijatelné síry v půdě pohybovalo v rozmezí 6,8 – 119,6 mg/kg, přičemž stanovená průměrná hodnota odebraných vzorků činila 22,5 mg/kg přijatelné síry v půdě. Množství přijatelné síry v půdě získané analýzou vodného výluhu byla v rozmezí 4,1 – 122,2 mg/kg. Průměrná naměřená hodnota ve vodném výluhu činila 16,00 mg/kg.

Wendt (1995) a Jones (1990) uvádí, že Mehlich 3 nabízí rovnocenné předpovědi úrodnosti půd, stejně jako jiné ověřené extrakční metody. Dále zmiňují, že tuto metodu lze také účinně využít k analyzování potencionálně deficitních půd, a to pro jednu nebo více makro- i mikroživin. Kulhánek et al. (2018) zmiňuje nesporné výhody této metody, které spočívají v univerzálnosti, relativní jednoduchosti provedení a dále také v běžném použití v ČR i v zahraničí.

Ačkoli je Mehlich 3 zaveden původně pro kyselé půdy, jeho použití je rozšířeno i na alkalické půdy (Tran et al. 1990; Alva 1993; Mamo et al. 1996; Schmisek et al. 1998). Toto tvrzení potvrzují také Hanlon & Johnson (1984) a Wendt (1995), kteří zmiňují, že díky své zvýšené pufrovací kapacitě je Mehlich 3 účinný i na alkalických půdách. Naproti tomu, Kowalenko et al. (2014) uvádějí, že na obsahy přijatelné síry v půdě, stanovené pomocí metody Mehlich 3, má významný vliv pH půdy. Dále upřesňují, že Mehlich 3 je schopný extrahovat více přijatelné síry při pH < 6,0.

Výsledky korelační a regresní analýzy v této práci ukázaly na silnou korelaci mezi přijatelnou sírou v půdě naměřenou metodou Mehlich 3 a metodou vodného výluhu ($r = 0,718$) viz Graf 2. Stanovený výsledek přístupné síry v půdě metodou Mehlich 3 v závislosti na obsahu dusíku v nadzemní biomase ozimé pšenice, vyšel rovnocenně s výsledky již ověřené extrakční metody vodného výluhu. Ve fázi konce kvetení metoda Mehlich 3 stanovila přijatelnou síru v půdě z hlediska vztahu s obsahem fosforu a draslíku v rostlině jako průkazné vztahy, zatímco u metody vodného výluhu se tyto vztahy ukázaly jako neprůkazné.

Pouze u obsahu draslíku v nadzemní biomase ozimé pšenice ve fázi počátku sloupkování, stanovil vodný výluh průkazný, a tedy silnější vztah, než tomu bylo u metody Mehlich 3.

Díky těmto výsledkům, můžeme souhlasit s tvrzením, že Mehlich 3 lze účinně použít ke stanovení přijatelné síry v půdě.

6.2 Vliv přijatelné síry v půdě na příjem makroprvků ozimou pšenicí

Výsledky korelačních analýz v této práci ukázaly na rozdílný vliv síry v půdě na obsah jednotlivých makroprvků v rostlinné biomase. Vliv přijatelné síry v půdě na obsah dusíku v nadzemní biomase ozimé pšenice byl průkazný pouze v 1. fázi odběru, a to tedy ve fázi počátku sloupkování pšenice. V tomto případě se jednalo o slabou korelaci mezi těmito dvěma živinami. Extrakční metody Mehlich 3 a vodný výluh, prokázaly prakticky shodný výsledek (viz Tabulka 2). Kromě této práce, bylo na vztah síry a dusíku provedeno několik studií, například Scherer et al. (2006) a Tiwari & Gupta (2006), uvedli, že v důsledku aplikace síry se zvýšil příjem dusíku rostlinou. Zvýšený příjem dusíku mohl být způsoben zvýšenou syntézou bílkovin (Sexton et al. 1998) nebo také tím, že síra mohla snadno měnit růst primárních a postranních kořenů (Kutz et al. 2002). A podle Islam et al. (2012) lze tedy tvrdit, že zvýšená dostupnost síry vedla k lepšímu růstu kořenů a výhonků a v konečném důsledku ke zvýšenému příjmu dusíku rostlinami. V provedené studii na zvýšení příjmu dusíku hnojením sírou u pšenice (*Triticum aestivum* L.) od Salvagioti et al. (2009) bylo zmíněno, že jejich výsledky ukázaly zřejmý synergismus síry a dusíku, protože přidaná dávka síry posílila příjem dusíku, jak se zvyšovaly dávky dusíkatých hnojiv. Naproti tomu ale přídavek síry nevykazoval žádné významné účinky při nejnižší dávce dusíku, což naznačuje, že přijatelná síra v půdě mohla být v dostatečném množství k pokrytí potřeby rostlin pšenice při této úrovni příjmu dusíku. Tato interakce byla pozorována také při analýze v dřívějších studiích, které uváděly hnojení sírou u trav (Brown et al. 2000). Salvagioti et al. (2009) dále uvedl, že významná interakce mezi oběma živinami, byla pozorována na začátcích cyklu pšenice (*Triticum aestivum* L.), což by odpovídalo i našemu výsledku, kdy jejich vzájemná interakce byla zjištěna pouze v případě 1. fáze odběru (BBCH 30 – 31). Naš výsledek slabého vztahu mezi přijatelnou sírou a dusíkem v rostlině, by mohl být připisován reakci rostlin na jejich interakci, která se mohla lišit v závislosti na lokalitě, sezóně, formě dodávané síry, plodině a genotypu, jak uvedl Aulakh & Malhi (2005). Podobně své výsledky shodnotili Pagani et al. (2012), kdy v jejich práci byly akumulace síry a dusíku úzce spojeny, přesto aplikace síry ne vždy navýšila akumulaci dusíku v rostlině, v tomto případě šlo o kukuřici (*Zea mays*). K tomuto vztahu mohl přispět vliv daného roku nebo lokality, protože dostupnost vody v půdě mohla ovlivnit příjem živin, které jsou absorbovány hmotnostním tokem, tak jako je právě dusík a síra (Havlin et al. 2005). Poměr dusíku a přijatelné síry v půdě jsme v této práci nestanovovali, z důvodu sezónní dynamiky dusíku v půdě.

Přijatelná síra v půdě (stanovena metodou Mehlich 3) měla na obsah fosforu v nadzemní biomase ozimé pšenice průkazný vliv ve 2. fázi odběru biomasy, tedy ke konci kvetení. Tento vztah byl ale vyhodnocen jako slabý ($r = 0,240$). V rámci kvantifikace vlivu síry byly stanoveny i vztahy mezi obsahem fosforu v půdě a obsahem fosforu v nadzemní biomase pšenice. Ve 2. fázi odběru byl mezi obsahem fosforu v půdě stanoveným metodou Mehlich 3 a množstvím fosforu v rostlině slabý vztah ($r = 0,393$).

Dále jsme vyhodnocovali vztah poměru fosforu a přijatelné síry v půdě s obsahem fosforu v rostlině a také sílu vztahu mezi poměrem fosforu a síry v rostlině (P/S v rostlině) s poměrem fosforu a přijatelné síry v půdě (P/S v půdě). V rámci kvantifikace vlivu síry, byly do korelačních a regresních analýz zahrnuty korelace fosforu v půdě s P/S v rostlině. Vliv samotného fosforu v půdě (stanoven metodou Mehlich 3) na množství fosforu v rostlině byl v 1. fázi stanoven jako středně silný korelační vztah ($r = 0,594$). Z našich výsledků vyplynulo, že větší vliv na obsah fosforu v nadzemní biomase pšenice, má P/S v půdě nežli samotná přijatelná síra v půdě. Vztah P/S v půdě (stanoven vodným výluhem) s fosforem v biomase pšenice byl středně silný ($r = 0,448$). Střední síla vztahu byla také určena u P/S v půdě (metodou Mehlich 3) a P/S v rostlině ($r = 0,556$). Všechny tyto korelace P/S v půdě a v rostlině byly významné v první fázi odběrů (BBCH 30 – 31). Z výsledků lze usuzovat, že obsah fosforu v nadzemní biomase pšenice byl v první i druhé fázi odběru nejvíce ovlivněn obsahem přístupného fosforu v půdě. Ovšem rozdíl vlivu fosforu v půdě anebo P/S v půdě na jeho množství v rostlině byl malý. Publikovaná studie, zabývající se vlivem síry na příjem fosforu, byla provedena Tiwarim & Guptou (2006). V této studii potvrdili zvýšení příjmu fosforu rostlinou v důsledku aplikace síry. Togay et al. (2008) uvádějí, že dostupnost živin jako je dusík a fosfor je velmi ovlivněna v důsledku okyselujícího účinku oxidace síry v půdě. Studie, která se též zabývala ozimou pšenicí (*Triticum aestivum* L.) ve svých závěrech uvedla že prokázala zjevnou zvyšující se účinnost využití fosforu s aplikací síry, v důsledku synergického účinku mezi těmito prvky, a to i při nízkých hladinách fosforu (Assefa et al. 2021). U plodin jako je sója (*Glycine max*), brambory (*Solanum tuberosum* L.) nebo mungo fazole (*Vigna mungo* L.) byly též provedeny studie se stejnou tematikou, které také uvádějí synergismus a zvýšený příjem fosforu plodinami v závislosti na přijatelné síře v půdě nebo v závislosti na její aplikaci (Kumar & Singh 1980; Klikocka et al. 2015; Phogat et al. 2020).

