

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**

**Katedra pedologie a ochrany půd**



**Česká zemědělská  
univerzita v Praze**

**Monitoring transportu a rychlosti degradace pesticidu  
v polních podmínkách**

**Diplomová práce**

**Autor práce: Bc. Regina Pavlíčková**

**Obor studia: Technologie odpadů**

**Vedoucí práce: Ing. Martin Kočárek, Ph.D.**

© 2022 ČZU v Praze



### **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Monitoring transportu a rychlosti degradace pesticidu v polních podmínkách" 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. 4. 2022

---

## **Poděkování**

Ráda bych touto cestou poděkovala Ing. Martinu Kočárkovi, Ph.D. za vedení diplomové práce, odbornou pomoc a získání mnoha teoretických i praktických znalostí.

# Monitoring transportu a rychlosti degradace pesticidu v polních podmínkách

## Souhrn

Člověk životní prostředí cíleně či nevědomě kontaminuje mnohými látkami. Jedním z kontaminantů jsou pesticidy, jejich rezidua a metabolity. K zamezení kontaminantů v prostředí je nezbytná znalost mobility a degradace těchto látek. Významným posunem v této oblasti mohou být výzkumné projekty, díky kterým bude možné předcházet či eliminovat kontaminaci životního prostředí.

Výzkumným experimentem mobility a degradace pesticidů v půdě se zabývá i tato práce, ve které je analyzován pesticid Stomp Aqua, jehož aktivní látkou je pendimethalin. V práci byl potvrzen vliv předseťové úpravy na degradaci pendimethalinu. Výzkum probíhal v půdě s odlišnými předseťovými úpravami. Výsledkem předseťových úprav byla půda drobtovitá, hrudovitá, utužená a půda se slámou. V rámci této diplomové práce byla posuzována doba degradace v daných půdách. Nejpomalejší degradační proces byl prokázán v půdě utužené. Naopak nejrychlejší degradační proces byl prokázán v půdě drobtovité. Předseťová úprava tedy měla významný vliv na poločasy rozpadů.

Dále byla posuzována a graficky zpracována mobilita pendimethalinu ve třech různých hloubkách (0-5 cm, 5-10 cm a 10-15 cm) v závislosti na čase a předseťové úpravě.

V další části byl sledován vliv předseťové úpravy na objemovou hmotnost půdy, celkovou pórovitost a zastoupení kapilárních a nekapilárních pórů. Nejvyšší objemová hmotnost byla detekována v půdě utužené a nejmenší objemová hmotnost byla v půdě drobtovité. Celková pórovitost byla nejvíce zastoupena v půdě drobtovité, a to 57-61 %. Nejmenší celková pórovitost byla v půdě utužené, a to 51-55 %. Analýzou bylo prokázáno, že pendimethalin rychleji degraduje v půdě s vyšším zastoupením nekapilárních pórů a nižší objemovou hmotností. Toto tvrzení prokázala půda drobtovitá v porovnání s půdou utuženou.

Tímto experimentem byl prokázán vliv předseťových úprav na degradaci a mobilitu pendimethalinu v půdě.

**Klíčová slova:** pendimethalin, degradace, půda, pesticid, předseťová úprava

# Monitoring of transport and rate of pesticide degradation on field conditions

## Summary

People contaminate the environment, either intentionally or unintentionally, with many substances. One of the contaminants is pesticides, their residues, and metabolites. In order to avoid contaminants in the environment, knowledge of the mobility and degradation of these substances is essential. Research projects that can prevent or eliminate environmental contamination can be a significant advance in this area.

A research experiment on the mobility and degradation of pesticides in the soil is the subject of this thesis, in which the pesticide Stomp Aqua, whose active ingredient is pendimethalin, is analysed. In this thesis, the effect of pre-sowing treatment on the degradation of pendimethalin was confirmed. The research was carried out in soil with different pre-sowing treatments. The pre-sowing treatments resulted in crumbly, cloddy, compacted, and straw soil. The degradation time in the soils was assessed as part of this thesis. The slowest degradation process was shown in the compacted soil. On the other hand, the fastest degradation process was demonstrated in the crumb soil. Thus, pre-sowing treatment had a significant effect on the half-lives of degradation.

Furthermore, the mobility of pendimethalin at three different depths (0-5 cm, 5-10 cm, and 10-15 cm) as a function of time and pre-sowing treatment was assessed and graphically plotted.

In the next part, the effect of pre-sowing treatment on soil bulk density, total porosity, and the representation of capillary and non-capillary pores was investigated. The highest bulk density was detected in compacted soil, and the lowest bulk density was in crumbly soil. The total porosity was most represented in crumbly soil, 57-61 %. The lowest total porosity was found in compacted soil, 51-55 %. The analysis showed that pendimethalin degrades more rapidly in soil with a higher proportion of non-capillary pores and lower bulk density, which was demonstrated by crumbly soil compared to compacted soil.

This experiment demonstrated the effect of pre-sowing treatments on the degradation and mobility of pendimethalin in soil.

**Keywords:** pendimethalin, degradation, soil, pesticide, pre-sowing treatment



# Obsah

<b>1 Úvod.....</b>	<b>9</b>
<b>2 Vědecká hypotéza a cíle práce.....</b>	<b>10</b>
<b>3 Literární rešerše.....</b>	<b>11</b>
<b>3.1 Pesticidy.....</b>	<b>11</b>
3.1.1 Fyzikální a chemické vlastnosti pesticidů.....	12
3.1.2 Metabolity pesticidů.....	13
3.1.3 Rezidua pesticidů.....	14
3.1.4 Aktivní a inertní složka pesticidu.....	14
3.1.5 Dělení pesticidů.....	14
3.1.6 Herbicidy.....	15
3.1.6.1 Dělení dle selektivity.....	15
3.1.6.2 Dělení dle mechanismu účinku.....	16
<b>3.2 Půda.....</b>	<b>16</b>
3.2.1 Vlastnosti půdy.....	16
3.2.1.1 Zrnitost půdy.....	16
3.2.1.2 Půdní struktura.....	17
3.2.1.3 Půdní reakce.....	17
3.2.1.4 Obsah organické hmoty.....	18
3.2.1.5 Obsah vody v půdě.....	19
<b>3.3 Interakce pesticidy a půda.....</b>	<b>19</b>
3.3.1 Procesy probíhající během aplikace pesticidů.....	19
3.3.1.1 Volatizace.....	19
3.3.1.2 Fotolýza.....	19
3.3.1.3 Drift.....	20
3.3.2 Procesy probíhající v půdě po aplikaci pesticidů.....	20
3.3.2.1 Degradace.....	20
3.3.2.2 Perzistence.....	21
3.3.2.3 Poločas rozpadu.....	21
3.3.2.4 Sorpce.....	21
3.3.2.5 Adsorpční izotermy $K_F$ a $K_L$ .....	22
<b>4 Metodika.....</b>	<b>24</b>
4.1.1 Příprava půdy pro experiment.....	24
4.1.2 Základní údaje o parcele.....	28



4.1.3	Odběr vzorků .....	29
4.1.4	Polní experiment.....	31
4.1.5	Extrahování vzorků .....	32
4.1.6	Degradační rovnice prvního řádu .....	32
4.1.7	Základní údaje o aplikovaném herbicidu - pendimethalinu .....	33
<b>5</b>	<b>Výsledky .....</b>	<b>35</b>
5.1	<b>Objemová hmotnost.....</b>	<b>35</b>
5.2	<b>Celková pórovitost .....</b>	<b>35</b>
5.3	<b>Zastoupení kapilárních a nekapilárních pórů .....</b>	<b>36</b>
5.4	<b>Srovnání poločasu rozpadu v půdách s odlišnou předseťovou úpravou půdy .....</b>	<b>37</b>
5.5	<b>Grafické srovnání obsahu pendimethalinu, v půdách s odlišnou předseťovou úpravou půdy, v čase .....</b>	<b>38</b>
5.6	<b>Grafické srovnání degradační rovnice I. řádu s naměřenými hodnotami v půdách s odlišnou předseťovou úpravou půdy.....</b>	<b>39</b>
5.6.1	Drobtovitá půda.....	39
5.6.2	Hrudovitá půda .....	39
5.6.3	Utužená půda.....	40
5.6.4	Půda se slámou .....	41
5.7	<b>Grafické znázornění koncentrace pendimethalinu v čase v jednotlivých hloubkách .....</b>	<b>42</b>
5.7.1	Půda drobtovitá .....	42
5.7.2	Půda hrudovitá.....	43
5.7.3	Půda utužená .....	45
5.7.4	Půda se slámou .....	46
<b>6</b>	<b>Diskuze .....</b>	<b>49</b>
<b>7</b>	<b>Závěr .....</b>	<b>52</b>
<b>8</b>	<b>Literatura.....</b>	<b>53</b>



# 1 Úvod

Půda je neobnovitelným přírodním zdrojem. Svůj význam má při plnění ochranných funkcí. Dále je charakteristickou složkou krajiny a v neposlední řadě je klíčovou součástí zemědělského systému. Půda je prostředkem k produkci rostlinné obživy pro hospodářská zvířata, pro člověka, ale také k produkci nepotravinářského využití (např. bioetanol, biomethan apod.).

Vzhledem k množství obyvatel a nárokům na potravu bylo nezbytné vymyslet způsob, jak docílit vyšší výtěžnosti a zamezit ztrátám na produkci zemědělských plodin. To dalo za vznik pesticidům. Jejich prospěšnost se projevuje nejen na zemědělské půdě, ale také např. ve skladech, kde zabraňují brzkému dozrávání nebo ochraňují plodiny před nežádoucími organismy.

Rozšiřování těchto látek přináší i mnoho významných environmentálních problémů. Prvním klíčovým problémem jsou rezidua a metabolity, které v půdě zůstávají po aplikaci pesticidů, potažmo herbicidů. Dále se tyto látky mohou rozšiřovat do širšího okolí či podzemních vod. Po kontaminaci okolí se mohou stát vysokou zátěží pro živé organismy. Na základě studií Mostafalou a Abdollahi (2017) byl prokázán vliv pesticidů na karcinogenost a poruchy endokrinní a nervové soustavy.

Vzhledem k významu půdy a důležitosti aplikace pesticidů je nezbytné posouvat vývoj a výzkum v tomto směru. Je nutné monitorovat mobilitu a degradaci pesticidů v půdě. Dále je nutné zkoumat jaké všechny procesy, případně úpravy půdy, ovlivňují pohyb a osud látek v půdě. Bez znalosti pohybu pesticidů v půdě a jejich osudu se nebude možné posouvat tím správným směrem a nebude možné redukovat způsoby, které nejsou pro půdu ani její okolí žádoucí.

Výše zmíněnou problematikou se zabývá i tato práce, jejíž praktická část posuzuje vliv předseťové úpravy na mobilitu a degradaci pesticidu pendimethalin po jeho aplikaci na sálat a květák. V rámci analýzy byly zkoumány čtyři předseťové úpravy půdy, jejichž výsledkem je půda drobtovitá, hrudovitá, utužená a půda se slámou. V půdách je také zkoumán vliv předseťové úpravy na objemovou hmotnost, celkovou pórovitost, zastoupení kapilárních pórů a zastoupení nekapilárních pórů.

## 2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Vědecká hypotéza, která byla stanovena na počátku výzkumu zní následovně: Fyzikální vlastnosti půdy jako je objemová hmotnost půdy, zastoupení kapilárních a nekapilárních pórů a celková pórovitost budou ovlivněny předseťovou úpravou půdy. Pesticid bude rychleji degradovat v půdě s vyšším poměrem nekapilárních pórů a nižší objemovou hmotností. Pesticid bude více mobilní v půdě s vyšším poměrem nekapilárních pórů a nižší objemovou hmotností.

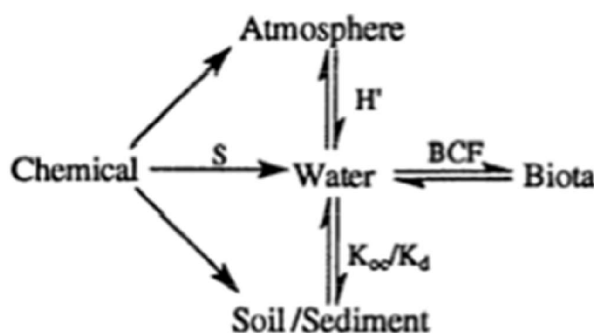
Cílem práce je vyhodnotit, jak odlišná předseťová úprava půdy ovlivní její fyzikální vlastnosti (objemová hmotnost, zastoupení kapilárních a nekapilárních pórů a celkovou pórovitost). Dále vyhodnotit, jak předseťová úprava a následně fyzikální vlastnosti půdy ovlivní chování pesticidu v půdě. Diplomová práce se zaměřuje na chování pesticidu z pohledu degradace a mobility v půdě.

### 3 Literární rešerše

Pesticidy jsou každodenní součástí lidského života, ale i všech dalších organismů. Svůj význam si získaly díky mnoha faktorům. Jednak se aplikací herbicidů v zemědělství snižují ztráty způsobené plevely, chorobami, škůdci či nepříznivými klimatickými podmínkami, tak zároveň zvyšují výnosy cíleně pěstovaných zemědělských plodin. Aplikací pesticidů také dochází k zamezení brzkého dozrávání plodin během skladování či transportu.

Výše zmíněná fakta jsou pro člověka důležitá hlavně z důvodu toho, že počet obyvatel planety stále roste a pesticidy jsou tak nezbytné pro maximální možnou výtěžnost potravin a obživu celé populace.