Vliv přijatelné síry na obsah draslíku v nadzemní biomase ozimé pšenice byl dle našich statistických šetření prokázán v první i druhé fázi odběru nadzemní biomasy. V první fázi byl vztah mezi vodorozpustnou sírou v půdě stanovenou metodou vodného výluhu a obsahem draslíku v rostlině stanoven jako slabý ($r = 0,201$). Ve druhé fázi odběru (konec kvetení) byl vztah mezi přijatelnou sírou v půdě stanovenou metodou Mehlich 3 a množstvím draslíku v rostlině stanoven též jako slabý ($0,259$). Kvantifikovali jsme vliv síry, pomocí zahrnutí vztahů mezi draslíkem v půdě a draslíkem v rostlině, a též vztahy K/S v půdě s K/S v rostlině, do korelačních a regresních analýz. Ve 2. fázi odběru biomasy byl vyhodnocen průkazný vztah mezi samotným draslíkem v půdě a obsahem draslíku v rostlině jako slabý, jak v případě stanovení metodou Mehlich 3 ($r = 0,261$), tak i v případě metody vodného výluhu ($r = 0,273$). Další vyhodnocení pro tuto živinu vedlo k výsledkům, že v obou fázích odběru biomasy byl silnější vztah mezi K/S v půdě (stanovené metodou Mehlich 3) a K/S v rostlině než mezi samotným obsahem draslíku půdě a K/S v rostlině. Konkrétně pro první fázi byl vztah určen jako středně silný ($r = 0,438$) a stejně tak v druhé fázi odběru ($r = 0,326$). Dvouleté studie Saha et al. (2013) ukázaly, že aplikace síry (40 kg síry na hektar) významně zvýšila příjem draslíku slunečnicí (*Helianthus annuus* L.). Kombinovaná aplikace těchto dvou živin zlepšila příjem draslíku slunečnicí a maximální příjem draslíku byl až o 40 % vyšší než u kontroly. Ghosh et al. (2000) také zaznamenali synergický interakční účinek síry a draslíku u sóji (*Glycine max*). Klikocka et al. (2015) svým výzkumem na bramborách v polních podmínkách (*Solanum tuberosum* L.) potvrdila zvýšení příjmu draslíku, kdy obsah draslíku byl nejvyšší při

aplikaci síranu (50 kg síry na hektar). Pokus, který provedli Moinuddin & Umar (2004) ve skleníkových podmínkách v závěru uvádí, že v důsledku postupného zvýšení aplikace síry se koncentrace draslíku v listových tkáních bramboru snižovala. Tato interakce se objevila a byla významná pouze pro obsahy draslíku v listech. Přesto výsledky naznačovaly, že vyvážená kombinace draslíku a síry přispěla ke zlepšení výnosu a kvality hlíz brambor v půdách s nízkým obsahem dostupného draslíku a síry.

Konkrétní studie, která se zabývala hnojením NPK, a tedy všemi výše probíranými prvky, zjistila v polním pokusu, že aplikace síry společně s hnojivem NPK zvyšovala koncentraci těchto prvků v listech a zrnu pšenice (*Triticum aestivum* L.) (Zeboon & Al-Hilfy 2014).

Ve výše uvedených korelačních maticích (Tabulka 6 a Tabulka 7) byly viditelné průkazné negativní vztahy mezi Ca/S v půdě a Ca/S v rostlině. V první fázi odběru, tedy počátku sloupkování, byla negativní korelace Ca/S v půdě, stanovených pomocí metody Mehlich 3, s Ca/S v rostlině, stanovena ještě jako slabá ($r = -0,397$). Ve fázi konce kvetení tento negativní vztah působil stejnou silou, tedy slabou ($r = -0,260$), též stanoven pomocí metody Mehlich 3. V rámci kvantifikace vlivu síry, byly též do korelačních a regresních analýz zahrnuty korelace vápníku v půdě s vápníkem v rostlině a dále korelace vápníku v půdě s Ca/S v rostlině. Tyto vztahy v našem zkoumání nebyly průkazné. Z dat tedy vyplynulo, že byl silnější vztah mezi Ca/S v půdě a Ca/S v nadzemní biomase nežli vliv samotného vápníku v půdě na jeho množství v rostlině. Studii, zabývající se podobnou problematikou provedli Barczak & Nowak (2015), kteří při svém tříletém polním pokusu s bramborami (*Solanum tuberosum* L.) také potvrdili snížení obsahu vápníku v hlízách bramboru při aplikaci síry, a to bez ohledu na její formu a dávku. Se stejným tvrzením, o poklesu obsahu vápníku v rostlinné biomase přišli i Skwierawska et al. (2016). Těmto tvrzením oponoval závěr výzkumu, který tvrdil že vlivem hnojení sírou byl obsah vápníku v sušině hlíz brambor vyšší, kdy nejvyšší obsah vápníku byl zjištěn při použití 25 kg síry na hektar v elementární síře a 50 kg síry na hektar v elementární a síranové formě. Naopak negativní korelaci zaznamenali mezi hodnotou pH půdy a obsahem vápníku ve výnosu sušiny hlíz bramboru (Klikocka & Glowacka 2013). Jedno z možných vysvětlení rozdílných výsledků, by mohlo spočívat v rozdílných meteorologických podmínkách pokusů, jelikož při výzkumu Brodowske et al. (2017) bylo zjištěno, že právě meteorologické podmínky během pokusu měly významný vliv na obsah hořčíku a vápníku v rostlině.

Vliv samotné přijatelné síry v půdě na obsah hořčíku v rostlině nebyl průkazný ani v jedné fázi odběru. Pro kvantifikaci vlivu síry byly opět zkoumány i vztahy mezi samotným hořčíkem v půdě a jeho množstvím v rostlině. Ve fázi počátku sloupkování pšenice měl nejsilnější vliv na obsah hořčíku v rostlině samotný hořčík v půdě, stanoven metodou Mehlich 3 ($r = 0,436$). Vliv Mg/S v půdě na obsah hořčíku v rostlině byl v této fázi slabý ($r = 0,232$). Dále zde vyplynulo, že existuje silnější vztah mezi Mg/S v půdě (stanoven metodou Mehlich 3) a Mg/S v rostlině ($r = 0,620$), než mezi samotným hořčíkem v půdě a obsahem hořčíku v rostlině. Z výsledků pro druhou fázi odběru, tedy ke konci kvetení pšenice, byl též zřejmý vliv hořčíku v půdě (stanoven Mehlich 3) na jeho obsah v rostlině ($r = 0,415$). I v této fázi odběru platilo, že byl silnější vztah mezi Mg/S v půdě a Mg/S v rostlině, ovšem v tomto případě šlo o negativní korelaci ($r = -0,454$). Odlišnost výsledků první a druhé fáze odběru, mohl být pravděpodobně způsoben nespolehlivým stanovením jedné ze složek poměru

(Mg/S) v půdě. Klikocka & Glowacka (2013) uvádí, že obsah hořčíku v sušině rostlin bramboru byl významně určen hnojením sírou. Nejvyšší obsah hořčíku byl zjištěn při použití 25 kg síry na hektar v elementární síře a 50 kg síry na hektar v elementární a síranové formě. Zvýšení obsahu hořčíku potvrzují i Barczak & Nowak (2015) a Brodowska et al. (2017) ve svých pracích. Naopak Skwierawska et al. (2016) uvedli, že při použití síry jako hnojiva se v biomase kapusty (*Brassica oleracea* L.) snížil obsah zmiňovaného hořčíku.

7 Závěr

Cílem této práce bylo zjistit, zdali přijatelná síra v půdě ovlivňuje příjem sledovaných makroprvků nadzemní biomasou ozimé pšenice. Dále byl stanoven cíl, zjistit, jestli vzájemný poměr přijatelné síry v půdě s daným makroprvkem, by mohl představovat spolehlivější parametr pro posouzení přijatelnosti makroprvku nadzemní biomasou ozimé pšenice. Dalším cílem této práce bylo posoudit, jakým extrakčním činidlem je vhodnější stanovit přijatelný obsah síry v půdě z hlediska vztahu s obsahem sledovaných makroprvků v nadzemní biomase ozimé pšenice, ve fázi počátku sloupkování a ve fázi konce kvetení. Porovnávaná extrakční činidla byla Mehlich 3 a vodný výluh.

Příjem dusíku nadzemní biomasou ozimé pšenice byl přijatelnou sírou v půdě ovlivněn na začátku sloupkování. Průkazný a zároveň shodný vztah stanovily obě porovnávané extrakční metody. Vliv samotné přijatelné síry v půdě (stanovené metodou Mehlich 3) na příjem fosforu ozimou pšenicí byl stanoven ke konci kvetení. Příjem draslíku nadzemní biomasou ozimé pšenice byl přijatelnou sírou v půdě ovlivněn na začátku sloupkování i ke konci kvetení ozimé pšenice. V první fázi byla vodorozpustná síra v půdě stanovena metodou vodného výluhu, naopak v druhé fázi byla přijatelná síra v půdě stanovena metodou Mehlich 3. Samotná přijatelná síra v půdě neměla průkazný vliv na příjem vápníku a hořčíku nadzemní biomasou ozimé pšenice. Ve všech výše zmíněných průkazných korelacích, samotné přijatelné síry v půdě s obsahem jednotlivých makroprvků v rostlině, se jednalo o slabé korelace. Proto jsme se dále zaměřili na sledování dalších vztahů živin, konkrétně jestli s obsahem jednotlivých živin v rostlině více koreluje jejich obsah v půdě anebo jejich poměr s přijatelnou sírou v půdě. Dalšími zkoumanými vztahy byly poměry jednotlivých živin s přístupnou sírou v půdě s jejich poměrem se sírou v rostlině.

Z výsledků ve fázi počátku sloupkování vyplynulo, že větší vliv na obsah fosforu v rostlině měl P/S v půdě, stanovený vodným výluhem nežli samotná přijatelná síra v půdě. Dále lze z výsledků usoudit, že obsah fosforu v rostlině byl jak na počátku sloupkování, tak ve fázi konce kvetení nejvíce ovlivněn obsahem přístupného fosforu v půdě (stanoven oběma extračními metodami shodně). Ovšem rozdíl ve vlivu fosforu v půdě anebo P/S v půdě byl na příjem fosforu ozimou pšenicí velmi malý.

V případě draslíku se ukázalo, že byl silnější vztah mezi K/S v půdě (stanovený metodou Mehlich 3) a K/S v rostlině, než mezi samotným draslíkem v půdě a obsahem draslíku v rostlině. A to jak v případě počátku sloupkování, tak i ve fázi konce kvetení ozimé pšenice.

Vyhodnocení vztahů s vápníkem, vedlo k výsledkům, že byla též silnější korelace Ca/S v půdě (stanoven metodou Mehlich 3) s Ca/S v nadzemní biomase nežli vztah samotného vápníku v půdě s obsahem vápníku v rostlině. V tomto případě se jednalo o negativní korelaci.