Když je pesticid použit v životním prostředí, tak se postupně distribuuje do čtyř hlavních složek (voda, vzduch, půda a biota). Frakce chemikálií, která se dostane do těchto čtyř složek se řídí fyzikálně-chemickými vlastnostmi. Příkladem je BCF, neboli biokoncentrační faktor, což je množství pesticidu, které se bude akumulovat v organismech.



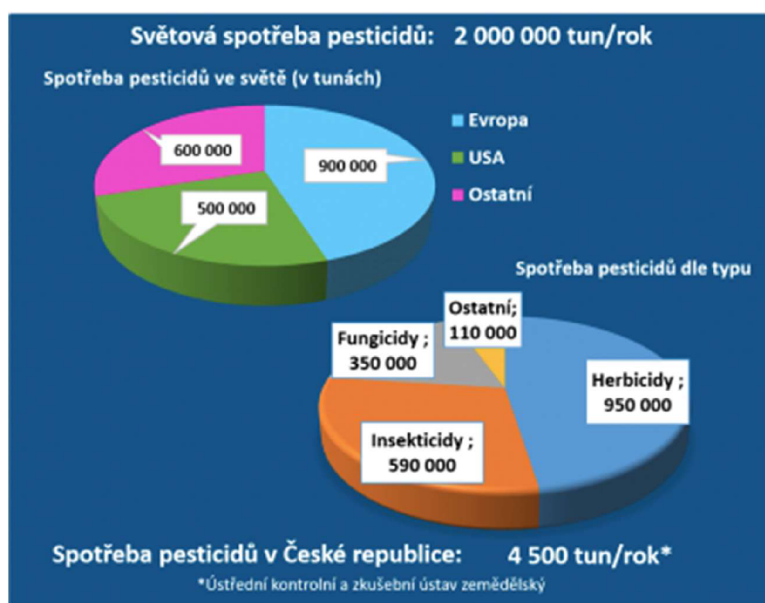
Obrázek 1 - Znárodnění distribucí pesticidů v životním prostředí dle Linde (1994).

I přesto, že má aplikace pesticidů své významné výhody, tak součástí častého používání jsou i negativa. Jedním z nich je kontaminace životního prostředí rezidui neboli obtížně rozložitelnými zbytky pesticidů. Obsah reziduí dokazuje i výzkum Silva et al. 2019, který prokázal, že obsah reziduí v půdě byl nalezen ve více než 80 % vzorků odebraných po celé Evropské unii. Nejčastějšími rezidui byly: glykofosfát, DDT, širokospektrální fungicidy boscalid, epoxikonazol a tebukonazol. Tato studie dokázala, že přítomnost reziduí je spíše pravidlem než výjimkou.

#### 3.1 Pesticidy

Pesticidy jsou látky chemické povahy, které se postupem času staly součástí každodenního cyklu člověka. Používají se především v zemědělství, kde se díky nim významně zlepšoval výnos cílových plodin, posílila se ekonomika a výrazně se snížila úmrtnost plodin vlivem chorob přenášených hmyzem (Youdeowei 1983).

Mezinárodní definicí pojmu pesticid dle FAO (Food and Agriculture Organization) je pesticid látka, či směs látek určených ke zničení či prevenci před jakýmikoliv škůdci, včetně vektorů různých onemocnění člověka a zvířat. Dle Vlčka a Pohanky (2011) se jedná o látky chemické povahy, které slouží ke zničení či inhibici plevelných rostlin a živočichů způsobujících škody na žádoucích plodinách.



Obrázek 2 - Světová spotřeba pesticidů r. 2020 (ALS Global 2020)

### 3.1.1 Fyzikální a chemické vlastnosti pesticidů

Pesticidů je mnoho druhů a obsahují látky s odlišnými fyzikálními a chemickými vlastnostmi. Fyzikální a chemické vlastnosti významně ovlivňují následné chování pesticidu v půdě nebo jiných biologických systémech. Veškeré tyto vlastnosti pomáhají lépe předpovědět, jak se budou pesticidy v různých prostředích chovat. Kodešová et al (2011) řadí mezi nejdůležitější vlastnosti např. rozpustnost ve vodě, dále poločas rozpadu, distribuční koeficient  $K_{OC}$  nebo disociační konstantu (u ionizovatelných pesticidů).

#### a) Rozpustnost ve vodě

Parametr rozpustnost ve vodě určuje, jaké množství látky je možné rozpustit ve vodě. Ovlivňujících faktorů je mnoho. Může to být například teplota, vodíkové vazby, polarita či velikost molekuly (Cremlyn 1985). Látky, které jsou více rozpustné ve vodě mají i větší schopnost biodegradace. Také mají vyšší účinnost, jelikož se látka snáze dostává do cílového prostředí, tedy do cílové rostliny, na kterou by měly působit dané účinky. Tyto látky tedy nemají tendenci se absorbovat na půdu a živé organismy.

Negativní zkušenosti s vysoce rozpustnými látkami je vysoké riziko kontaminace vodních toků, zdrojů pitné vody a proplavení do spodních vod. Příčinou těchto rizik je velmi snadný transport dané látky (Hajšlová et al. 2005). Jednotkou rozpustnosti ve vodě je ppm nebo  $\text{mg } \mu\text{g L}^{-1}$ . Jednotka ppm – part per milion vyjadřuje jednu miliontinu z celku. Hodnoty rozpustnosti ve vodě se velmi liší dle druhu pesticidu.

#### b) Rozdělovací koeficient oktanol-voda $K_{OW}$

Rozdělovací koeficient oktanol-voda je označován značnou  $K_{OW}$ . Koeficient je vyjádřený poměrem koncentrace rozpuštěné chemické látky v oktanolu a koncentrace rozpuštěné chemické látky ve vodě (Linde 1994). Tato schopnost se nazývá lipofilita. Blíže řečeno lipofilita definuje tendenci k přechodu pesticidů z vodní fáze do tukové fáze. Jelikož se hodnoty

pohybují ve vysokých číslech, často se používá jejich logaritmická hodnota. Nejčastěji se jedná o rozsah -3 až 7 (Hajšlová et al. 2005). Čím vyšší je hodnota, tím je lipofilita látek větší. Čím větší je lipofilita látky, tím je látka hůře rozpustná ve vodě a snadno tak dochází k akumulaci v prostředí (Linde 1994).

#### c) Rozdělovací koeficient $K_D$

Rozdělovací koeficient  $K_D$  patří mezi nejdůležitější parametry při zkoumání pesticidů. Jedná se o adsorpční parametr, jehož významem je popsání míry sorpce aplikované látky na půdní částice. Tím má přímou závislost s mobilitou a perzistencí jednotlivých aplikovaných pesticidů (Farmer & Aochi 1987; Alfonso et al. 2016).

$$K_D = C_s \cdot e^{-1}$$

*Pozn.:  $K_D$  je adsorpční koeficient, jednotkou je  $[\mu\text{g g}^{-1}]$ ,  $C_s$  je koncentrace daného pesticidu v půdě  $[\mu\text{g g}^{-1}]$ ,  $C_e$  je koncentrace daného pesticidu ve vodě  $[\mu\text{g mL}^{-1}]$ .*

#### d) Rozdělovací koeficient $K_{OC}$

Rozdělovací koeficient  $K_{OC}$  se používá v půdách s vysokým obsahem organické hmoty (OH), kde velmi silně ovlivňuje adsorpci aplikovaných herbicidů. Proto v půdách, kde je vysoký obsah organické hmoty je záhodno použít přepočtení koeficientu  $K_D$  na 100% organické hmoty přítomné v půdě.

$$K_{OC} = K_D / c_{ox}$$

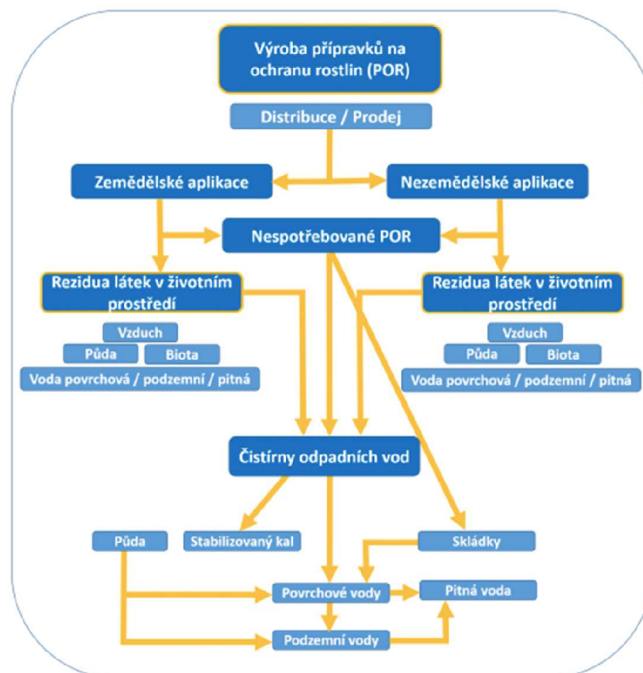
*Pozn.:  $K_{OC}$  je rozdělovací koeficient využívaný v půdách s vysokým obsahem organické hmoty.  $K_D$  je rozdělovací koeficient určující míru sorpce dané látky na půdní částice a  $c_{ox}$  značí oxidovatelný uhlík v půdě, tedy obsah organické hmoty v půdě.*

### 3.1.2 Metabolity pesticidů

Pesticidy jako takové mohou být nebezpečné pro své okolí, ale daleko větší riziko představují jejich metabolity. Jedná se o látky, které vznikly přeměnou látky jiné např. pesticidů. Z hlediska toxicity a dopadu na životní prostředí jsou rizikovější metabolické produkty pesticidů, především díky své mobilitě. Jejich vznik je možný v biotickém i abiotickém prostředí (Kořínková 2011). V abiotickém prostředí může na pesticid působit několik faktorů, díky kterým vznikají sekundární látky neboli metabolity. Zmiňovanými faktory může být sluneční záření, teplota, pH či množství kyslíku. Je známo, že při nižším obsahu kyslíku a nižší teplotě v prostředí dochází k větší perzistenci pesticidu nebo metabolizované látky. Dle Kořínkové (2011) je po průchodu biotického prostředí metabolit více rozpustný ve vodě, má větší polaritu, díky čemuž dochází k reakci s kyselinami v organismech, a vylučují se neaktivní látky.

### 3.1.3 Rezidua pesticidů

Rezidua jsou zbytky obtížně rozložitelných látek. Mohou být více či méně toxické pro životní prostředí a organismy. Reziduum pesticidu je jedna nebo více látek přítomných v životním prostředí (rostlinách, živočiších a površích), ale i potravinách či pitné vodě. Jedná se o důsledek aplikace přípravků na zemědělské plodiny (Harašta P, et al 2015).



Obrázek 3 - Vznik reziduí pesticidů v životním prostředí (ALS global, 2020)

### 3.1.4 Aktivní a inertní složka pesticidu

Každý pesticid se skládá ze dvou složek. První složkou je aktivní část a druhou inertní, tedy neaktivní část. Aktivní složka je základem účinnosti daného pesticidu. Jedná se o látku nebo sloučeninu, která je smísená v daném poměru s ředícím roztokem nebo vhodným nosičem. Aktivní složka je zodpovědná za usmrcení či jiné ovlivnění plevelů a škůdců.

K této složce je přidávána také výše uvedená složka inertní. Ta může zastávat funkci pojiva, ředidla, dispergačního činidla. Další funkcí také může být prodloužení trvanlivosti účinných látek, zamezení zápachu, popř. stimulace vůně pesticidů (Zacharia 2011).

### 3.1.5 Dělení pesticidů

Pro lepší orientaci jsou pesticidy děleny na základě různých faktorů. Například dle druhu cílového organismu, na který působí, dále dle selektivity mechanismu účinku a dalších.

Nejvíce krát se setkáváme s dělením pesticidů dle druhu cílového organismu. Do skupiny třech nejvýznamnějších patří herbicidy, insekticidy a fungicidy. Názvy skupin odpovídají spojením dvou latinských slov. První částí je latinské pojmenování nežádoucího organismu, např. herba = rostlina. Druhou částí slova je cid, cido, což v překladu znamená „ničit“.



Insekticidy jsou používány k hubení hmyzu a jsou řazeny do širší skupiny, která se nazývá zoocidy. Skupina zoocidů se dále skládá z moluskocidů, rotenticidů a akaracidů (Cremlyn 1985).

Hmyz kromě škod, které způsobuje na zemědělských plodinách je dále i významným přenašečem chorob, které mohou ohrozit i člověka.

Fungicidy nacházejí další využití v hubení škodlivých parazitických hub, neboť jsou fungi neboli houby klasifikovány do nižších rostlinných tříd. Nejsou tedy schopny fotosyntézy. Z toho vyplývá, že musí veškeré živiny a organické látky, které potřebují k životu, čerpat z cizích zdrojů. Čímž způsobují negativní dopady na vyšší rostliny.

Nejvýznamnější skupinou jsou herbicidy, jež jsou využívány k boji proti plevelům, tj. vyšším rostlinám.

<b>Druhy pesticidů</b>	<b>Organismus, proti kterému je pesticid zaměřený</b>
Insekticidy	Hmyz
Herbicidy	Rostliny
Rodenticidy	Hlodavci
Fungicidy	Houby
Acaricidy and Miticidy	Roztoči a klíšťata
Molluscicidy	Měkkýši
Bakteriocidy	Bakterie
Vicidy	Ptačí škůdci
Virucidy	Virus
Algicidy	Řasy

*Tabulka 1 – Klasifikace pesticidů na základě cílového druhu, podle Zacharia (2011)*

### 3.1.6 Herbicidy

#### 3.1.6.1 Dělení dle selektivity

Selektivní dělení rozlišuje herbicidy dle míry likvidace cílového organismu. První skupina je nejvíce bez kompromisní a tím jsou totální herbicidy. Tyto látky se používají k totálnímu vyhubení plevelů na nezemědělských plochách. Můžeme se s ním setkat například při likvidaci plevelů na kamenných dlažbách, volně dostupným přípravkem řazeného do této skupiny je např. Roundup.

Druhou skupinou jsou selektivní herbicidy. Účel selektivních pesticidů je působit pouze na cílovou skupinu. Jejich aplikací je ovlivňována také účinnost. Selektivitu i účinnost preemergentních herbicidů silně ovlivňují povětrnostní podmínky a vlhkost půdy krátce po aplikaci herbicidu. Toto tvrzení bylo zjištěno na Slunečnici roční (Kudsk 2002; Jursík et al. 2015; Andr et al. 2017).

Třetí skupinou jsou herbicidy s konkrétním cíleným záměrem. Jedná se především o desikanty a defolianty. Cílem těchto látek je umělé vyvolání zaschnutí zelených částí rostlin a zbavení jejich listů. Desikace též také zasychání lze použít např. u bramborových natí. S defoliací se pak setkáváme např. u sklizně bavlníků (Cremlyn 1985).

### 3.1.6.2 Dělení dle mechanismu účinku

Dělení dle mechanismu účinku souvisí s aplikací daného herbicidu na ošetřovaný organismus. Jednou z možností je kontaktní ošetření. Jedná se o způsob, kdy se herbicid s rostlinou setká pouze povrchově neboli dotykem. Neproniká do rostlinné tkáně. Negativem tohoto způsobu je významný vliv povětrnostních podmínek či dešťových srážek. Lepší aplikační vlastnosti mají herbicidy systémové. Systémové herbicidy působí uvnitř rostliny. Pesticid je cévními svazky transportován do všech částí rostliny, nevylučuje nových přírůstků. Nevýhodou systémových herbicidů je především vyhubení či částečné poškození rostlin, jež jsou jimi ošetřeny, a to díky blízkému kontaktu s herbicidem. Nejkomplikovanější je aplikování herbicidů na plevel, který patří do obdobné rostlinné říše a obdobné vývojové úrovně jako rostlina, jež je ošetřována. Tato komplikace nastává pouze v případě herbicidů, u fungicidů a zoocidů k tomuto nedochází. Za významný pokrok v této oblasti lze považovat objevení chlorovaných derivátů fenoxycetové kyseliny. Tyto herbicidy jsou používány v obilovinách (Cremlýn 1985).

## 3.2 Půda

### 3.2.1 Vlastnosti půdy

Půdní typy jsou specifické svými vystihujícími vlastnostmi. Vlastnosti půdních typů můžeme rozlišovat na fyzikální a chemické. Fyzikální vlastnosti jsou typické především vztahem mezi půdou samotnou a půdním prostředím (Kutílek, 1978).

Studie Kodešové et al. (2012) se zabývá hodnocením vlastností půdy. V této studii bylo prokázáno zlepšení fyzikálních, hydraulických i chemických vlastností půdy po postupném přidávání kompostu. Přidáním kompostu do 6 hm.% se mobilita pesticidu snižovala, zatímco při přidání kompostu nad 7-8 hm.% se mobilita zvyšovala. Nejvýznamnějšími vlastnostmi půdy jsou půdní zrnitost, struktura půdy, půdní reakce, obsah organické hmoty, vlhkost půdy, sorpční schopnost půdy a aktivita půdních mikroorganismů. Tyto vlastnosti jsou níže popsány podrobněji.

#### 3.2.1.1 Zrnitost půdy

Zrnitost, jinak řečeno textura půdy, definuje procento obsahu každé zrnitostní kategorie. Na základě podílů zrnitostních kategorií je stanovován půdní druh. Půdní zrnitost má vliv nejen na biologickou aktivitu v půdě, ale také na zvětrávání, půdotvorné procesy, nebo sorpci různých látek. Zrnitost půdy má vliv na schování pesticidu v půdě. Je důležitým aspektem pro sorpci pesticidu. Kozák (2011) tvrdí, že množství sorbovaného pesticidu je významně vyšší u těžkých půd, ve srovnání s půdami lehkými. Důvodem je to, že jílové minerály mají v porovnání s pískem (těžká půda) výrazně větší aktivní plochu, na které může docházet k sorpci.

### 3.2.1.2 Půdní struktura

Půdní struktura je závislá na půdních agregátech neboli shlucích. Agregáty jsou tvořeny půdními částicemi. Dle velikosti je možné určit, zda se jedná o makro agregáty nebo mikro agregáty. Makro agregáty by měly mít průměr větší než 0,25 mm. Na rozdíl od mikro agregátu, kde je maximální velikost 0,25 mm.

Půdu lze rozdělit na strukturní a nestrukturní. Strukturní půdy jsou typické svými shluky. Opakem jsou nestrukturní půdy, pro něž shluky typické nejsou. Jedná se především o půdy písčité (Kutílek 1978). Hlavní rozdíly mezi půdou strukturní a nestrukturní jsou popsány v tabulce níže.

Půdní struktura má vliv na působení pesticidů takový, že pokud se jedná o půdu s velkými agregáty, tak je pesticid imobilizován v agregátu. Je tedy hůře dostupný pro rostliny.

VLASTNOSTI	STRUKTURNÍ PŮDA	NESTRUKTURNÍ PŮDA
Soudržnost	menší	větší
Infiltrace	vysoká	nízká
Obdělavitelnost	snadnější	nesnadnější
Provzdušněnost	dobrá	nedostatečná
Výpar	menší	větší

Tabulka 2 - Vytvořena na základě podkladů sepsaných v práci pana Kutílka (1978), Zenkerová (2020)

### 3.2.1.3 Půdní reakce

Jednou z nejvýznamnějších charakteristik půdy jsou půdní reakce. Půdní reakce se vyjadřují v koncentracích hydroxoniových iontů  $\text{CH}_3\text{O}^+$  [mmol/100g zeminy] nebo v jednotkách pH ( $-\log(\text{CH}_3\text{O}^+)$ ). Rozeznáváme půdní reakci aktivní a půdní reakci potenciální.

Potenciální půdní reakci lze vyjádřit v  $\text{CH}_3\text{O}^+$  [mmol/100g zeminy], lze také vyjádřit v jednotkách pH. Součástí této půdní reakce je výměnná acidita a hydrolytická acidita. Výměnná acidita půdy je schopnost půdy změnit pH v roztocích neutrálních solí. Hydrolytická acidita půdy je popisována jako schopnost půdy měnit pH roztoků hydrolyticky štěpitelných solí.

Půdní reakce ovlivňuje, jak sorpci, tak degradaci. S nižším pH se snižuje velikost záporného náboje půdních koloidů. Pokud se jedná o extrémně kyselé půdy, tak může převládat kladný náboj, jedná se především o tropické půdy. V podmínkách ČR převažují záporné náboje. Hodnota pH má také vliv na podíl plísní a aktinomycet. Čím nižší je hodnota pH, tím je vyšší výskyt hub a menší výskyt bakterií.

pH <sub>H2O</sub>	Hodnocení zeminy
< 4,9	silně kyselá
5,0 - 5,9	kyselá
6,0 - 6,9	slabě kyselá
7,0	neutrální
7,1 - 8,0	slabě alkalická
8,1 - 9,4	alkalická
> 9,5	silně alkalická

Tabulka 3 - Hodnocení výsledků pH (H<sub>2</sub>O) (Jandák 2003)

pH <sub>KCl</sub>	Hodnocení zeminy
< 4,5	silně kyselá
4,6 - 5,5	kyselá
5,6 - 6,5	slabě kyselá
6,6 - 7,2	neutrální
> 7,3	alkalická

Tabulka 4 - Hodnocení výsledků pH (KCl) (Jandák 2003)

#### 3.2.1.4 Obsah organické hmoty

Půdní obsah organické hmoty má velmi zásadní význam pro chování veškerých vstupujících látek, čímž jsou i pesticidy. Organická hmota ovlivňuje jednak sorpční, tak i degradační procesy. Sorpčním i degradačním procesům v půdě podléhají pesticidy.

Dle Kozáka (1996) organická hmota v půdě ovlivňuje adsorpci pesticidů, tedy čím více organické hmoty, tím větší bude schopnost adsorpce pesticidů v půdě. Dále tvrdí, že při zvýšeném obsahu organické hmoty v půdě se také úměrně zrychlují degradační procesy. Bailey & White (1964) jsou téhož názoru a zmiňují, že některé pesticidy nebo jejich degradační produkty se váží na organickou hmotu nebo také na jílovou půdní frakci. Dle názoru Calderbanka (1989) je organická hmota klíčová pro snížení mobility pesticidů, dále snižuje dostupnost pesticidu pro cílové rostliny a redukuje toxicitu.

V současnosti je organická hmota velmi diskutovaným tématem v oboru zemědělství. Dle dlouholeté praxe a zkušeností je pravdivým faktem to, že různá koncentrace organické hmoty na různých místech v půdním profilu významně ovlivňuje způsob úpravy půdy. Dnes je především ve státech USA velmi oblíbenou metodou minimalizační neboli konzervační technika. Touto metodou dochází ke zvýšení obsahu organické hmoty na povrchu půdního profilu. Obsah organických látek se postupně s hloubkou půdního profilu snižuje (Alletto et al. 2009; Novák & Mašek 2018).

Obsah organické hmoty v půdě má významný vliv na sorpci pesticidů v půdě. Dle Kočárka (2018) má dokonce obsah organické hmoty nejvýznamnější vliv na sorpci pesticidů ve srovnání s dalšími půdními vlastnostmi. Organická hmota se rozděluje na základě stupně přeměny na nerozloženou a rozloženou organickou hmotu. Z nerozložené organické hmoty vzniká humus. Humus vzniká střídáním aerobních a anaerobních podmínek, kterým je organická hmota vystavována. Rozložená (přeměněná) a stabilizovaná organická hmota je specifická dlouhými poločasy rozpadu. Jedná se o fulvokyseliny a huminové kyseliny.

Mikroorganismy tuto stabilizovanou rozloženou organickou hmotu neumí využít jako zdroj energie. Pokud převládají huminové kyseliny, tak hovoříme o kvalitní organické hmotě. Fulvokyseliny jsou na rozdíl od huminových kyselin kyselější a jsou více rozpustné ve vodě.

#### 3.2.1.5 Obsah vody v půdě

Obsah vody v půdě ovlivňuje mnoho faktorů. Nejběžnějším faktorem bývají srážky, intenzita slunečního záření, věnostní podmínky, teploty a vlhkost vzduchu atd. Vlhkost půdy má velký význam pro transport pesticidu půdou a jeho degradaci. Obecně je možné tvrdit, že účinnost aktivní látky v herbicidech klesá s úbytkem půdní vlhkosti (Jursík et al. 2011-A; Jursík et al. 2011-B).

### 3.3 Interakce pesticidy a půda

Nejvýznamnější fyzikálně chemické interakce probíhají mezi půdou a pesticidem ve třech prostředích. Těmi jsou půdní vzduch, půdní roztok a pevná fáze půdy. Rozdělení v těchto třech fázích má významný vliv také na mikrobiální rozklad a mikrobiální organismy (Graham-Bryce, 1981).

#### 3.3.1 Procesy probíhající během aplikace pesticidů

Hlavními procesy probíhajícími během aplikace jsou volatizace (těkání), fotolýza (rozklad světlem) a drift (úlet). Oběma těmito procesům je žádoucí předcházet a je kladen velký důraz na jejich eliminaci. Díky těmto jevům evidujeme velké ztráty účinné látky (Jursík et al. 2011-A).

##### 3.3.1.1 Volatizace

Volatizace je míra, jakou se pesticidy vypařují v plynném skupenství. Pesticidy snadno rozpustné ve vodě tomuto jevu snadno podléhají na rozdíl od pesticidů nesorbovaných. Míru volatizace lze snížit hustým porostem, který má velmi pozitivní vliv na aplikaci. Díky hustému rostlinnému porostu je volatizace omezena z důvodu nedostatečného proudění vzduchu, zároveň je omezena evapotranspirace a evaporace. Dle Aktar (2009) může být volatizováno až 80-90 % pesticidu v řádu pár hodin. Volatizace je také považována za hlavního činitele kontaminace životního prostředí (Houbraken, 2015).

##### 3.3.1.2 Fotolýza

Fotolýza je rozklad slunečním zářením. Světlo, díky kterému dochází k rozkladu se nazývá ultrafialové a jeho vlnové délky se pohybují v rozpětí 290-400 nm. Méně stabilní molekuly pesticidů jsou pro rozklad náchylné a snáze mu podléhají. Ztrátám způsobeným fotolýzou lze předejít vhodným načasováním aplikace. Je vhodné předejít aplikaci pesticidu během přímého slunečního svitu. Dalším preventivním opatřením je zapravení pesticidu ihned

po aplikaci do půdy. Zapravení je žádoucí z toho důvodu, že ultrafialové světlo neproniká do půdy. Dalším preventivním prvkem je použití netkané textilie, která je umístěna na aplikovanou plochu, příp. rostliny. Slouží jednak pro případný rozklad pesticidu fotolýzou, ale dále také jako preventivní opatření proti výparu. Pozitivní vliv netkané textilie na fotolýzu potvrdil Jursík et al. (2016). Fotolýzou dochází převážně jen ke tvorbě meziproductů, a ne k úplné degradaci (Torstensson, 2000).