Z výsledků vyplynulo, že obsah hořčíku v rostlině byl jak na počátku sloupkování, tak ve fázi konce kvetení nejvíce ovlivněn samotným obsahem hořčíku v půdě (stanoven metodou Mehlich 3). Dále se potvrdilo, že na počátku sloupkování byl silnější vztah mezi Mg/S v půdě (stanoven metodou Mehlich 3) a Mg/S v rostlině, než vztah mezi samotným hořčíkem v půdě a obsahem hořčíku v rostlině.

Mezi výsledky stanovení přijatelné síry v půdě extrakčním činidlem Mehlich 3 a metodou vodného výluhu byly pouze malé rozdíly. Na základě našich výsledků můžeme tedy považovat extrakční činidlo Mehlich 3 a vodu za rovnocenné.

- Hypotéza, že obsah přijatelné síry v půdě ovlivňuje příjem makroprvků nadzemní biomasou ozimé pšenice byla v této práci potvrzena pro dusík (počátek sloupkování), fosfor (konec kvetení) a draslík. Vliv samotné přijatelné síry v půdě na příjem vápníku a hořčíku nadzemní biomasou pšenice nebyl prokázán.
- Hypotéza, že vzájemný poměr přijatelné síry v půdě s daným makroprvkem může představovat spolehlivější parametr pro posouzení přijatelnosti makroprvku nadzemní biomasou ozimé pšenice potvrzujeme pro fosfor (počátek sloupkování). Pro draslík, vápník a hořčík nelze tuto hypotézu potvrdit.
- V této práci byla potvrzena hypotéza o tom, že extrakční činidlo Mehlich 3 je spolehlivou a rovnocennou alternativou pro stanovení přijatelné síry v půdě, stejně jako je vodný výluh.

8 Literatura

- Abdin MZ, Ahmad A, Khan N, Khan I, Jamal A, Iqbal M. 2003. Sulphur interaction with other nutrients. *Sulphur in Plants* 359-374.
- Abrol YP, Ahmad A. 2003. *Sulphur in plants*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Adams MA. 1996. Distribution of eucalypts in Australian landscapes: landforms, soils, fire and nutrition. In: PM Attiwill, MA Adams, eds. *Nutrition of eucalypts*. CSIRO Publishing, Australia.
- Allahham A, Kanno S, Zhang L, Maruyama-Nakashita A. 2020. Sulfur deficiency increases phosphate accumulation, uptake, and transport in *Arabidopsis thaliana*. *International Journal of Molecular Sciences* **21**:2971.
- Alva AK. 1993. Comparison of Mehlich 3, Mehlich 1, ammonium bicarbonate-DTPA, 1.0M ammonium acetate, and 0.2M ammonium chloride for the extraction of calcium, magnesium, phosphorus, and potassium for a wide range of soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **24**:603-612.
- Amtmann A, Armengaud P. 2009. Effects of N, P, K and S on metabolism: new knowledge gained from multi-level analysis. *Current Opinion in Plant Biology* **12**:275-283.
- Anderson JPE, Domsch KH. 1980. Quantities of plant nutrients in the microbial biomass of selected soils. *Soil Science* **130**:211–216.
- Anonym: Mathematics Education Centre, Loughborough University. Dostupné z: <http://www.statstutor.ac.uk> (přístupné březem 2023).
- Arbacauskas J, Maseviciene A, Žickiene L, Staugaitis G. 2018. Mineral nitrogen in soils of Lithuania's agricultural land: comparison of oven-dried and field-moist samples. *Zemdirbyste-Agriculture* **105**:99–104.
- Arienzo M, Christen EW, Quayle W, Kumar A. 2009. A Review of the fate of potassium in the soil-plant system after land application of wastewaters. *Journal of Hazardous Materials* **164**:415–422.
- Assefa S, Haile W, Tena W. 2021. Effects of phosphorus and sulfur on yield and nutrient uptake of wheat (*Triticum aestivum* L.) on Vertisols, North Central, Ethiopia. *Heliyon* **7**:e06614.
- Aulakh MS, Malhi SS. 2005. Interactions of nitrogen with other nutrients and water: Effect on crop yield and quality, nutrient use efficiency, carbon sequestration, and environmental pollution. *Advances in Agronomy* **86**:341-409.
- Balík J, Černý J, Kulhánek M. 2012. *Bilance dusíku v zemědělství. Certifikovaná metodika*. Česká zemědělská univerzita v Praze.
- Balík J, Kulhánek M, Černý J, Száková J, Pavlíková D, Čermák P. 2009. Differences in soil sulfur fractions due to limitation of atmospheric deposition. *Plant, Soil and Environment* **55**:344-352.
- Balík J, Tlustoš P. 2000. Hnojení ozimé řepky sírou. *Květy olejin* **4**:2-3.

- Baranyk P et al. 2005. Řepka olejka v českém zemědělství. Svaz pěstitelů a zpracovatelů olejnin. Praha.
- Baranyk P, Fábry A. 2007. Řepka-pěstování-využití-ekonomika. Profi Press, Praha.
- Barber SA, Macka AD, Kuchenbuch RO, Barraclough PB. 1988. Effect of soil temperature and water on maize root-growth. *Plant and soil* **11**:267-269.
- Barber SA. 1995. *Soil Nutrient Bioavailability: a mechanistic approach*. 2nd ed. John Wiley & Sons Inc., New York.
- Barczak, B, Nowak, K. 2015. Effect of sulphur fertilisation on the content of macroelements and their ionic ratios in potato tubers. *Journal of Elementology* **20**:37-47.
- Barker AV, Pilbeam DJ. 2007. *Handbook of Plant Nutrition*. CRC Taylor & Francis Group, Boca Raton.
- Beringer H, Forster H. 1981. Einfluß variierter Mg-ernährung auf tausendkorngewicht und P-fraktionen des gerstenkorns. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **144**:8–15.
- Bird PR, Hume ID. 1971. Sulphur metabolism and excretion studies in ruminants: IV: cystine and sulphate effects upon flow of sulphur from the rumen and upon sulphur excretion by sheep. *Australian Journal of Agricultural Research* **22**:443-452.
- Black B. 2019. Interaction between the secondary nutrients: calcium, magnesium and sulfur. Dostupné z <https://omexcanada.com/blog/interaction-between-secondary-nutrients-calcium-magnesium-sulfur> (přístupné březem 2023).
- Blume HP, Brümmer GW, Schwertmann U, Horn R, Knaber I, Kretschmar R, Stahr K, Wilke B. 2002. *Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde*. Springer Spektrum, Berlin.
- Boldt R, Zrenner R. 2003. Purine and pyrimidine biosynthesis in higher plants. *Physiologia Plantarum* **117**:297-304.
- Brady NC, Weil RR. 2002. *The nature and properties of soils*, 13th edition. Prentice Hall. Upper Saddle River, New Jersey.
- Brodowska MS, Filipek, T, Kurzyna-Szklarek, M. 2017. Content of magnesium and calcium in cultivated plants depending on various soil supply with nitrogen, potassium, magnesium and sulfur. *Journal of Elementology* **22**:1167-1177.
- Brown L, Scholefield D, Jewkes EC, Preedy N, Wadge K, Butler M. 2000. The effect of sulphur application on the efficiency of nitrogen use in two contrasting grassland soils. *The Journal of Agricultural Science* **135**:131-138.
- Cakmak I, Hengeler C, Marschner H. 1994. Partitioning of shoot and root dry matter and carbohydrates in bean plants suffering from phosphorus, potassium and magnesium deficiency. *Journal of Experimental Botany* **45**:1245–1250.
- Cakmak I, Kirkby EA. 2008. Role of magnesium in carbon partitioning and alleviating photooxidative damage. *Physiologia Plantarum* **133**:692–704.

- Cakmak I, Yazici AM. 2010. Magnesium—a forgotten element in cropproduction. *Better Crops* **94**:23–25.
- Cameron KC, Di HJ, Moir JL. 2013. Nitrogen losses from the soil/plant system: a review. *Annals of Applied Biology* **162**:145–173.
- Cao Y, Fan XR, Sun SB, Xu GH, Hu J, Shen QR. 2008. Effect of nitrate on activities and transcript levels of nitrate reductase and glutamine synthetase in rice. *Pedosphere* **18**:664-673.
- Castellano SD, Dick RP. 1991. Cropping and sulfur fertilization influence on sulfur transformations in soil. *Soil Science Society of America Journal* **55**:114-121.
- Ceccotti SP. 1994. Sulphur fertilizers: an overview of commercial developments and technological advances. *Sulphur in Agriculture* **18**:58-64.
- Cochrane TT, Cochrane TA. 2009. The vital role of potassium in the osmotic mechanism of stomata aperture modulation and its link with potassium deficiency. *Plant Signaling & Behavior* **4**:240–243.
- Cordell D, Rosemarin A, Schroder JJ, Smit AL. 2011. Towards global phosphorus security: A systems framework for phosphorus recovery and reuse options. *Chemosphere* **84**:747-758.
- Čermák P, Mühlbachová G, Pechová M, Lošák T, Hlušek J, Kulhánek M, Sedlář O, Balík J. 2018. Metodický postup pro optimalizaci hnojení fosforem na zemědělských půdách, včetně půd karbonátových. Schválená metodika pro praxi. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., Praha.
- Černý J, Balík J, Kulhánek M, Sedlář O. 2020a. Hnojení jarního ječmene fosforem na jaře? *Úroda* **68**:10-14.
- Černý J, et al. 2020b. Vhodná dávka síry a termín aplikace při jarním hnojení ozimé pšenice. Kurent, České Budějovice. Dostupné z <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/vyziva-a-stimulace/hnojeni/vhodna-davka-siry-a-termin-aplikace-pri-jarnim-hnojeni-ozime-psenice> (přístupné únor 2023).
- Černý J, Shejbalová Š, Kovářik J, Kulhánek M. 2014. Předset'ové a podzimní hnojení pšenice ozimé. Kurent, České Budějovice. Dostupné z <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/vyziva-a-stimulace/hnojeni/predsetove-a-podzimni-hnojeni-psenice-ozime> (přístupné únor 2023).
- da Silveira JAG, da Costa RCL, Oliveira JTA. 2001. Drought-induced effects and recovery of nitrate assimilation and nodule activity in cowpea plants inoculated with *Bradyrhizobium* spp. under moderate nitrate level. *Brazilian Journal of Microbiology* **32**:187-194.
- Demidchik V, Maathuis FJM. 2007. Physiological roles of nonselective cation channels in plants: from salt stress to signaling and development. *New Phytologist* **175**:387–404.