### 3.3.1.3 Drift

Drift jiným názvem úlet je proces, ke kterému dochází při aplikaci ochranných postřiků. Jedna z příčin může být napětí postřikové jichy, jelikož určuje velikost kapek roztoku s účinnou látkou (Costa et al. 2007). Velmi rizikové jsou povětrnostní podmínky v okamžiku aplikace. Z tohoto důvodu by se měl vhodně vybírat termín aplikace ochranného roztoku. V případě driftu hrozí kontaminace okolí. Dle Aktar et al (2009) je driftem způsobena ztráta 2-25 % ochranného postřiku.

## 3.3.2 Procesy probíhající v půdě po aplikaci pesticidů

Pesticidy, a především herbicidy, se do kontaktu s půdou dostávají vždy při jejich aplikaci bez ohledu na termín aplikace, či četnost srážek (Jursík et al 2011-A). Pesticidy v půdě jsou ovlivňovány fyzikálně chemickými vlastnostmi půdy (poměr složky pevné, plynné a kapalné), počasím a chemickou strukturou aktivní látky (Graham-Bryce 1981). Procesy, které se v půdě v kontaktu s pesticidem dějí jsou retence, degradace, sorpce, transport.

### 3.3.2.1 Degradace

Degradace probíhá jednak před vstupem do půdy, ale také přímo v půdě. Degradací procesy pesticidů před vstupem do půdy jsou např. fotolýza, volatizace, smyv nebo úlet). V půdě jsou hlavními degradačními procesy mikrobiologická degradace, fotolýza, metabolismus a chemická degradace (Marathon 1992).

Walker et al. (1987) tvrdí, že největší vliv na rychlost degradace má vlhkost a teplota půdy. Toto tvrzení potvrdil Jursík et al. (2016), který zkoumal rychlost degradace pesticidu pendimethalin. Poločas pendimethalinu se pohyboval od 18 do 85 dní. Výrazný vliv na degradaci mělo počasí, především množství dešťových srážek. Ve velmi suchých půdách byla degradace pendimethalinu velmi pomalá.

Jedním z druhů degradace je chemická degradace. V půdním roztoku výrazně dominují reakce jako je hydrolýza a oxidačně redukční reakce. Hydrolýza, jak již z názvu vyplývá, je jev, kdy dochází k rozpadu molekul pesticidů v případě, že dojde ke styku s vodou. Dochází k výměně chemických skupin za skupiny hydroxylové. Velký vliv na reakci má vazebnost molekuly, čím je vyšší násobnost vazeb, tím snadnější je hydrolýza. Dále platí, že čím vyšší je

teplota, tím roste rychlost chemické degradace (Linde 1994). Další významný vliv má pH půdy (Kočárek 2007, Zacharia 2011).

Působením mikroorganismů na pesticid dochází k mikrobiologické degradaci neboli biodegradaci. Mikroorganismy jsou především bakterie a houby, které tvoří komplexní půdní mikroflóru. Dalšími mikroorganismy mohou být řasy a prvoci. K biodegradaci dochází díky enzymům, které jsou přítomné v buňkách mikroorganismů. Tímto procesem mnohdy také vznikají meziprodukty (Linde 1994). S biodegradací se lze setkat také v mnohých biotechnologických zařízeních, které fungují právě na bázi zmiňovaných mikroorganismů. Jsou to např. čističky odpadních vod, bioplynové stanice, dále na tomto principu fungují také remediační technologie *in situ*. Biotechnologiím se věnuje stále více pozornosti a předpokládá se jejich významný a rychlý vývoj (Singh 2008). Vliv na pozitivní výskyt mikroedafonu mají vyšší teploty a dostatečná vlhkost vzduchu (Jursík et al. 2016). Aplikace herbicidů na půdu může významně ovlivnit půdní mikroflóru např. inhibicí. Obnova mikroflóry trvá nějaký čas, a proto je nutné těmto problémům předcházet. Jakmile doba obnovy přesáhne 60 dní, hovoříme již o závažném ekologickém důsledku. Jedním ze způsobů prevence je neaplikovat jeden druh herbicidu dlouhodobě (Jursík et al. 2011-A).

#### 3.3.2.2 Perzistence

Perzistence neboli nereaktivita je proces, během kterého pesticidy odolávají degradačním procesům. Dle perzistence je pesticidy možné rozdělit do tří skupin dle doby, kterou odolávají. Nejodolnější je skupina vysoce perzistentních látek. Poločas rozpadu je u těchto látek 100 dní a více. Středně perzistentní pesticidy odolávají 30-100 dní a poslední skupinou jsou nejméně perzistentní látky, jejichž poločas rozpadu se pohybuje do 30 dní (Kerle et al. 1994).

#### 3.3.2.3 Poločas rozpadu

V předchozí části byl několikrát zmíněn poločas rozpadu. Poločas rozpadu je doba potřebná pro rozklad 50 % původního množství pesticidu. Poločasem rozpadu se zabývalo mnoho výzkumníků. Např. Jursík et al (2016) zjistil, že aplikační dávka u pesticidu pendimethalin nemá žádný vliv na jeho poločas rozpadu.

#### 3.3.2.4 Sorpce

Sorpce zahrnuje absorpci, adsorpci a chemisorpci. Při absorpci dochází ke vstřebávání látky *x* do druhé látky *y*, a to v celém svém objemu. Adsorpce je navázání látky *x* na povrch druhé látky *y*. O chemisorpci hovoříme v případě, že se na povrchu látky tvoří chemická vazba. Chemisorpce je druh adsorpce. Sorpce je důležitým faktorem pro degradaci látek, perzistenci, povrchový odtok, volatizaci nebo vyplavování (Jursík et al. 2011-A).

Adsorpce je navázání jedné látky (např. pesticidu) na povrch jiné látky (půdy). Schopnost adsorpce je významným faktorem pro degradaci pesticidů a případnou kontaminaci životního prostředí – vody a půdy (Linde 1994). Adsorpce ovlivňuje mobilitu pesticidů, perzistenci, volatizaci, absorpci aktivní látky rostlinou a bioaktivitu (Farmer & Aochi 1987).

Pro adsorpci jsou klíčové fyzikálně chemické vlastnosti půdy i pesticidů. Čím vyšší je obsah organické hmoty v půdě, tím větší je absorpční síla. Dochází k tomu z důvodu chemické afinity s pesticidy (Helling et al. 1971). Jako nejdůležitější vlastnost půdy na vliv sorpce pesticidů se potvrdila organická hmota i ve výzkumu Kočárka et al (2018). Dalším faktorem ovlivňujícím sorpci je také hodnota  $\text{pH}_{\text{KCl}}$ . Dále je prokázáno, že adsorpci ovlivňuje vysoký podíl jílového zastoupení a kapacita výměny kationtů. Adsorpce se těmito faktory zvyšuje a snižuje se mobilita pesticidů v půdě. Ke snížení schopnosti adsorpce dochází při zvyšující se hodnotě pH a teploty (Jenks et al. 1998).

### 3.3.2.5 Adsorpční izotermy $K_F$ a $K_L$

Adsorpční izotermy popisují sorpci a předpovídají chování látek organické povahy v půdě.  $K_F$  je označení pro adsorpční koeficient Freundlichovy izotermy a  $K_L$  je označení pro Langmuirovu izotermu. Obě tyto izotermy jsou používané nejčastěji. Vyjadřují závislost koncentrace nasorbované látky (aplikované látky, např. pesticidu) na koncentraci pesticidu, která byla zjištěna v půdním roztoku za stálé teploty. Yin et al (1997) dokázal, že adsorpční izotermy jsou různé a velmi záleží na dané aplikované látce a půdě.

Freundlichova izoterma je nejčastěji používaným matematickým vyjádřením, který charakterizuje kvalitu povrchu a množství nasorbované látky na sorbát. Kodešová et al (2011) hodnotili adsorpci pesticidů na půdu dle Freundlichovy izotermy. Pro predikaci koeficientů použili lineární regresi. Vícenásobná lineární regrese prokázala závislost  $K_F$  na obsahu organické hmoty v půdě,  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  a kapacitě výměnných kationtů. Singh et al (2001), Liu et al (2001) a Weber et al (2003) poukazují na vyšší hodnotu Freundlichova koeficientu v půdách s vyšším obsahem organické hmoty. Čím větší je adsorpční izoterma  $K_F$ , tím více pesticidu je půda schopna nasorbovat.

Rovnice Freundlichovy izotermy:

$$C_s = K_F \cdot c_l^{1/n}$$

*Kde  $K_F$  je Freundlichův sorpční koeficient,  $1/n$  je exponent vyjadřující zakřivení izotermy,  $c$  je koncentrace látky rozpuštěné a  $s$  je koncentrace látky nasorbované.*

Další hojně používanou rovnicí je Langmuirova adsorpční izoterma. Tuto izotermu lze použít pro zjištění pevnosti vazby a maxima adsorpce. Lze použít i pro aplikaci více koncentrovaných roztoků.



Rovnice Langmuirovy izotermy:

$$a = a_m \cdot b \cdot p / (1 + b \cdot p)$$

*kde  $a$  je množství absorbované látky za stálého tlaku,  $p$ ,  $b$  a  $a_m$  jsou konstanty,  $b$  znázorňuje teplotu,  $a_m$  je absorbované množství potřebné k úplnému pokrytí povrchu.*

## 4 Metodika

Pro studium monitoringu transportu a rychlosti degradace pesticidů v polních podmínkách byly vybrány parcely s odlišnou předseťovou úpravou. Předseťové úpravy docílily struktury půdy drobtovité, hrudovité, utužené a půdy se slámou. Parcely se nacházely v těsné blízkosti na pokusném poli České zemědělské univerzity v Praze na Suchdole. Půda byla v předem stanovených dnech odebírána (den 0, 3, 10, 24, 38, 60, 77) a poté byla použita pro experiment monitoringu transportu a rychlosti degradace pesticidů.

### 4.1.1 Příprava půdy pro experiment

Příprava půdy pro experiment probíhala již na podzim roku 2020, kdy byla půda zaorána. Poté na jaře byla upravena vířivými branami. Tyto dvě úpravy byly základem pro experiment a další předseťové úpravy. Ty byly prováděny 15.4. 2021. První předseťovou úpravou byl pouze tento základ a dal za vznik půdě drobtovité. Na druhou část půdy byly navezeny hroudy, což dalo za vznik půdě hrudovité. Třetí část pokusného pole byla utužena válcem. Výsledkem tedy byla půda utužená a na poslední část pokusného pole byla navezena sláma, která byla hráběmi rozhrnuta a nechána na povrchu. Nebyla tedy nijak zapravována do půdy.

Půdní úpravy jsou znázorněny v níže uvedené tabulce č. 5 a fotografiích níže. Po 4 dnech od předseťových úprav, tedy 19.4.2021 byla prováděna výsadba kvěťáku a salátu.

Dále byly v půdě analyzovány základní vlastnosti: Obsah písku 23,5%, jílovitá složka 20% a hlína 56,5, obsah organické hmoty 2,56% (obsah OH střední),  $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$  7,8 (slabě alkalické),  $\text{pH}_{(\text{KCl})}$  7,25 (alkalické), výměnná reakce 0,3 mmol/100g zeminy (mírná), elektrická vodivost 43,4  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (minerálně bohatá půda, bez negativních účinků obsahu solí).

Herbucid, jež byl použit pro výzkum, je Stomp Aqua, jež obsahuje 455 g/l pendimethalinu. Dávka herbicidu byla 1,75 l/ha. Dávka postřikové jichy byla 300 l/ha. Aplikační tlak činil 0,2 MPa. K aplikaci byly použity trysky Lurmark 015F110. Část půdy byla po aplikaci zavlažována a část zavlažována nebyla. V práci nebude hodnocený vliv závlahy, ani vliv herbicidu na kvěťák a salát.

VARIANTA	HERBICID	PŮDNÍ ÚPRAVA	ZÁVLAHA PO APLIKACE
1	-	drobtovitá	ne
2	-	hrudovitá	ne
3	-	utužená	ne
4	-	sláma	ne
5	Stomp Aqua	drobtovitá	ne
6	Stomp Aqua	hrudovitá	ne
7	Stomp Aqua	utužená	ne
8	Stomp Aqua	sláma	ne
9	-	drobtovitá	ano
10	-	hrudovitá	ano
11	-	utužená	ano
12	-	sláma	ano
13	Stomp Aqua	drobtovitá	ano
14	Stomp Aqua	hrudovitá	ano
15	Stomp Aqua	utužená	ano
16	Stomp Aqua	sláma	ano

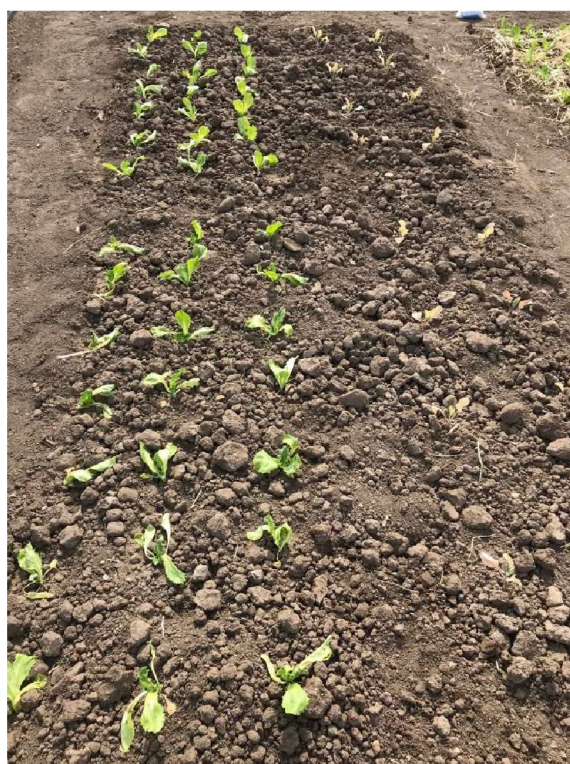
Tabulka 5 – Zkoušené varianty



Obrázek 4 - Příprava půdy, na které byl experiment prováděn. Zleva příprava půdy sláma, utužená, hrudovitá, drobtovitá).