- Deng W, Luo KM, Li DM, Zheng XL, Wei XY, Smith W, Thammina C, Lu LT, Li Y, Pei Y. 2006. Overexpression of an *Arabidopsis* magnesium transport gene, AtMGT1, in *Nicotiana benthamiana* confers Al tolerance. *Journal of experimental botany* **57**:4235-4243.
- Desbrosses G, Josefsson C, Rigas S, Hatzopoulos P, Dolan L. 2003. Akt1 and trh1 are required during root hair elongation in *Arabidopsis*. *Journal of Experimental Botany* **54**:781–788.
- Díaz-Raviña M, Acea MJ, Carballas T. 1995. Seasonal changes in microbial biomass and nutrientflush in forest soils. *Biology and Fertility of Soils* **19**:220–226.
- Diem B, Godbold DL. 1993. Potassium, calcium and magnesium antagonism in clones of *Populus trichocarpa*. *Plant and Soil* **155**:411–414.
- Ding Y, Luo W, Xu G. 2006. Characterisation of magnesium nutrition and interaction of magnesium and potassium in rice. *Annals of Applied Biology* **149**:111–123.
- Diviš J. 2010. Pěstování rostlin. Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, České Budějovice.
- Dobbie KE, Smith KA. 2001. The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N₂O emissions from an imperfectly drained gleysol. *European Journal of Soil Science* **52**: 667–673.
- Dodd AN, Kudla J, Sanders D. 2010. The language of calcium signaling. *Annual Review of Plant Biology* **61**:593–620.
- Donald D, Chapman SJ. 1998. Use of powdered elemental sulphur as a sulphur source for grass and clover. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **29**:1315-1328.
- Elser JJ, Bracken MES, Cleland EE, Gruner DS, Harpole WS, Hillebrand H, Ngai JT, Seabloom EW, Shurin JB, Smith JE. 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters* **10**:1135-1142.
- Eriksen J, Mortensen JV, Kjellerup VK, Kristjanson O. 1995. Forms and plant availability of sulfur in cattle and pig slurry. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* **158**:113-116.
- Eriksen J, Mortensen JV. 1999. Soil sulphur status following long-term annual application of animal manure and mineral fertilizers. *Biology and Fertility of Soils* **28**:412-416.
- Eriksen J, Murphy MD, Schnug E. 1998. The soil sulphur cycle. *Sulphur in Agroecosystems* 39-73.
- Fageria NK, Barbosa Filho MP, da Costa JGC. 2001. Potassium-use efficiency in common bean genotypes. *Journal of Plant Nutrition* **24**:1937–1945.
- Fageria NK, Filho MPB, Moreira A, Guimarães CM. 2009. Foliar fertilization of crop plants. *Journal of Plant Nutrition* **32**:1044–64.
- Fageria NK. 2014. Nitrogen management in crop production. CRC Press, Boca Raton.

- Fageria VD. 2001. Nutrient interactions in crop plants. *Journal of Plant Nutrition* **24**:1269–1290.
- Faměra O. 1993. *Základy pěstování ozimé pšenice*. Institut výchovy a vzdělávání Mze ČR, Praha.
- Fan B, Ding J, Fenton O, Daly K, Chen Q. 2020. Understanding phosphate sorption characteristics of mineral amendments in relation to stabilising high legacy P calcareous soil. *Environmental Pollution* **261**:114175.
- Fan MS, Zhao FJ, Fairweather-Tait SJ, Poulton PR, Dunham SJ, McGrath SP. 2008. Evidence of decreasing mineral density in wheat grain over the last 160 years. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* **22**:315-324.
- Fecenko J, Ložek O. 2000. *Výživa a hnojení poľných plodín*. SPU v Nitre. Nitra.
- Förster S, Welp G, Scherer HW. 2012. Sulfur specification in bulk soil as influenced by long-term application of mineral and organic fertilizers. *Plant Soil and Environment* **58**:316-321.
- Fotyma M, Ochal P, Łabetowicz J. 2012. Potassium in soils of glacial origin. *Soil Processes and Current Trends in Quality Assessment*. Dostupné z <http://www.intechopen.com/books/soil-processes-and-current-trends-in-qualityassessment/potassium-in-soils-of-glacial-origin> (přístupné únor 2023).
- Gabrovská D, et al. 2015. *Obiloviny v lidské výživě – Stručné shrnutí poznatků se zvýšeným zaměřením na problematiku*. Publikace České technologické platformy pro potraviny. Forsapi, Praha.
- Gerendás J, Führs H. 2013. The significance of magnesium for crop quality. *Plant and Soil* **368**:101-128.
- Ghosh PK, Hati KM, Mandal KG, Misra AK, Chaudhary RS, Bandyopadhyay KK. 2000. Sulphur nutrition in oilseeds and oilseed-based cropping systems. *Fertiliser News* **45**:27-40.
- Glass ADM. 2003. Nitrogen use efficiency of crop plants: physiological constraints upon nitrogen absorption. *Critical Reviews of Plant Sciences* **22**:453–470.
- Gniazdowska A, Rychter AM. 2000. Nitrate uptake by bean (*Phaseolus vulgaris L.*) roots under phosphate deficiency. *Plant Soil* **226**:79-85.
- Gransee A, Führs H. 2013. Magnesium mobility in soils as a challenge for soil and plant analysis, magnesium fertilization and root uptake under adverse growth conditions. *Plant and Soil* **368**:5-21.
- Grimme H. 1991. Magnesium in landwirtschaftlichen und forstlichen Ökosystemen. *Kali-Briefe* **20**:525–538.
- Gruber BD, Giehl RF, Friedel S, Wirén N. 2013. Plasticity of the *Arabidopsis* root system under nutrient deficiencies. *Plant physiology* **163**:161-179.

- Grzebisz W, Przygocka-Cyna K, Szczepaniak W, Diatta J, Potarzycki J. 2010. Magnesium as a nutritional tool of nitrogen efficient management – plant production and environment. *Journal of Elementology* **15**:771–788.
- Grzebisz W. 2011. Magnesium—food and human health. *Journal of Elementology* **16**:299–323.
- Grzebisz W. 2013. Crop response to magnesium fertilization as affected by nitrogen supply. *Plant and Soil* **368**:23–39.
- Güsewell S. 2004. N:P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. *New Phytologist* **164**:243-266.
- Gworek B, Łabętowicz J, Kijeńska M, Tokarz L, Barański A. 2021. Nitrogen transformations from nitrogen fertilizers in soils of central and eastern Europe in changing climatic conditions. *Soil Science Annual* **72**:132440.
- Hafsi C, Debez A, Abdelly C. 2014. Potassium deficiency in plants: effects and signaling cascades. *Acta Physiologiae Plantarum* **36**:1055–1070.
- Hagstrom GR. 1986. Fertilizer sources of sulfur and their use. *Sulfur in Agriculture* **27**: 567–581.
- Hameed MK, Umar W, Razzaq A, Aziz T, Maqsood MA, Wei S, Niu Q, Huang D, Chang L. 2022. Differential metabolic responses of lettuce grown in soil, substrate and hydroponic cultivation systems under $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ application. *Metabolites* **12**:444.
- Hanlon EA, Johnson GV. 1984. Bray/Kurtz, Mehlich 3, ammonium bicarbonate/DTPA and ammonium acetate extractions of P, K, and Mg in four Oklahoma soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **15**:277–294.
- Haohao W, Xingkai X, Cuntao D, TuanSheng L, Weiguo C. 2017. Effect of carbon and nitrogen addition on nitrous oxide and carbon dioxide fluxes from thawing forest soils. *International Agrophysics* **31**:339–349.
- Hasanuzzaman M, Bhuyan MHM, Nahar K, Hossain MS, Mahmud J, Hossen MS, Masud A, Moumita, Fujita M. 2018. Potassium: A vital regulator of plant responses and tolerance to abiotic stresses. *Agronomy* **8**:31.
- Havlin JL, Beaton JD, Tisdale SL, Nelson WL. 2005. Sulfur, calcium, and magnesium. In: *Soil Fertility and Fertilizers*, eds. Havlin JL, Beaton JD, Tisdale SL, Nelson WL. Upper Saddle River. Pearson Prentice Hall, New Jersey.
- Havlin JL, Tisdale SL, Nelson WL, Beaton JD. 2016. *Soil fertility and fertilizers: an introduction to nutrient management*. 8th ed. Pearson Education, Boston.
- Hawkesford M, Horst W, Kichey T, Lambers H, Schjoerring J, Muller IS, White P. 2012. Functions of macronutrients. In: P Marschner, editor. *Marschner's mineral nutrition of higher plants*. Academic Press, San Diego USA.
- Hawkesford MJ, De Kok LJ. 2006. Managing sulphur metabolism in plants. *Plant Cell Environment* **29**:382–395.