*Obrázek 5 - Příprava půdy se slámou.*



*Obrázek 6 - Příprava půdy hrudovitá.*



*Obrázek 7 - Příprava půdy drobtovitá.*



*Obrázek 8 - Příprava půdy utužená.*

#### 4.1.2 Základní údaje o parcele

Velikost parcely je 2 x 2; 3 řádky salátu (spon 30x30 cm) + 2 řádky kvěťáku (spon 50x50 cm). Počet rostlin na parcele byl 18 salátů a 8 kvěťáků. Izolace mezi parcelami byla 1 m (1 řádek kvěťáku). Oblast, kde byla parcela vybrána se nachází v městské části Suchdol. Jedná se o univerzitní pokusné pole České zemědělské univerzity. Níže v tabulce je znázorněno schéma vzorků v půdě, které sloužilo k lepší orientaci.

11	9	13	10
3	1	5	2
15	12	14	16
7	4	6	8
14	16	10	11
6	8	2	3
12	13	9	15
4	5	1	7
13	14	15	16
5	6	7	8
9	10	11	12
1	2	3	4

Tabulka 6 – Předem připravené schéma pokusu



Obrázek 9 - Zvýraznění lokace, kde byl experiment prováděn (Google Maps, 2021)



*Obrázek 10 - Pokusné pole České zemědělské univerzity v Praze*

#### **4.1.3 Odběr vzorků**

Odběr vzorků probíhal v předem stanovených dnech (0, 3, 10, 24, 38, 60, 77). Vzorky byly odebírány ze třech hloubek pod povrchem. První hloubkou bylo 0-5 cm pod povrchem, druhou hloubkou bylo 5-10 cm pod povrchem a třetí hloubkou bylo 10-15 cm pod povrchem. Každý vzorek byl odebírán pomocí Kopeckého válečku, lopatky a štětečku viz fotografie níže. Důvodem odběru pomocí Kopeckého válečku bylo následné stanovení objemové hmotnosti. Půda byla po odebrání ukládána do označených mikrotenových sáčků.



*Obrázek 11 - Příprava půdy pro odběr vzorku.*



*Obrázek 12 - Umístování Kopeckého válečku.*





Obrázek 13 - Kopeckého váleček v půdě bez zákrytu.



Obrázek 14 - Kopeckého váleček v půdě se zákrytem.

#### 4.1.4 Polní experiment

Vzorky byly zváženy a postupně vysušeny (lyofilizovány) v lyofilizátoru. Po vysušení byly vzorky znovu zváženy. Vážení vlhké a suché půdy sloužilo k výpočtu objemové hmotnosti půdy. Objemová hmotnost byla následně podstatná jednak pro samotný experiment a jednak pro to, aby bylo možné koncentrace pendimethalinu v půdě vypočítat přímo pro daný vzorek o dané objemové hmotnosti. Po lyofilizaci byly skladovány za nízkých teplot v mrazáku.

Odebrané a označené vzorky byly v laboratoři zváženy. Poté bylo každý vzorek nutné ručně namlít ve hmoždíři. Po namletí a prosetí v sítu 2 mm se vzorky opět skladovaly v mikrotenových sáčcích v mrazáku. Poté probíhala extrakce.



Obrázek 15 - Označený mikrotenový sáček.

#### 4.1.5 Extrahování vzorků

Před samotnou extrakcí byly vzorky navažovány v množství 10 gramů do PE kyvet. Extrakce herbicidu pendimethalin z půdy byla provedena jedním způsobem. Jako extrakční činidlo byl použit methanol. Zjištěné koncentrace pendimethalinu byly použity pro stanovení poločasů rozpadu. Poměr extrakčního činidla a půdy byl 1:1 (10 g půdy, 10 ml methanolu). Extrahování probíhalo ve třepacím zařízení 24 hodin.

Po 24 hodinách byla oddělena pevná fáze od kapalně fáze v centrifuze Sigma 6K (čas 15 minut, 4700 otáček, teplota 10°C, RCF 4223 g).

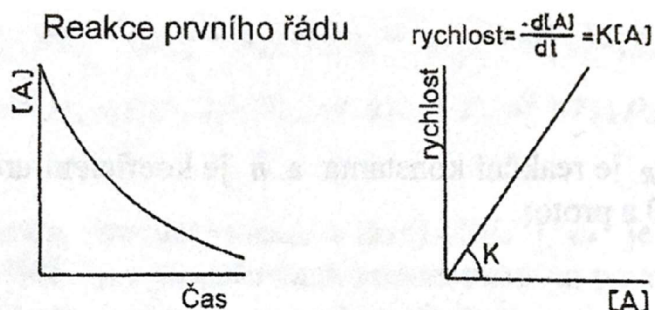
Kapalná složka byla filtrována membránovým filtrem do vialek a koncentrace herbicidů v extraktech byla stanovována na kapalinovém chromatografu s detektorem UV-záření. Anglická zkratka pro kapalinový chromatograf je HPLC (high – performance liquid chromatography). Metoda HPLC je podrobně popsána ve studii Kočárek et al. (2016).

#### 4.1.6 Degradční rovnice prvního řádu

Pro degradaci prvního řádu platí, že rychlost se v čase lineárně zvyšuje a úbytek pesticidu je možné popsat exponenciální řadou. Tento jev je vidět na obr. č. 16. Hurtle & Walker, 1980 popsali úbytek herbicidů v čase pomocí rovnice prvního řádu.

$$C = C_0 e^{-kt}$$

kde  $C$  je koncentrace dané látky v daném čase ( $\text{mg g}^{-1}$ ),  $C_0$  počáteční koncentrace ( $\text{mg g}^{-1}$ ),  $e$  eulerovo číslo,  $k$  rychlostní konstanta,  $t$  čas (dny).



Obrázek 16 - Graf zobrazující průběh rovnice 1. řádu (Appelo & Postma, 1996; Kodešová 2005)

Dále byla použita rovnice pro výpočet DT (50) a DT (90):

$$DT(50) = \ln(2) / k$$

$$DT(90) = \ln(10) / k$$

kde DT (50) je doba, za kterou degraduje polovina množství zkoumané látky a  $k$  je rychlostní konstanta.

Poté byly srovnány hodnoty pro půdy s odlišnými předsetovými úpravami

#### 4.1.7 Základní údaje o aplikovaném herbicidu - pendimethalinu

Aplikovaným herbicidem byl Stomp Aqua, jehož účinnou látkou je pendimethalin (ISO) 455 g/l (38,6 % hm.). Registračním tohoto herbicidu je BASF AG, Agricultural Product.

Pendimethalin [N-(1-ethylpropyl)-3,4-dimethyl-2,6-dinitrobenzenamin] je celosvětově používaný herbicid k hubení většiny jednoletých trav a běžných plevelů v obilovinách, ovoci a zelenině. Jedná se o synteticky selektivní herbicid patřící do skupiny dinitroanilinových látek. Dle Ústředního kontrolního a zkušebního ústavu zemědělského byla jeho spotřeba v ČR v roce 2014 113703 kg, což jej řadí mezi nejpoužívanější herbicidy.

Dále byl pendimethalin zařazen mezi látky detekované v půdě i několik let po jeho aplikaci. Společně s pendimethalinem byl detekován azoxystrobin, epoxykonazol, chlortoluron, metamitron atd. V této skupině byly látky s dlouhým poločasem rozpadu. U pendimethalinu byl zjištěn vůbec nejvyšší obsah 0,310 mg/kg půdy. Zároveň byla ve všech odebraných vzorcích překročena pomyslná hranice 0,01 mg/kg. Tuto hladinu dle modelů předpokládá Polániková & Kosubová (2021) i několik let po aplikaci. Zároveň, ale záleží na konkrétním přípravku a aplikované dávce (Polániková Š, Kosubová P; 2021).

Pendimethalin může být aplikován preemergentně nebo postemergentně se zabudováním nebo bez zabudování, protože má relativně nízkou těkavost. Pendimethalin má velmi různý poločas rozpadu, který se liší díky půdním či klimatickým podmínkám od 4 dnů (Sevage &

Jordan; 1980) do 563 dnů (Walker & Bond; 1977). Vzhledem ke své nízké rozpustnosti ve vodě, jež činí 0,33 mg/l a vysokému rozdělovacímu koeficientu půdního organického uhlíku a vody, Koc = 17 581 má pendimethalin nízký potenciál pro vyluhování. Pendimethalin GUS (Groundwater ubiquity score) je extrémně nízké a tedy 0,59. Navzdory tomu může být pendimethalin vyluhován z kořenové zóny a vstupovat do vodního prostředí v průměrných koncentracích překračujících limitní hodnotu EU pro podzemní vody, 0,1 µg/l (Kjæret etc. 2011).

Dalšími faktory ovlivňující rychlost degradace mohou být kultivační postupy, aplikační způsoby, zapravení herbicidu do půdy nebo Fentonova činidla.

Degradaci pendimethalinu se zabýval Zimdahl etc (2017), který tvrdí, že se degradace zvýšila se zvýšením teploty půdy. Dále tvrdí, že při stejné teplotě a vlhkosti půdy byl vliv půdního typu malý.

Přípravek je přijímán kořeny, klíčky a listy plevelů. Účinkem pendimethalinu je inhibice buněčného dělení a buněčného růstu. Tímto způsobem brání počátečnímu růstu vzcházejících plevelů. Zasažené rostliny hynou krátce po vyklíčení. Účinek přetrvává po několik týdnů, takže jsou zasaženy i později klíčící plevely. Stomp Aqua hubí široké spektrum jednoletých plevelů. Na vytrvalé plevely nepůsobí.

Stomp Aqua se používá na ochranu plodin jako je např. kukuřice, slunečnice, hrách, bob, lupina, mrkev, cibule, dále pak ozimé obiloviny, řepka olejka ozimá, maliník, ostružiník a mnoho dalšího. Spektrum účinnosti je: bažanka roční, bery, blín černý, drchnička rolní, heřmánky, hluchavky, hořčice rolní, huseníček polní, chundelka metlice, ježatka kuří noha, kakosty, kokoška pastuší tobolka, koleneček rolní, konopice polní, laskavce, lebedy, lilek černý, lipnice roční, mák vlčí, merlíky, opletka obecná, penízek rolní, pilát lékařský, pomněnka rolní, prlina rolní, prosa, ptačince, psárka polní, rdesna, rosička krvavá, rmen rolní, rozrazil, svízel přítula, truskavec ptačí, úhorník mnohodílný, violky (charakteristika přípravku Stomp Aqua).

Přípravek není možné používat v ochranném pásmu II. stupně zdrojů povrchové vody. Dále spadá pod věty o nebezpečnosti H317 – může vyvolat alergickou kožní reakci a H410 – vysoce toxický pro vodní organismy, s dlouhodobými účinky.



Obrázek 17 - Toxické ikony přípravku Stomp Aqua (BASF, 2018).

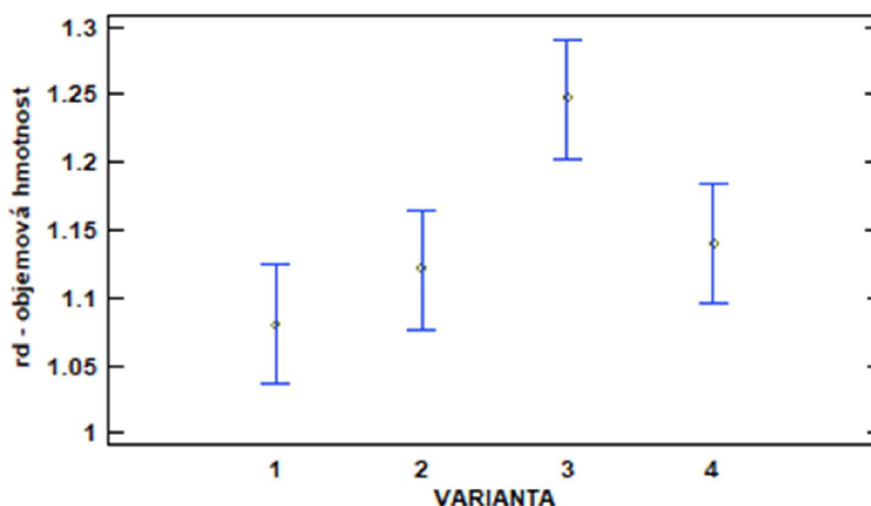
## 5 Výsledky

Pro výsledkovou část práce jsou klíčové grafy a tabulky. První část výsledků se věnuje analýze, ve které je zkoumán vliv předseťové úpravy na objemovou hmotnost, celkovou pórovitost a srovnání kapilárních a nekapilárních pórů. Druhá část se věnuje degradaci pendimethalinu v půdách s odlišnou předseťovou úpravou. Dále pak jsou graficky porovnány koncentrace pendimethalinu v půdách dle předseťové úpravy a dle hloubky odběru.