- Haynes RJ, Sherlock RR. 1986. Gaseous losses of nitrogen. Mineral Nitrogen in the Plant – Soil System, Physiological Ecology 242-302.
- Hetherington AM; Brownlee C. 2004. The generation of Ca²⁺ signals in plants. Annual Review of Plant Biology **55**:401–427.
- Hewitt EJ. 1963. Essential nutrient elements for plants: requirement and interaction in plants. In: Steward FC, editor. Plant physiology. Academic Press, New York.
- Ho L, White PJ. 2005. A cellular hypothesis for the induction of blossom-end rot in tomato fruit. Annals of Botany **95**:571–581.
- Hodge A. 2006. Plastic plants and patchy soils. Journal of Experimental Botany **57**:401–411.
- Hong-Bo S, Li-Ye C, Ming-An S. 2008. Calcium as a versatile plant signal transducer under soil water stress. BioEssays **30**:634–641.
- Horie T, Brodsky DE, Costa A, Kaneko T, Lo Schiavo F, Katsuhara M, Schroeder JI. 2011. K⁺ transport by the OsHKT2;4 transporter from rice with atypical Na⁺ transport properties and competition in permeation of K⁺ over Mg²⁺ and Ca²⁺ ions. Plant Physiology **156**:1493–1507.
- Hörtensteiner S, Feller U. 2002. Nitrogen metabolism and remobilization during senescence. Journal of Experimental Botany **53**:927-937.
- Hou E, Luo Y, Kuang Y, Chen C, Lu X, Jiang L, Luo X, Wen D. 2020. Global meta-analysis shows pervasive phosphorus limitation of aboveground plant production in natural terrestrial ecosystems. Nature Communications **11**:637.
- Hřivná L, Hurtová L, Gálová J. 2004. Vliv hnojení dusíkem a sírou na podíl bílkovinných frakcí pšenice ozimé. Sborník číslo 4. Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity. Mendelova univerzita, Brno.
- Hu W, Lv X, Yang J, Chen B, Zhao W, Meng Y, Wang Y, Zhou Z, Oosterhuis DM. 2016. Effects of potassium deficiency on antioxidant metabolism related to leaf senescence in cotton (*Gossypium hirsutum* L.). Field Crops Research **191**:139–149.
- Huber DM, Jones JB. 2013. The role of magnesium in plant disease. Plant Soil **368**:73–85.
- Hufnagel B. et al. 2014. Duplicate and conquer: multiple homologs of phosphorus-starvation tolerance1 enhance phosphorus acquisition and sorghum performance on low-phosphorus soils. Plant Physiology **166**:659-767.
- Chen G, Feng H, Hu Q, Qu H, Chen A, Yu L, Xu G. 2015. Improving rice tolerance to potassium deficiency by enhancing OsHAK16p:WOX11-controlled root development. Plant Biotechnology Journal **13**:833–848.
- Cho H, Bouain N, Zheng L, Rouached H. 2020. Plant resilience to phosphate limitation: current knowledge and future challenges. Critical Reviews in Biotechnology **41**:63-71.
- Inglett PW, Reddy KR, Corstanje R. 2005. Anaerobic soils. In Encyclopedia of soils in the environment. Hillel D. editor. Academic Press, London.

- Islam M, Mohsan S, Ali S. 2012. Effect of different phosphorus and sulfur levels on nitrogen fixation and uptake by chickpea (*Cicer arietinum* L.). *Agrociencia* **46**:1-12.
- Jaggi AC, Aulakh MS, Sharma R. 1999. Temperature effects on soil organic sulphur mineralization in subtropical soils of varying pH. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **54**:175-182.
- Jämtgård S, Näsholm T, Huss-Danell K. 2008. Characteristics of amino acid uptake in barley. *Plant and Soil* **302**:221-231.
- Janzen HH, Bettany JR. 1987. Oxidation of elemental sulfur under field conditions in central Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science* **67**:609-618.
- Jia Z, von Wiren N. 2020. Signaling pathways underlying nitrogen-dependent changes in root system architecture: from model to crop species. *Journal of Experimental Botany* **71**:4393-4404.
- Jiang M, Caldararu S, Zaehle S, Ellsworth D, Medlyn B. 2019. Towards a more physiological representation of vegetation phosphorus processes in land surface models. *New Phytologist* **222**:1223-1229.
- Jiang Y, Zhang YG, Liang WJ. 2003. Spatial variability of exchangeable magnesium content in cultivated soils. *Journal of Shenyang Agricultural University* **34**:181-184.
- Jin J, Tang C, Sale P. 2015. The impact of elevated carbon dioxide on the phosphorus nutrition of plants: a review. *Annals of Botany* **116**:987-999.
- Johnston AE. 2005. Understanding potassium and its use in agriculture. EFMA, Brussels.
- Jones DL, Cross P, Withers PJ, Deluca TH, Robinson DA, Quilliam RS, Edwards-Jones G. 2013. Review: Nutrient stripping: The global disparity between food security and soil nutrient stocks. *Journal of Applied Ecology* **50**:851-862.
- Jones JB. 1990. Universal soil extractants: Their composition and use. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **21**:1091-1101.
- Jordan-Meille L, Pellerin S. 2004. Leaf area establishment of a maize (*Zea Mays* L.) field crop under potassium deficiency. *Plant Soil* **265**:75-92.
- Jungk A, Claassen N. 1986. Availability of phosphate and potassium as the result of interactions between root and soil in the rhizosphere. *Journal of Plant Nutrition Soil Science* **149**:411-427.
- Kant S, Bi YM, Rothstein SJ. 2011. Understanding plant response to nitrogen limitation for the improvement of crop nitrogen use efficiency. *Journal of experimental Botany* **62**:1499-1509.
- Karthikeyan AS, Varadarajan DK, Jain A, Held MA, Carpita NC, Raghothama KG. 2007. Phosphate starvation responses are mediated by sugar signaling in *Arabidopsis*. *Planta* **225**:907-918.

- Kellermeier F, Armengaud P, Seditas TJ, Danku J, Salt DE, Amtmann A. 2014. Analysis of the root system architecture of *Arabidopsis* provides a quantitative readout of crosstalk between nutritional signals. *The Plant Cell* **26**:1480-1496.
- Kirkegaard J, Christen O, Krupinsky J, Layzell D. 2008. Break crop benefits in temperate wheat production. *Field Crops Research* **107**:185-195.
- Klikocka H, Glowacka A. 2013. Does the sulphur fertilization modify magnesium and calcium content in potato tubers (*Solanum tuberosum* L.)? *Acta Scientiarum Polonorum-hortorum Cultus* **12**:41-53.
- Klikocka H, Kobińska A, Juszczyk D, Glowacka A. 2015. The influence of sulphur on phosphorus and potassium content in potato tubers (*Solanum tuberosum* L.). *Journal of Elementology* **20**:621-629.
- Koprivová A, Kopriva S. 2014. Molecular mechanisms of regulation of sulfate assimilation: first steps on a long road. *Frontiers in Plant Science* **5**:589.
- Kouadio JY, Kouakou HT, Kone M, Zouzou M, Anno PA. 2007. Optimum conditions for cotton nitrate reductase extraction and activity measurement. *African Journal of Biotechnology* **6**:923-928.
- Kowalenko CG. 2008. Extraction times and analysis methods influence soil test measurements of phosphorus and sulphur. *Canadian Journal of Soil Science* **88**:733-747.
- Kowalenko GG, Bittman S, Neilsen GH, Kenney E, Hunt DE, Neilsen D. 2014. Potential for improving sulfur tests on agricultural soils in contrasting ecoregions of British Columbia, Canada. *Geoderma Regional* **1**:10–20.
- Kox MAR, Jetten MSM. 2015. The nitrogen cycle. In *Principles of Plant-Microbe Interactions: Microbes for Sustainable Agriculture* 205–214.
- Królak E, Raczuk J. 2018. Nitrate concentration-related safety of drinking water from various sources intended for consumption by neonates and infants. *Archives of Environmental Protection* **44**:3–9.
- Krouk G, Kiba T. 2020. Nitrogen and phosphorus interactions in plants: from agronomic to physiological and molecular insights. *Current opinion in plant biology* **57**:1-6.
- Krouk G, Ruffel S, Gutiérrez RA, Gojon A, Crawford NM, Coruzzi GM, et al. 2011. A framework integrating plant growth with hormones and nutrients. *Trends in Plant Science* **16**:178-182.
- Kuchtík F, Procházka I, Teksl M, Valeš J. 2005. Pěstování rostlin: speciální část. Vydavatelství Petr Večeřa, Třebíč.
- Kulhánek M, Balík J, Sedlář O, Zbírál J, Smatanová M, Suran P. 2018. Stanovení přístupné síry v půdě metodou Mehlich 3 (certifikovaná metodika). Česká zemědělská univerzita, Praha.

- Kulhánek M, Balík J, Vaněk V, Pavlíková D, Černý J. 2013. Využití analýz frakcí minerální síry v půdě k optimalizaci hnojení (certifikovaná metodika). Česká zemědělská univerzita, Praha.
- Kumar S, Kumar S, Mohapatra T. 2021. Interaction between macro- and micro- nutrients in plants. *Frontiers in Plant Science* **12**:665583.
- Kumar S. 2013. The role of biopesticides in sustainably feeding the nine billion global populations. *Journal of Biofertilizers & Biopesticides* **4**:e114.
- Kumar, V, Singh M. 1980. Interactions of sulfur, phosphorus and molybdenum in relation to uptake and utilization of phosphorus by soybean. *Soil Science* **1304**:26-31.
- Kunzová E. 2009. Výživa rostlin a hnojení fosforem. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v. v. i., Praha.
- Kunzová E. 2010. Výživa rostlin a hnojení draslíkem. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., Praha.
- Kutz A, Muller A, Henning P, Kaiser WM, Piotrowsky M, Weiler EW. 2002. A role for nitrilase 3 in the regulation of root morphology in sulphur–starving *Arabidopsis thaliana*. *The Plant Journal* **30**:95–106.
- Lambers H, Shane MW, Cramer MD, Pearse SJ, Veneklaas EJ. 2006. Root structure and functioning for efficient acquisition of phosphorus: matching morphological and physiological traits. *Annals of Botany* **98**:693-713.
- Lambers H, Martinoia E, Renton M. 2015. Plant adaptations to severely phosphorus-impooverished soils. *Current Opinion in Plant Biology* **25**:23–31.
- Lang F, Krüger J, Amelung W, Willbold S, Frossard E, Bünemann EK, Bauhus J, Nitschke R, Kandeler E, Marhan S et al. 2017. Soil phosphorus supply controls P nutrition strategies of beech forest ecosystems in Central Europe. *Biogeochemistry* **136**:5–29.
- Lasa B, Frechilla S, Aparicio-Tejo PM, Lamsfus C. 2002. Role of glutamate dehydrogenase and phosphoenolpyruvate carboxylase activity in ammonium nutrition tolerance in roots. *Plant Physiology and Biochemistry* **40**:969-976.
- Lawrence JR, Germida JJ. 1988. Relationship between microbial biomass and elemental sulfur oxidation in agricultural soils. *Soils Science Society of America Journal* **52**:672-677.
- Lea PJ, Mifflin BJ. 2003. Glutamate synthase and the synthesis of glutamate in plants. *Plant Physiology and Biochemistry* **41**:555-564.
- Lecourieux D, Ranjeva R, Pugin A. 2006. Calcium in plant defence-signaling pathways. *New Phytologist* **171**:249–269.
- Li Q, Gao Y, Yang A. 2020. Sulfur homeostasis in plants. *International Journal of Molecular Sciences* **21**:8926.
- Liu Y, von Wirén N. 2017. Ammonium as a signal for physiological and morphological responses in plants. *Journal of Experimental Botany* **68**:2581-2592.