### 5.1 Objemová hmotnost

Graf znázorňuje objemovou hmotnost v půdách se čtyřmi rozdílnými předseťovými úpravami. Půda utužená má objemovou hmotnost největší ( $1,2 - 1,3 \text{ kg.m}^{-3}$ ). Půda hrudovitá a půda se slámou měly objemovou hmotnost ve velmi podobných hodnotách. Nejmenší objemovou hmotnost měla půda drobtovitá a to  $1,04 - 1,13 \text{ kg.m}^{-3}$ .

Hodnota P je 0,0131, jelikož se jedná o číslo menší než 0,05 jedná se o statisticky významný rozdíl.

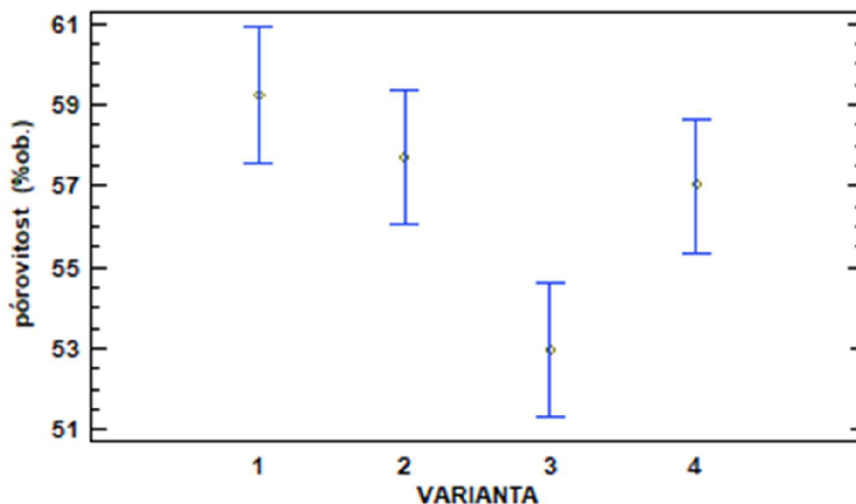


Graf 1 – Porovnání objemové hmotnosti ( $\text{v g.cm}^{-3}$ ) v půdě se čtyřmi rozdílnými způsoby předúpravy. 1 – drobtovitá, 2 – hrudovitá, 3 – utužená, 4 – půda se slámou.

### 5.2 Celková pórovitost

Graf znázorňuje celkovou pórovitost v % u jedné půdy se čtyřmi rozdílnými předseťovými úpravami (drobtovitá, hrudovitá, utužená, půda se slámou).

Vzhledem k tomu, že hodnota P je 0,0131, což je menší než 0,05, se jedná o statisticky významný rozdíl. Nejmenší pórovitost byla detekována v půdě utužené a to 51,5 – 55 %. Největší pórovitost byla prokázána v půdě drobtovité 57,5 – 61 %. Půda se slámou a půda hrudovitá měly hodnotu podobnou cca 56-59 %.

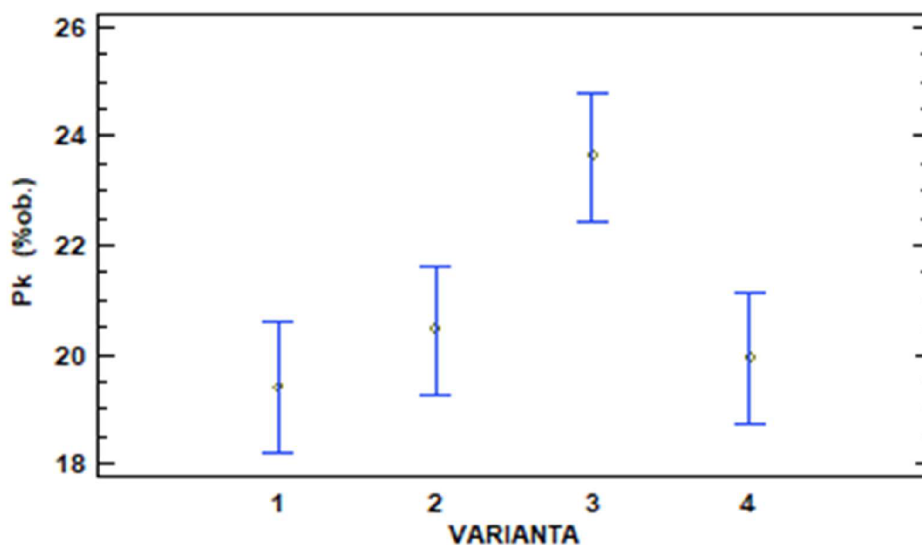


Graf 2 – Porovnání celkové pórovitosti (v %) v půdě se čtyřmi rozdílnými způsoby předúpravy. 1 – drobtovitá, 2 – hrudovitá, 3 – utužená, 4 – půda se slámou.

### 5.3 Zastoupení kapilárních a nekapilárních pórů

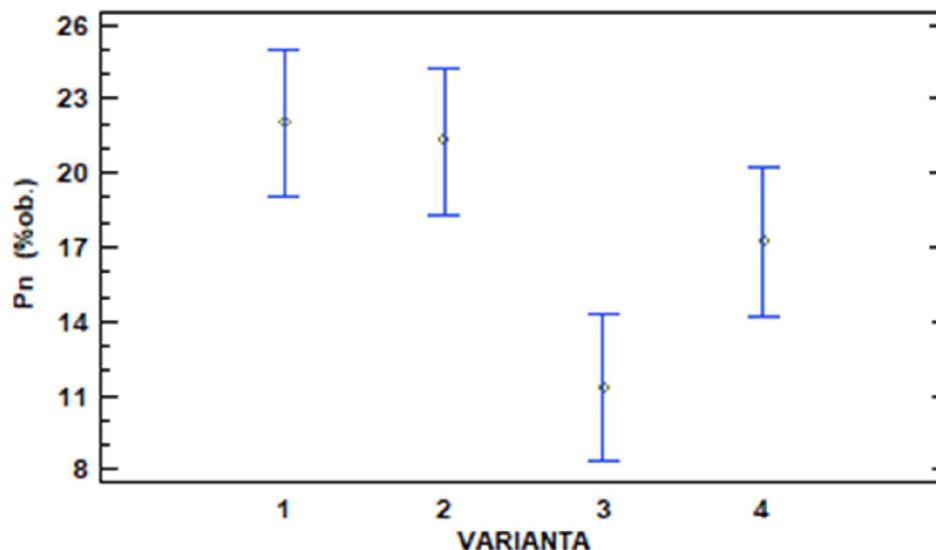
Zastoupení nekapilárních a kapilárních pórů je ovlivněno předsetřovou úpravou půdy. Vyšší zastoupení nekapilárních pórů bylo detekováno v půdě drobtovité a hrudovité. Naopak vyšší zastoupení kapilárních pórů bylo detekováno v půdě utužené. Půda se slámou neměla mezi póry kapilárními a nekapilárními žádnou významnou výchylku.

Hodnota P je 0,0142, jelikož je hodnota menší než 0,05, jedná se o statisticky významný rozdíl.



Graf 3 - Porovnání poměru kapilárních pórů (v %) v půdě se čtyřmi rozdílnými způsoby předúpravy. 1 – drobtovitá, 2 – hrudovitá, 3 – utužená, 4 – půda se slámou.

Hodnota P je 0,0119, hodnota je vyšší než 0,05, tudíž se jedná o statisticky významný rozdíl.



Graf 4 - Porovnání poměru nekapilárních pórů (v %) v půdě se čtyřmi rozdílnými způsoby předúpravy. 1 – drobovitá, 2 – hrudovitá, 3 – utužená, 4 – půda se slámou.

#### 5.4 Srovnání poločasu rozpadu v půdách s odlišnou předset'ovou úpravou půdy

Během analýzy byla zkoumána koncentrace pendimethalinu a jeho časy rozpadů (DT50 a DT90) v půdách s odlišnou předúpravou (drobovitá, hrudovitá, utužená a půda se slámou).

Nejpomalejší poločas rozpadu (DT50) probíhal v půdě utužené, a to 19,2 dní. 18,6 dní byl poločas rozpadu v půdě se slámou. V půdě hrudovité byl poločas rozpadu 17,5 dní. Nejrychleji probíhala degradace v půdě drobovité, a to 16,9 dní.

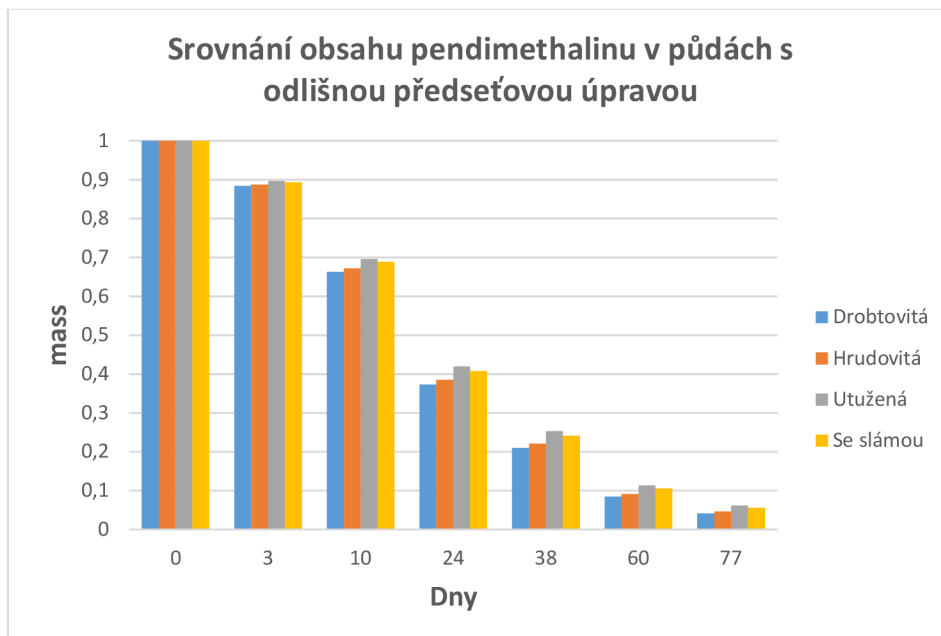
Hodnoty DT90 (doba rozpadu 90 % pendimethalinu) se v půdách pohybovaly od 56,1 do 63,7. Nejrychleji degradace probíhala v půdě drobovité 56,1 dní, dále v půdě hrudovité 57,98 dní. DT90 v půdě se slámou byla 61,7 dní. V půdě utužená degradace probíhala nejdéle 63,7 dní.

	Drobovitá	Hrudovitá	Utužená	Se slámou
<b>DT50</b>	16,88	17,46	19,16	18,56
<b>DT90</b>	56,07	57,98	63,65	61,65

Tabulka 7 - Časy rozpadů (DT50 a DT90) pendimethalinu v půdách s odlišnou předset'ovou úpravou (drobovitá, hrudovitá, utužená půda a půda se slámou).

## 5.5 Grafické srovnání obsahu pendimethalinu, v půdách s odlišnou předseťovou úpravou půdy, v čase

Největší množství pendimethalinu bylo detekováno v půdě utužené, a to platí pro všechny odběrové dny. Nejmenší koncentrace pendimethalinu byla detekována v půdě drobtovité, a to až do posledního odběrového dne, kdy se vyrovnaly koncentrace v půdě drobtovité a hrudovité. Poměr množství pendimethalinu mezi jednotlivými půdami se během času významně neměnil.



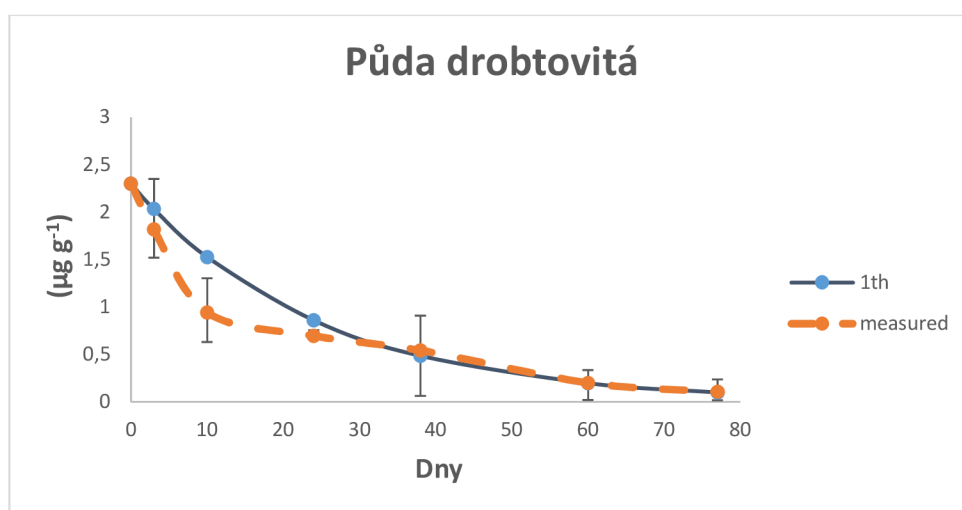
Graf 5 - Srovnání obsahu pendimethalinu v půdách s odlišnou předseťovou úpravou (drobtovitá, hrudovitá, utužená, se slámou) v závislosti na dnech odběrů. Měření probíhalo v hloubce 0-15 cm.