- Lodwig EM, Hosie AHF, Bourdes A, Findlay K, Allaway D, Karunakaran R, Downie JA, Poole PS. 2003. Amino-acid cycling drives nitrogen fixation in the legume – *Rhizobium* symbiosis. *Nature* **422**:722-726.
- Lolenz N, Verdell K, Ramsier C, Dick RP. 2010. A rapid assay to estimate soil microbial biomass potassium in agricultural soils. *Soil Science Society of America Journal*. **74**:512–516.
- Luce MS, Whalen JK, Ziadi N, Zebarth BJ. 2011. Nitrogen dynamics and indices to predict soil nitrogen supply in humid temperate soils. *Advances in Agronomy* **112**:55–102.
- Maathuis FJ. 2009. Physiological functions of mineral macronutrients. *Current Opinion in Plant Biology* **12**:250–258.
- MacRitchie F, Gupta RB. 1993. Functionality-composition relationships of wheat flour as a result of variation in sulfur availability. *Australian Journal of Agricultural Research* **44**:1767-1774.
- Mader P, Čurdová E. 1997. Metody rozkladu biologických materiálů pro stanovení stopových prvků. *Chemické Listy* **91**:227-236.
- Maguire ME, Cowan JA. 2002. Magnesium chemistry and biochemistry. *BioMetals* **15**:203-210.
- Malvi UR. 2011. Interaction of micronutrients with major nutrients with special reference to potassium. *Karnataka Journal of Agricultural Sciences* **24**:106-109.
- Mamo T, Richter C, Heiligttag B. 1996. Comparison of extractants for the determination of available phosphorus, potassium, calcium, magnesium and sodium in some Ethiopian and German soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **27**:2197-2212.
- Marquez AJ, Betti M, Garcia-Calderon M, Credali A, Diaz P, Monza J. 2007. Primary and secondary nitrogen assimilation in *Lotus japonicus* and the relationship with drought stress. *Lotus Newsletter* **37**:71-73.
- Marschner H. 1995. Mineral nutrition of higher plants. Academic Press, London.
- Marschner P. 2012. Marschner's mineral nutrition of higher plants. Academic Press, London.
- Matula J. 2007. Výživa a hnojení sírou: metodika pro praxi. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha.
- Mayland HF, Wilkinson SR. 1989. Soil factors affecting magnesium availability in plant–animal systems: a review. *Journal of Animal Science* **67**:3437–3444.
- McLaughlin SB, Wimmer R. 1999. Calcium physiology and terrestrial ecosystem processes. *New Phytologist* **142**:373–417.
- Medici A. et al. 2019. Identification of molecular integrators shows that nitrogen actively controls the phosphate starvation response in plants. *The Plant Cell* **31**:1171–1184.
- Mehlich A. 1984. Mehlich-3 soil test extractant – A modification of Mehlich-2 extractant. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **15**:1409-1416.

- Mengel K, Kirkby EA, Kosegarten H, Appel T. 2001. Principles of plant nutrition, 5th edition. Springer Science + Business Media Dordrecht. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Mengel K, Kirkby EA. 1982. Potassium. In: Mengel K, Kirkby EA, editor. Principles of plant nutrition. International Potash Institute, Bern.
- Mengel K. 1991. Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Miller AJ, Cramer MD. 2005. Root nitrogen acquisition and assimilation. *Plant and Soil* **274**:1-36.
- Moinuddin, Umar S. 2004. Influence of combined application of potassium and sulfur on yield, quality, and storage behavior of potato. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **35**:1047–60.
- Moreau D, Bardgett RD, Finlay RD, Jones DL, Philippot L. 2019. A plant perspective on nitrogen cycling in the rhizosphere. *Functional Ecology* **33**:540-552.
- Mulder EG. 1956. Nitrogen–magnesium relationships in crop plants. *Plant and Soil* **7**:341–376.
- Murphy DV, Macdonald AJ, Stockdale EA, Goulding KWT, Fortune S, Gaunt JL, Poulton PR, Wakefield JA, Webster CP, Wilmer WS. 2000. Soluble organic nitrogen in agricultural soils. *Biology and Fertility of Soils* **30**:374–387.
- Nesheim L, Gautneb H, Myhr K. 1997. Plant uptake of sulphur and trace elements from pyrite applied on grassland. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B: Soil and Plant Science* **47**:135-141.
- Norton R. 2013. Focus on calcium: Its role in crop production. Grains Research and Development Corporation, Kingston. Dostupné z: <https://grdc.com.au/resources-and-publications/grdc-update-papers/tab-content/grdc-update-papers/2013/02/focus-on-calcium-its-role-in-crop-production> (přístupné březem 2023).
- Oertel C, Matschullat J, Zurba K, Zimmermann F, Erasmi S. 2016. Greenhouse gas emissions from soils – A review. *Chemie der Erde – Geochemistry* **76**:327–352.
- Oh K, Kato T, Xu HL. 2008. Transport of nitrogen assimilation in xylem vessels of green tea plants fed with NH₄-N and NO₃-N. *Pedosphere* **18**:222-226.
- Oliveira RH, Rosolem CA, Trigueiro RM. 2004. Importance of mass flow and diffusion on the potassium supply to cotton plants as affected by soil water and potassium. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* **28**:439-445.
- Oosterhuis DM, Loka DA, Kawakami EM, Pettigrew WT. 2014. The physiology of potassium in crop production. *Advances in Agronomy* **126**:203-233.
- Orsel M, Filleur S, Fraissier V, Daniel-Vedele F. 2002. Nitrate transport in plants: which gene and which control? *Journal of Experimental Botany* **53**:825-833.

- Pagani A, Echeverría HE, Andrade FH, Sainz Rozas HR. 2012. Effects of nitrogen and sulfur application on grain yield, nutrient accumulation, and harvest indexes in maize. *Journal of Plant Nutrition* **35**:1080-1097.
- Palík S, Burešová I, Edler S, Sedláčková I, Tichý F, Váňová M. 2009. Metodika pěstování ozimé pekárenské pšenice. Agrotest fyto, Kroměříž.
- Pandey R, Krishnapriya V, Bindraban PS. 2014. Biochemical nutrient pathways in plants applied as foliar spray: Phosphorus and iron. Virtual Fertilizer Research Center, Washington, USA.
- Papenfuß KH, Schlichting E. 1979. Bestimmende Faktoren des Mg-Haushaltes von Böden in der Bundesrepublik Deutschland. *Magnesium-Bulletin* **1**:12–14.
- Pedersen CA, Knudsen L, Schnug E. 1998. Sulphur fertilization. *Sulphur in Agroecosystems* **2**:115-134.
- Perrott KW, Sarathchandra SU, Waller JE. 1990. Seasonal storage and release of phosphorus and potassium by organic matter and the microbial biomass in a high-producing pastoral soil. *Australian Journal of Soil Research* **28**:593–608.
- Philippot L, Hallin S. 2011. Towards food, feed and energy crops mitigating climate change. *Trends in Plant Science* **16**:476-480.
- Philippot L, Hallin S, Borjesson G, Baggs EM. 2009. Biochemical cycling in the rhizosphere having an impact on global change. *Plant and Soil* **321**:61–81.
- Phogat M, Rai AP, Kumar S. 2020. Interaction effect of phosphorus and sulphur application on nutrient uptake, yield and yield attributing parameters of blackgram [*Vigna mungo* (L.) Hepper]. *Legume Research* **43**:212-220.
- Poirier Y, Bucher M. 2002. Phosphate Transport and Homeostasis in *Arabidopsis*. *The Arabidopsis Book* **1**:e0024.
- Prasad R, Shivay YS. 2018. Sulphur in soil, plant and human nutrition. *Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences* **88**:429–434.
- Prášková L, Němec P. 2016. Bazální monitoring zemědělských půd – pH a obsah živin 1995-2013. ÚKZÚZ, Brno. Dostupné z http://eagri.cz/public/web/file/458807/BMP_ZIVINY_text_opr.pdf#page=32&zoom=100,90,377 (přístupné únor 2023).
- Prosser IM, Purves JV, Saker LR, Clarkson DT. 2001. Rapid disruption of nitrogen metabolism and nitrate transport in spinach plants deprived of sulphate. *Journal of Experimental Botany*. **52**:113–121.
- Qi Z, Spalding EP. 2004. Protection of plasma membrane K⁺ transport by the salt overly sensitive 1 Na⁺-H⁺ antiporter during salinity stress. *Plant Physiology* **136**:2548–2555.
- Tischner R. 2000. Nitrate uptake and reduction in higher and lower plants. *Plant, Cell & Environment* **23**:1005-1024.

- Raghothama KG. 1999. Phosphate acquisition. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* **50**:665–693.
- Randall PJ, Wrigley CW. 1986. Effects of sulphur supply on the yield, composition, and quality of grain from cereals, oilseeds, and legumes. *Advances in Cereal Science and Technology* **8**:171-206.
- Raun WR, Johnson GV. 1999. Improving nitrogen use efficiency for cereal production. *Agronomy Journal* **91**:357–363.
- Raven JA, Lambers H, Smith SE, Westoby M. 2018. Costs of acquiring phosphorus by vascular land plants: patterns and implications for plant coexistence. *New Phytologist* **217**:1420–1427.
- Rietra RPJJ, Heinen M, Dimkpa CO, Bindraban PS. 2017. Effects of nutrient antagonism and synergism on yield and fertilizer use efficiency. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **48**:1895-1920.
- Richter R. 2007a. Fosfor v půdě. Ústav agrochemie a výživy rostlin. Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity. Mendelova univerzita, Brno. Dostupné z https://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/agrochemie_pudy/puda_p.htm (přístupné březem 2023).
- Richter R. 2007b. Vápník v půdě. Mendelova univerzita v Brně, Brno. Dostupné z: http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/agrochemie_pudy/puda_ca.htm (přístupné březem 2023).
- Roberts FJ. 1968. The annual pattern of potassium release from organic matter in sandy soils of South-west Australia. *Australian Journal of Soil Research* **6**:193–202.
- Robson AD, Pitman MG. 1983. Interactions between nutrients in higher plants. In *Inorganic plant nutrition*. Laeuchli A, Bielecki RL, editors. Springer, Berlin.
- Römheld V, Kirkby EA. 2009. Magnesium functions in crop nutrition and yield. *Nawozy i Nawożenie (Fertilisers and Fertilization)* **34**:163-182.
- Rosales EPMF, Iannone M, Groppa DM, Benavides P. 2011. Nitric oxide inhibits nitrate reductase activity in wheat leaves. *Plant Physiology and Biochemistry* **49**:124-130.
- Rosas F, Babcock BA, Hayes DJ. 2015. Nitrous oxide emission reductions from cutting excessive nitrogen fertilizer application. *Climatic Change* **132**:353–367.
- Runge-Metzger A. 1995. Closing the cycle: obstacles to efficient P management for improved global food security. *Scientific Committee on Problems of the Environment International Council of Scientific Unions* **54**:27-42.
- Rus A, Lee BH, Munoz-Mayor A, Sharkhuu A, Miura K, Zhu JK, Bressan RA, Hasegawa PM. 2004. AtHKT1 facilitates Na⁺ homeostasis and K⁺ nutrition in planta. *Plant Physiology* **136**:2500–2511.

- Ryant P, Antošovský J, Škarpa P. 2017. Hnojení ozimé pšenice na jaře. Kurent, České Budějovice. Dostupné z <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/vyziva-a-stimulace/hnojeni/hnojeni-pšenice-ozime-na-jare> (přístupné únor 2023).
- Ryden JC. 1986. Gaseous losses of nitrogen from grassland. In Nitrogen Fluxes in Intensive Grassland Systems. Eds Van der Meer HG, Ryden JC, Ennik GC. Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht, the Netherlands.
- Saha S, Saha M, Saha AR, Mitra S, Sarkar SK, Ghorai AK, Tripathi MK. 2013. Interaction effect of potassium and sulfur fertilization on productivity and mineral nutrition of sunnhemp. *Journal of Plant Nutrition* **36**:1191–1200.
- Sainju UM. 2017. Determination of nitrogen balance in agroecosystems. *MethodsX* **4**:199–208.
- Salvagiotti F, Castellarín JM, Miralles DJ, Pedrol HM. 2009. Sulfur fertilization improves nitrogen use efficiency in wheat by increasing nitrogen uptake. *Field Crops Research* **113**:170–177.
- Sedlář O, Balík J, Kulhánek M, Suran P, Matěchová M. 2020. Inovace diagnostiky výživného stavu plodin fosforem a sírou. Certifikovaná metodika. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.
- Seiffert S, Kaselowsky J, Jungk A, Claassen N. 1995. Observed and calculated potassium uptake by maize as affected by soil water content and bulk density. *Agronomy Journal* **87**:1070–1077.
- Sexton PJ, Peak NC, Shibles R. 1998. Soybean sulphur and nitrogen balance under varying levels of available sulphur. *Crop Science* **38**:975–982.
- Shah SH. 2008. Effects of nitrogen fertilization on nitrate reductase activity, protein and oil yields of *Nigella sativa* L. as affected by foliar GA₃ application. *Turkish Journal of Botany* **32**:165–170.
- Shan X, Chen B, Zhang TH, Li FL, Wen B, Qian J. 1997. Relationship between sulfur specification in soils and plant availability. *Science of Total Environment* **199**:237–246.
- Sharma VK, Mishra MK. 1991. Potassium adsorption kinetics in soils differing in clay content and mineralogy. *Journal of Potassium Research* **7**:176–181.
- Sharpley AN, Daniel T, Sims T, Lemunyon J, Stevens R, Parry R. 2003. Agriculture phosphorus and eutrophication. United States Department of Agriculture, Washington DC.
- Sharpley AN, Menzel RG. 1987. The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment. *Advances in agronomy* **41**:297–324.
- Shear CB. 1975. Calcium-related disorders of fruits and vegetables. *HortScience* **10**:361–365.
- Schachtschabel P. 1954. Das pflanzenverfügbare Magnesium des Bodens und seine Bestimmung. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **67**:9–23.

- Scheffer F, Schachtschabel P. 2002. Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Scherer HW, Pacyna S, Manthey N, Schulz M. 2006. Sulphur supply to peas (*Pisum sativum* L.) influence symbiotic nitrogen fixation. *Plant, Soil and Environment* **2**:72–77.
- Scherer HW. 2001. Sulphur in crop production – invited paper. *European Journal of Agronomy* **14**:81-111.
- Schmisek ME, Cihacek LJ, Swenson LJ. 1998. Relationship between the Mehlich 3 soil test extraction procedure and standard soil test methods in North Dakota. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **29**:1719–1729.
- Schnug E, Haneklaus S, Murphy D. 1993. Impact of sulphur fertilisation on fertiliser nitrogen efficiency. *Sulphur in Agriculture* **17**:8-12.
- Schnug E, Haneklaus S. 1994. The ecological importance of sulphur. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* **15**:149-156.
- Schröder JJ, Smit AL, Cordell D, Rosemarin A. 2011. Improved phosphorus use efficiency in agriculture: A key requirement for its sustainable use. *Chemosphere* **84**:822-831.
- Silva S, Pinto-Carnide O, Martins-Lopes P, Matos M, Guedes-Pinto H, Santos C. 2010. Differential aluminum changes on nutrient accumulation and root differentiation in an Al sensitive vs. tolerant wheat. *Environmental and Experimental Botany* **68**:91-98.
- Simpson D, Arneeth A, Mills G, Solberg S, Uddling J. 2014. Ozone - the persistent menace: interactions with the N cycle and climate change. *Current Opinion in Environmental Sustainability* **9**:9–19.
- Singh R, Parihar P, Prasad S. 2018. Sulfur and calcium simultaneously regulate photosynthetic performance and nitrogen metabolism status in as – challenged Brassica juncea. *Frontiers Plant Science* **9**:772.
- Singh SK, Reddy VR. 2017. Potassium starvation limits soybean growth more than the photosynthetic processes across CO₂ levels. *Frontiers Plant Science* **8**:991.
- Skwierawska M, Benedycka Z, Jankowski K, Skwierawski A. 2016. Sulphur as a fertiliser component determining crop yield and quality. *Journal of Elementology* **21**:609-623.
- Smith FW, Jackson WA. 1987. Nitrogen enhancement of phosphate-transport in roots of *Zea mays* L.: kinetic and inhibitor studies. *Plant physiology* **84**:1319-1324.
- Smith FW, Rae AL, Hawkesford MJ. 2000. Molecular mechanisms of phosphate and sulphate transport in plants. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) – Biomembranes*. **1465**:236–245.
- Soinne H. 2009. Extraction methods in soil phosphorus characterisation - Limitations and applications. Academic dissertation. University of Helsinki. Department of applied chemistry and microbiology, Helsinki.

- Soltan S, Romer W, Adgo E, Gerke J, Schilling G. 1993. Phosphorus sorption by Egyptian, Ethiopian and German soils and P uptake by rye (*Secale cereale* L.) seedlings. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* **156**:501-506.
- Spalding EP, Hirsch RE, Lewis DR, Qi Z, Sussman MR, Lewis BD. 1999. Potassium uptake supporting plant growth in the absence of AKT1 channel activity: inhibition by ammonium and stimulation by sodium. *Journal of General Physiology* **113**:909–918.
- Sparks DL, Huang PM. 1985. Physical chemistry of soil potassium. In: Munson RD, editor. *Potassium in Agriculture*. American Society of Agronomy, Madison.
- Sparks DL. 1987. Potassium dynamics in soil. In: Stewart BA, editor. *Advances in soil science*. Springer, New York.
- Stein LY, Klotz MG. 2016. The nitrogen cycle. *Current Biology* **26**:R94–R98.
- Sun QS, Huang J, Wu XJ, Jiang HD, Zhou Q. 2016. Effect of different acidities of acid rain on nitrogen and sulfur metabolism and grain protein levels in wheat after anthesis. *Acta Ecologica Sinica* **36**:190-199.
- Sutar RK, Pujar AM, Aravinda Kumar BN, Hebsur NS. 2017. Sulphur Nutrition in Maize – A Critical Review, *International Journal of Pure & Applied Bioscience* **5**:1582-1596.
- Sugimoto K, Sato N, Tsuzuki M. 2007. Utilization of a chloroplast membrane sulfolipid as a major internal sulfur source for protein synthesis in the early phase of sulfur starvation in *Chlamydomonas reinhardtii*. *FEBS Letters* **581**:4519–4522.
- Sutton MA, Oenema O, Erisman JW, Leip A, van Grinsven H, Winiwarter W. 2011. Too much of a good thing. *Nature* **472**:159–161.
- Swift RS. 1985. Mineralization and immobilization of sulphur in soils. *Sulphur in Agriculture* **9**:20-24.
- Syers JK, Johnston AE, Curtin D. 2008. Efficiency of soil and fertilizer phosphorus use, Reconciling changing concepts of soil phosphorus behaviour with agronomic information. *Fertilizer and Plant Nutrition Bulletin* no.18. FAO, Rome, Italy.
- Šnobl J, Pulkrábek J. 2005. *Základy rostlinné produkce*. Česká zemědělská univerzita, Praha.
- Štípek K, Černý J, Kulhánek M, Shejbal P, Vaněk V. 2007. Výživa a hnojení ozimé pšenice určené (nejen) k potravinářskému využití (1. část). *Agromanuál* **2**:70-71.
- Špaldon E, et al. 1982. *Rastlinná výroba. Příroda*, Bratislava.
- Tao ZQ, Chang XH, Wang DM, Wang YJ, Ma SK, Yang YS, Zhao GC. 2018. Effects of sulfur fertilization and short-term high temperature on wheat grain production and wheat flour proteins. *The Crop Journal* **6**:413-425.
- Thomas TC, Thomas AC. 2009. Vital role of potassium in the osmotic mechanism of stomata aperture modulation and its link with potassium deficiency. *Plant Signal Behaviour* **4**:240–243.