## 5.6 Grafické srovnání degradační rovnice I. řádu s naměřenými hodnotami v půdách s odlišnou předseťovou úpravou půdy

### 5.6.1 Drobtovitá půda

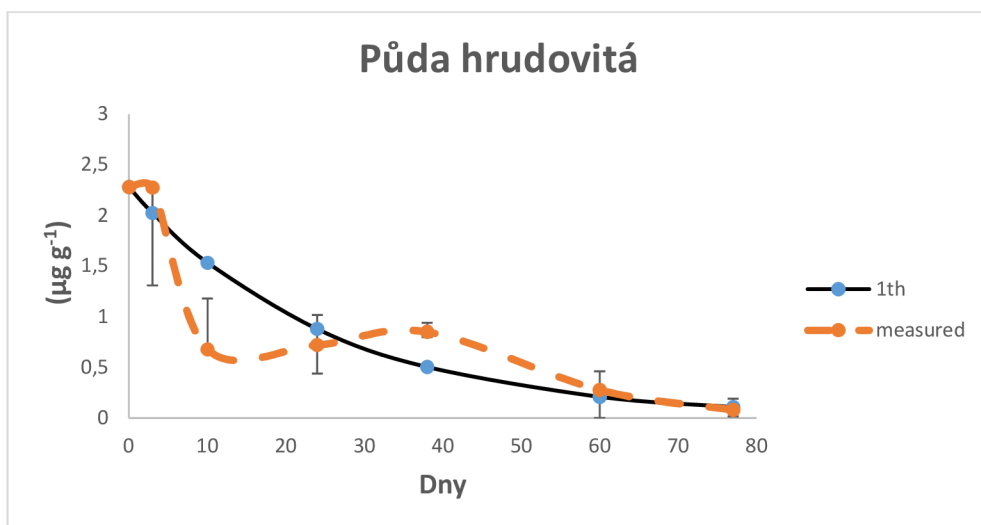
Graf 6 znázorňuje koncentrace pendimethalinu vypočítané podle degradační rovnice I. řádu a koncentrace detekované na kapalinovém chromatografu v drobtovité půdě. Měření probíhalo v hloubce 0-15 cm pod povrchem. V první fázi probíhala degradace rychleji, než popisuje degradace dle I. řádu. Od 40. dne byla křivka naměřené koncentrace pendimethalinu totožná s křivkou dle degradace I. řádu.



Graf 6 – Srovnání degradační křivky I. řádu a naměřených hodnot koncentrace pendimethalinu v půdě drobtovité, závislosti na dnech odběrů. Chybové úsečky označují maximální a minimální měřené hodnoty. Měření probíhalo v hloubce 0-15 cm.

### 5.6.2 Hrudovitá půda

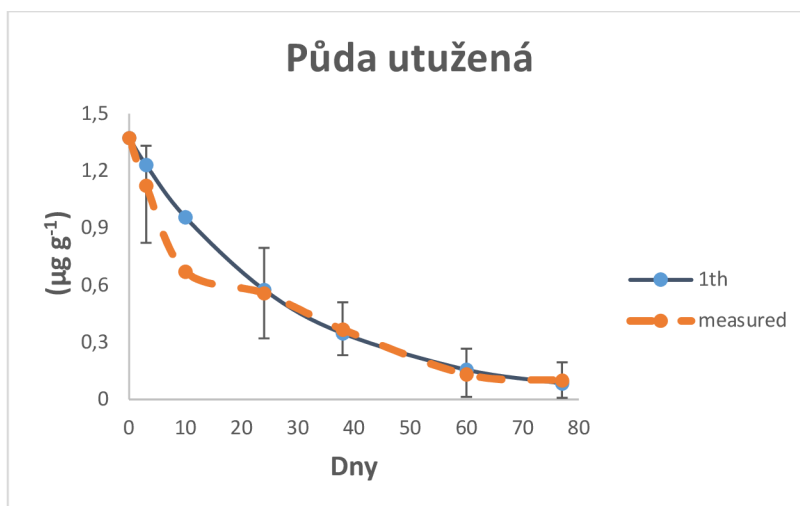
Graf 7 znázorňuje koncentrace pendimethalinu vypočítané podle degradační rovnice I. řádu a koncentrace detekované na kapalinovém chromatografu v hrudovité půdě. Měření probíhalo v hloubce 0-15 cm pod povrchem. Křivka s naměřenými hodnotami má velké výchylky v porovnání s degradační křivkou I. řádu. V počáteční fázi (0.-3. den odběru) byla degradace pomalejší, než popisuje degradace I. řádu. V další fázi (3.-10. den odběru) poté probíhala degradace rychleji, poté došlo opět ke zpomalení degradace (10. až 40. den odběru) ve srovnání s křivkou degradace I. řádu. Od 40. dne odběru probíhala degradace opět rychleji než degradační rovnice I. řádu.



Graf 7 – Srovnání degrační křivky I. řádu a naměřených hodnot koncentrace pendimethalinu v půdě hrudovité, závislosti na dnech odběrů. Chybové úsečky označují maximální a minimální měřené hodnoty. Měření probíhalo v hloubce 0-15 cm.

### 5.6.3 Utužená půda

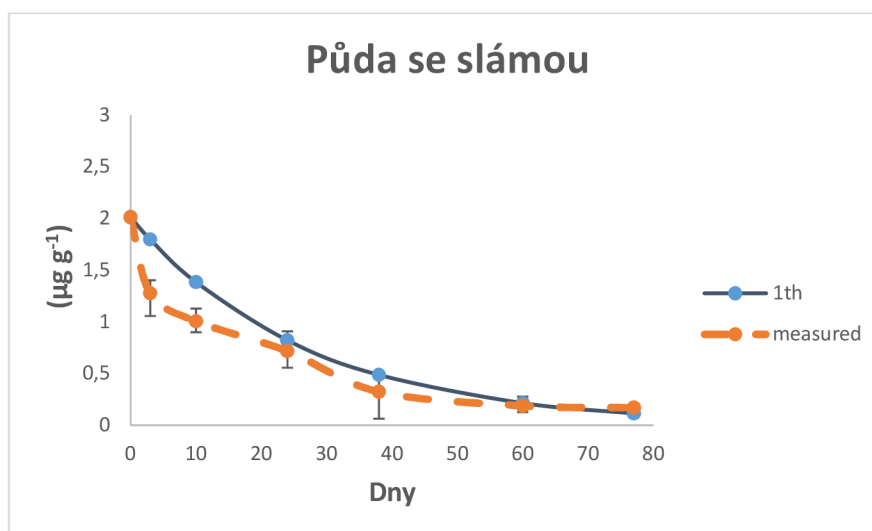
Graf 8 znázorňuje koncentrace pendimethalinu vypočítané podle degrační rovnice I. řádu a koncentrace detekované na kapalinovém chromatografu v utužené půdě. Měření probíhalo v hloubce 0-15 cm pod povrchem. Z grafu vyplývá, že v počáteční fázi probíhala degradace rychleji, než jak popisuje degrační křivku I. řádu. Zpomalení nastalo mezi 10. a 22. dnem. Od 22. dne byl průběh obou křivek totožný.



Graf 8 – Srovnání degrační křivky I. řádu a naměřených hodnot koncentrace pendimethalinu v půdě utužené, závislosti na dnech odběrů. Chybové úsečky označují maximální a minimální měřené hodnoty. Měření probíhalo v hloubce 0-15 cm.

#### 5.6.4 Půda se slámou

Graf 7 znázorňuje koncentrace pendimethalinu vypočítané podle degrační rovnice I. řádu a koncentrace detekované na kapalinovém chromatografu v půdě se slámou. Měření probíhalo v hloubce 0-15 cm pod povrchem. Z grafu je vidno, že degradace probíhala v první fázi měření rychleji, než jak popisuje degrační rovnice I. řádu. Poté se degradace pendimethalinu postupně zpomalila a opět zrychlila. Od 60. dne byl průběh křivek totožný.



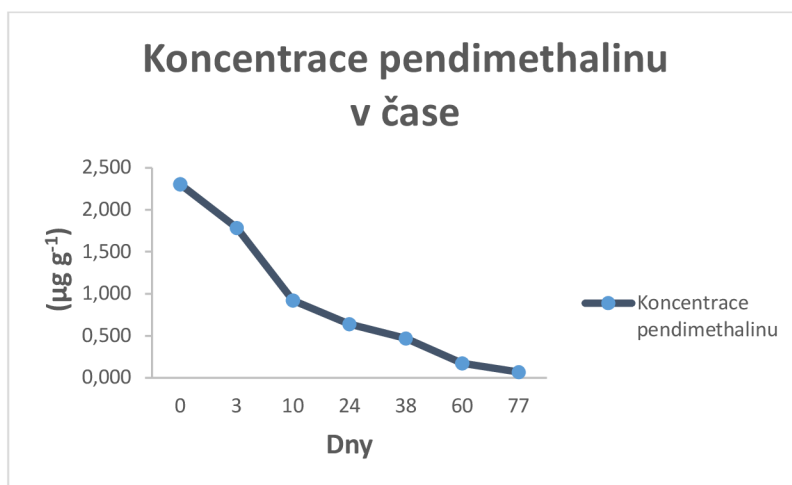
Graf 9 – Srovnání degrační křivky I. řádu a naměřených hodnot koncentrace pendimethalinu v půdě se slámou, závislosti na dnech odběrů. Chybové úsečky označují maximální a minimální měřené hodnoty. Měření probíhalo v hloubce 0-15 cm.

## 5.7 Grafické znázornění koncentrace pendimethalinu v čase v jednotlivých hloubkách

Níže uvedené grafy sledují koncentraci pendimethalinu v čase. Grafy jsou rozdělené dle hloubky odběru (0-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm). Pro všechny půdy kromě půdy hrudovité platí, že v hloubce 0-5 cm se koncentrace kontinuálně snižuje. V půdě hrudovité můžeme pozorovat mírné zvýšení koncentrace mezi 10. a 38. dnem. Odběr v nižších hloubkách (5-10 cm a 10-15 cm) je velmi různorodý. Hodnoty koncentrací se v čase zvyšují i snižují. Ke střídavému zvýšení i snížení koncentrace pendimethalinu došlo ve všech analyzovaných půdách.

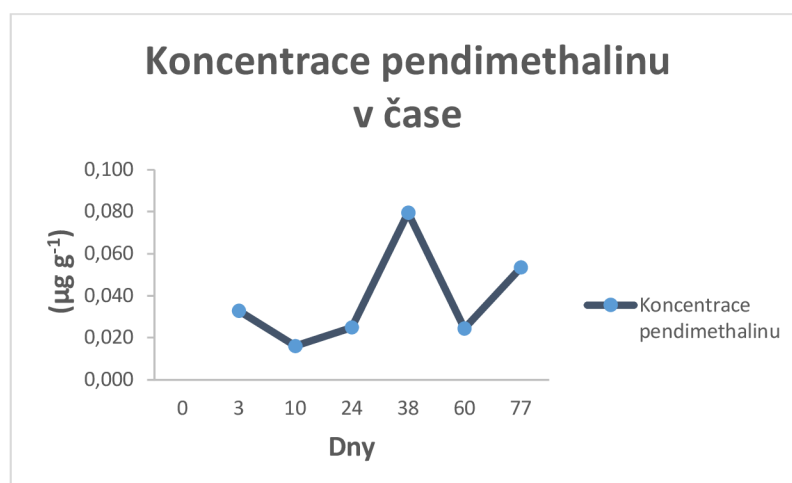
### 5.7.1 Půda drobtovitá

Grafické znázornění č. 10 je důkazem kontinuálního úbytku pendimethalinu ve svrchní vrstvě půdy. V půdním horizontu 0-5 cm pod povrchem. Výchozí koncentrace pendimethalinu byla  $2,35 \mu\text{g g}^{-1}$ .



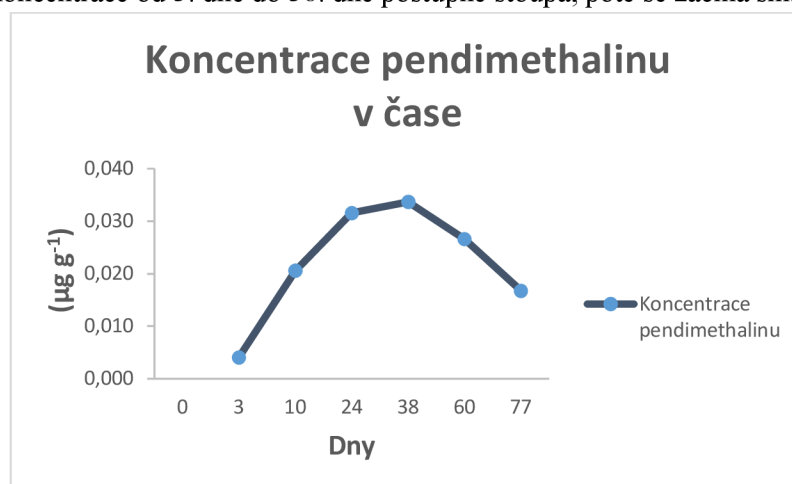
Graf 10 - Grafické znázornění koncentrace pendimethalinu v termínech odběrů. Měřeno v půdě drobtovité, v hloubce 0-5 cm.

Graf 11 zobrazuje naměřené koncentrace pendimethalinu v půdě drobtovité v hloubce 5-10 cm. Koncentrace měla nejvyšší hodnotu 38. den měření. Důvodem je postupné protékání pendimethalinu půdním profilem.