- Thomson AJ, Giannopoulos G, Pretty J, Baggs EM, Richardson DJ. 2012. Biological sources and sinks of nitrous oxide and strategies to mitigate emissions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **367**:1157-1168.
- Tian XY, He DD, Bai S, Zeng WZ, Wang Z, Wang M, Wu LQ, Chen ZC. 2021. Physiological and molecular advances in magnesium nutrition of plants. *Plant and Soil* **468**:1-17.
- Tiwari KN, Gupta BR. 2006. Sulphur for sustainable high yield in Uttarparadesh. *Indian Journal of Fertilisers* **1**:37-52.
- Togay Y, Togay N, Cig F, Erman M, Celen AE. 2008. The effect of sulphur applications on nutrient composition, yield and some yield components of barley (*Hordeum vulgare* L.). *African Journal of Biotechnology* **7**:3255-3260.
- Torma S. 2007. Prijem a využitie živín rastlinami v jarnom období. *Agromanuál* **2**:42-43.
- Tran TS, Giroux M, Guilbeault J, Audesse P. 1990. Evaluation of Mehlich 3 extractant to estimate the available P in Quebec soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **21**:1-28.
- Tränkner M, Tavakol E, Jákli B. 2018. Functioning of potassium and magnesium in photosynthesis, photosynthate translocation and photoprotection. *Physiologia Plantarum* **163**:414-431.
- Tucker MR. 1999. Essential plant nutrients: their presence in North Carolina soils and role in plant nutrition. Department of Agriculture and Consumer Services, Agronomic Division. Dostupné z <http://www.ncagr.gov/agronomi/pdf/files/essnutr.pdf> (přístupné březem 2023).
- Vance CP, Uhde-Stone C, Allan D. 2003. Phosphorus acquisition and use: critical adaptation by plants for securing non-renewable resources. *New Phytologist* **15**:423-447.
- Vaněk V, Balík J, Černý J, Pavlík M, Pavlíková D, Tlustoš P, Valtera J. 2012. Výživa zahradních rostlin. Academia Praha, Praha.
- Vaněk V, Balík J, Pavlík M, Pavlíková D, Tlustoš P. 2016. Výživa a hnojení polních plodin. Profi Press, Praha.
- Vaněk V, Balík J, Pavlíková D, Tlustoš P. 2002. Výživa a hnojení polních a zahradních plodin. Redakce odborných časopisů, Praha.
- Vaněk V, Balík J, Pavlíková D, Tlustoš P. 2007. Výživa polních a zahradních plodin. Profi Press, Praha.
- Vaněk V, Kolář L, Štípek K, Jakl M. 2001. Úloha síry v rostlinách a její potřeba. Pages 27-34. Sborník ze 7. mezinárodní konference Racionální použití hnojiv. AF ČZU, Praha.
- Vetterlein D, Jahn R. 2004. Gradients in soil solution composition between bulk soil and rhizosphere –In *situ* measurement with changing soil water content. *Plant and Soil* **258**:307-317.

- Villar N, Aranguren M, Castellon A, Besga G, Aizpurua A. 2019. Soil nitrogen dynamics during an oilseed rape (*Brassica napus* L.) growing cycle in a humid Mediterranean climate. *Scientific Reports* **9**:13864.
- Vitousek PM, Aber JD, Howarth RW, Likens GE, Matson PA, Schindler DW, Schlesinger WH, Tilman DG. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications* **7**:737–750.
- Vlek PLG, Koch H. 1992. The soil resource base and food production in the developing world: special focus on Africa. *Gattinger Beitrage zur Landund Forstwirtschaft in den Tropen und Subtropen* **71**:139-160.
- Von Uexküll HR, Mutert E. 1995. Global extent, development and economic impact of acid soils. *Plant and Soil* **171**:1–15.
- Walworth J. 2013. Nitrogen in the soil and the environment. University of Arizona. Tucson, USA.
- Wang M, Zheng Q, Shen Q, Guo S. 2013. The Critical role of potassium in plant stress response. *International Journal of Molecular Sciences* **14**:7370-7390.
- Wang X, Hao L, Zhu B, Jiang Z. 2018. Plant calcium signaling in response to potassium deficiency. *International Journal of Molecular Sciences* **19**:3456.
- Wang C, Van den Ende W, Tillberg JE. 2000. Fructan accumulation induced by nitrogen deficiency in barley leaves correlates with the level of sucrose: fructan 6-fructosyltransferase mRNA. *Planta* **211**:701-707.
- Waraich EA, Ahmad R, Halim A, Aziz T. 2012. Alleviation of temperature stress by nutrient management in crop plants: a review. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* **12**:221-244.
- Wawrzyńska A, Sirko A. 2014. To control and to be controlled: understanding the *Arabidopsis* SLIM1 function in sulfur deficiency through comprehensive investigation of the EIL protein family. *Frontiers in Plant Science* **5**:575.
- Welch RM. 1999. Importance of seed mineral nutrient reserves in crop growth and development. In: Rengel Z, editor. *Mineral nutrition of crops: Fundamental mechanisms and implications*. Food Products Press, New York, USA.
- Wendt JW. 1995. Evaluation of the Mehlich 3 soil extractant for upland Malawi soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **26**:687-702.
- White PJ, Broadley MR. 2003. Calcium in plants. *Annals of Botany* **92**:487–511.

- White PJ, Broadley MR. 2009. Biofortification of crops with seven mineral elements often lacking in human diets – iron, zinc, copper, calcium, magnesium, selenium and iodine. *New Phytologist* **182**:49–84.
- White PJ. 2000. Calcium channels in higher plants. *Biochimica et Biophysica Acta (Biomembranes)* **1465**:171–189.
- White PJ. 2001. The pathways of calcium movement to the xylem. *Journal of Experimental Botany* **52**:891–899.
- Wickert S, Marcondes J, Lemos MV, Lemos EGM. 2007. Nitrogen assimilation in citrus based on CitEST data mining. *Genetics and Molecular Biology* **30**:810-818.
- Wilkinson SR, Welch RM, Mayland HF, Grunes DL. 1990. Magnesium in plants uptake, distribution, function, and utilization by man and animals. *Metal Ions in Biological Systems* **26**:33–56.
- Wirtz M, Hell R. 2006. Functional analysis of the cysteine synthase protein complex from plants: structural, biochemical and regulatory properties. *Journal of Plant Physiology* **163**:273-286.
- Witte CP. 2011. Urea metabolism in plants. *Plant Science* **180**:431-438.
- Wood JM, Decker H, Chavan B, Rokos H, Spencer JD, Hess S, Thornton MJ, Paus R, Schallreuter KU. 2009. Senile hair graying: H₂O₂-mediated oxidative stress affects human hair color by blunting methionine sulfoxide repair. *The FASEB Journal* **23**:2065–2070.
- Wu H, Li Q, Lu C, Zhang L, Zhu J, Dijkstra FA, Yu Q. 2016. Elevated ozone effects on soil nitrogen cycling differ among wheat cultivars. *Applied Soil Ecology* **108**:187–194.
- Xiao-Lei W, Hai-Qiu Y, Ning L, Bing YI, Jing W, Xing-Tao L, Xin-Hua Z, Min-Jian C. 2012. Some physiological characteristics in maize (*Zea mays L.*) inbred lines tolerant to low potassium from grain filling to maturity. *African Journal of Agricultural Research* **7**:1761–1771.
- Xie YX, Zhang H, Zhu YJ, Zhao L, Yang JH, Cha FN, Liu C, Wang CY, Guo TC. 2017. Grain yield and water use of winter wheat as affected by water and sulfur supply in the North China Plain. *Journal of Integrative Agriculture* **16**:614-625.
- Yan F, Mengel K. 1992. Determination of lime requirement by electro-ultrafiltration (EUF). *European Journal of Agronomy* **1**:71-77.
- Yanai J, Linehan DJ, Robinson D, Young IM, Hackett CHA, Kyuma K, Kosaki T. 1996. Effects of inorganic nitrogen application on the dynamics of the soil solution composition in the root zone of maize. *Plant and Soil* **180**:1-9.
- Yang GM, Zhao GC, Liu LH, Yang YS. 2007. Sulphur effect on protein components and grain yield of wheat. *Journal of Soil Science* **38**:89-92.
- Yawson DO, Kwakye PK, Armah FA, Frimpong KA. 2011. The dynamics of potassium (K) in representative soil series of Ghana. *Journal of Agricultural and Biological Science* **6**:48–55.

- Zavišić A, Polle A. 2018. Dynamics of phosphorus nutrition, allocation and growth of young beech (*Fagus sylvatica* L.) trees in P-rich and P-poor forest soil. *Tree Physiology* **38**:37–51.
- Zbiral J, Čižmarová E, Obdržálková E, Rychlý M, Vilamová V, Srnková J, Žalmanová A. 2016. Analýza půd I. Jednotné pracovní postupy. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Národní referenční laboratoř, Brno.
- Zeboon NH, Al-Hilfy IH. 2014. Effect of sulfur and NPK fertilizers on NPK concentration in wheat leaves and grains. *Iraqi Journal of Agricultural Sciences* **45**:700-707.
- Zehnálek J, Adam V, Kizek R. 2006. Assimilation of nitrate, ammonium and amide nitrogen by agricultural crops. (Department of Chemistry and Biochemistry, Mendel University of Agriculture and Forestry, Brno). *Chemické Listy* **100**:508–514.
- Zechmeister-Boltenstern S, Keiblinger KM, Mooshammer M, Peñuelas J, Richter A, Sardans J, Wanek W. 2015. The application of ecological stoichiometry to plant–microbial–soil organic matter transformations. *Ecological Monographs* **85**:133–155.
- Zhang F, Niu JF, Zhang WF, Chen XP, Li CJ, Yuan LX, Xie JC. 2010. Potassium nutrition of crops under varied regimes of nitrogen supply. *Plant and Soil* **335**:21–34.
- Zhang J, Jiang F, Shen Y, Zhan Q, Bai B, Chen W, Chi Y. 2019a. Transcriptome analysis reveals candidate genes related to phosphorus starvation tolerance in sorghum. *BMC Plant Biology* **19**:306.
- Zhang S, Zheng Q, Noll L, Hu Y, Wanek W. 2019b. Environmental effects on soil microbial nitrogen use efficiency are controlled by allocation of organic nitrogen to microbial growth and regulate gross N mineralization. *Soil Biology and Biochemistry* **135**:304–315.
- Zhang Y, Zha L, Liu W, Zhou C, Shao M, Yang Q. 2021. LED light quality of continuous light before harvest affects growth and AsA metabolism of hydroponic lettuce grown under increasing doses of nitrogen. *Plants* **10**:176.
- Zhao K, Wu Y. 2017. Effects of Zn deficiency and bicarbonate on the growth and photosynthetic characteristics of four plant species. *Plos One* **12**:e0169812.
- Zimolka J, et al. 2005. Pšenice-pěstování, hodnocení a užití zrna. Profi Press, Praha.