Graf 11 - Grafické znázornění koncentrace pendimethalinu v čase. Měřeno v půdě drobtovité, v hloubce 5-10 cm.

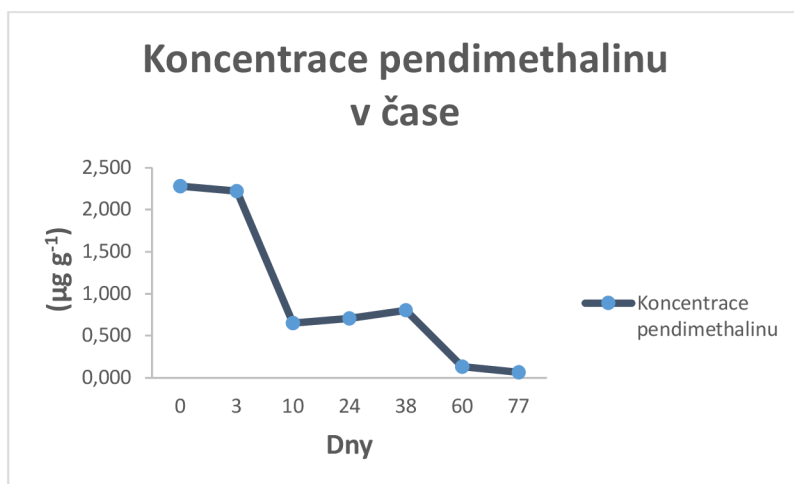
Graf 12 zobrazuje naměřené koncentrace pendimethalinu v půdě drobtovité v hloubce 10-15 cm. Koncentrace od 3. dne do 38. dne postupně stoupá, poté se začíná snižovat.



Graf 12 - Grafické znázornění koncentrace pendimethalinu v čase. Měřeno v půdě drobtovité, v hloubce 10-15 cm.

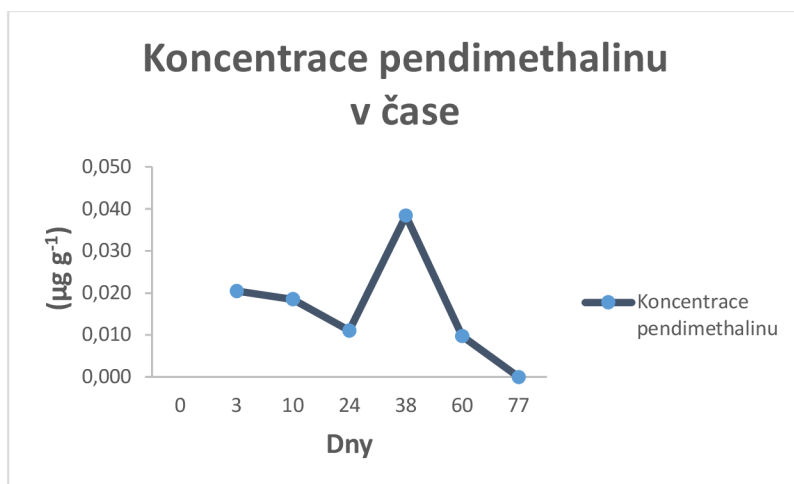
### 5.7.2 Půda hrudovitá

Graf 14 zobrazuje naměřené koncentrace pendimethalinu v půdě hrudovité v hloubce 0-5 cm. Koncentrace pendimethalinu postupně s časem klesá, má výjimku, kdy se koncentrace trochu zvýšila, bylo mezi 10. a 38. dnem.



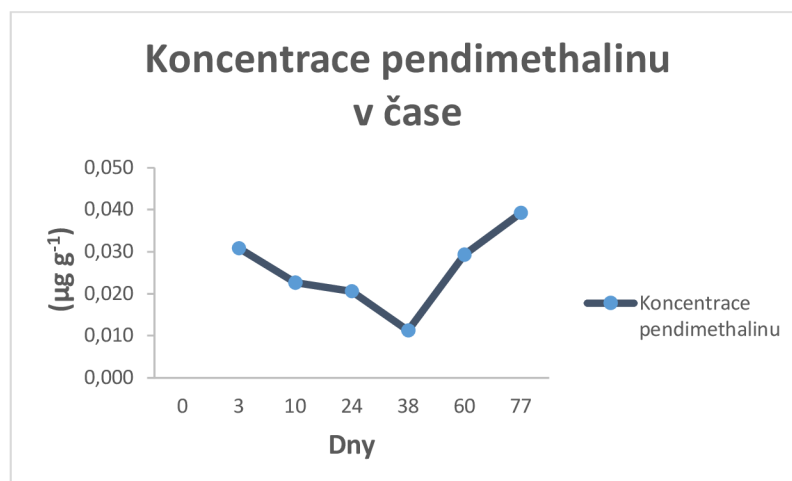
Graf 13 - Grafické znázornění koncentrace pendimethalinu v čase. Měřeno v půdě hrudovité, v hloubce 0-5 cm.

Graf 14 zobrazuje naměřené koncentrace pendimethalinu v půdě hrudovité v hloubce 5-10 cm. Koncentrace pendimethalinu klesala do 24. dne. Poté se koncentrace zvýšila v 38. dni a opět ubývala.



Graf 14 - Grafické znázornění koncentrace pendimethalinu v čase. Měřeno v půdě hrudovité, v hloubce 5-10 cm.

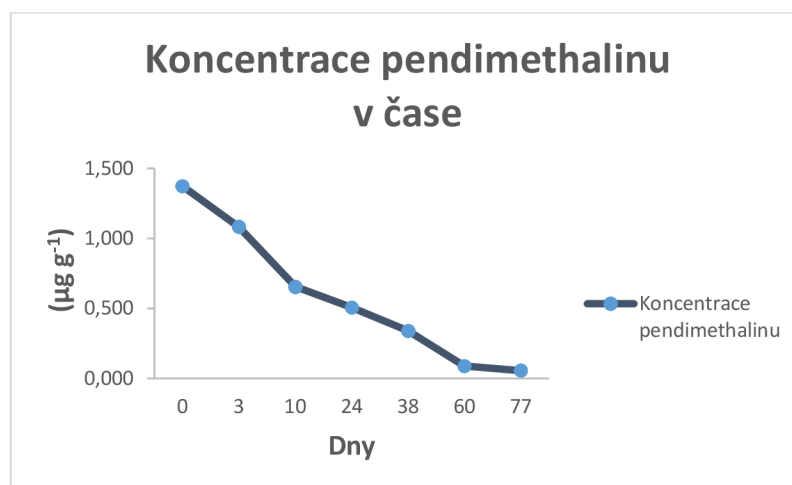
Graf 15 zobrazuje naměřené koncentrace pendimethalinu v půdě hrudovité v hloubce 10-15 cm. Koncentrace měla nejvyšší hodnotu 77. den měření a nejnižší 38. den. Důvodem je postupné protékání pendimethalinu půdním profilem.



Graf 15 - Grafické znázornění koncentrace pendimethalinu v čase. Měřeno v půdě hrudovité, v hloubce 10-15 cm.

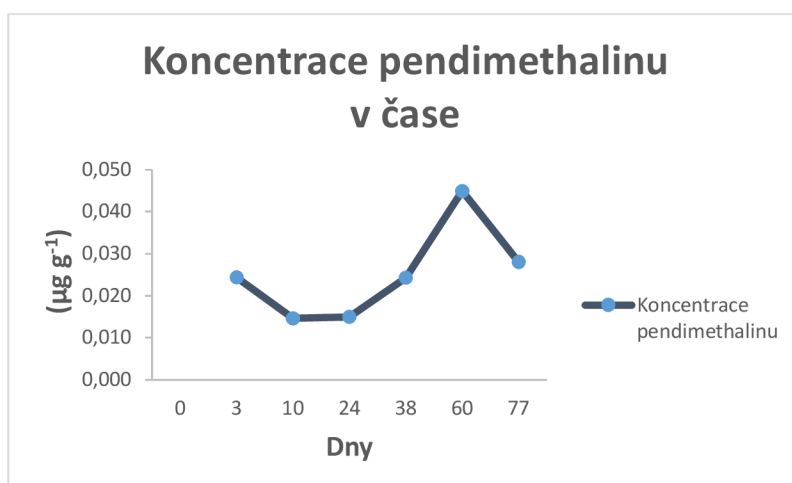
### 5.7.3 Půda utužená

Graf 16 zobrazuje naměřené koncentrace pendimethalinu v půdě utužené v hloubce 0-5 cm. Koncentrace pendimethalinu se kontinuálně snižuje v závislosti na čase.



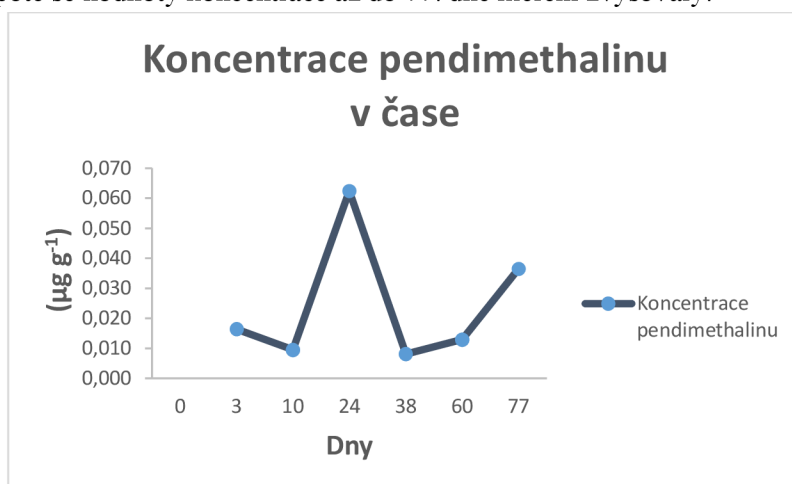
Graf 16 - Grafické znázornění koncentrace pendimethalinu v čase. Měřeno v půdě utužené, v hloubce 0-5 cm.

Graf 17 zobrazuje naměřené koncentrace pendimethalinu v půdě utužené v hloubce 5-10 cm. Koncentrace měla nejvyšší hodnotu 60. den měření.



Graf 17 - Grafické znázornění koncentrace pendimethalinu v čase. Měřeno v půdě utužené, v hloubce 5-10 cm.

Graf 18 zobrazuje naměřené koncentrace pendimethalinu v půdě utužené v hloubce 10-15 cm. Koncentrace měla nejvyšší hodnotu 24. den měření. 38. den měření byla koncentrace opět nižší a poté se hodnoty koncentrace až do 77. dne měření zvyšovaly.

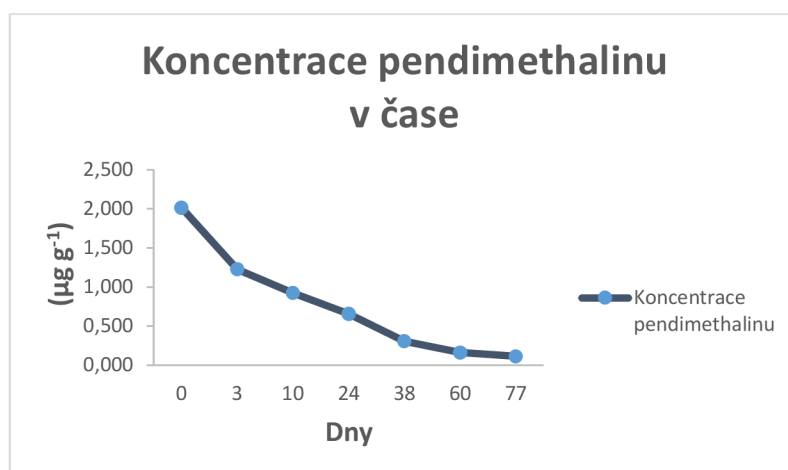


Graf 18 - Grafické znázornění koncentrace pendimethalinu v čase. Měřeno v půdě utužené, v hloubce 10-15 cm.

#### 5.7.4 Půda se slámou

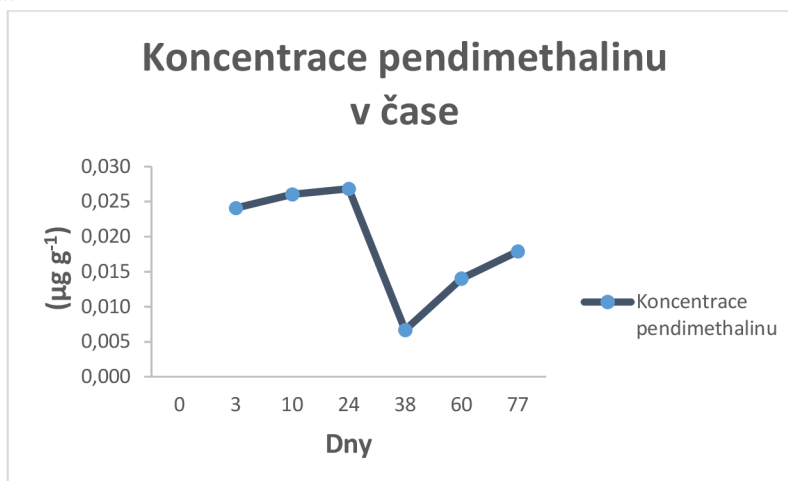
Graf 19 zobrazuje naměřené koncentrace pendimethalinu v půdě se slámou v hloubce 0-5 cm. Koncentrace se kontinuálně snižovala v závislosti na čase.





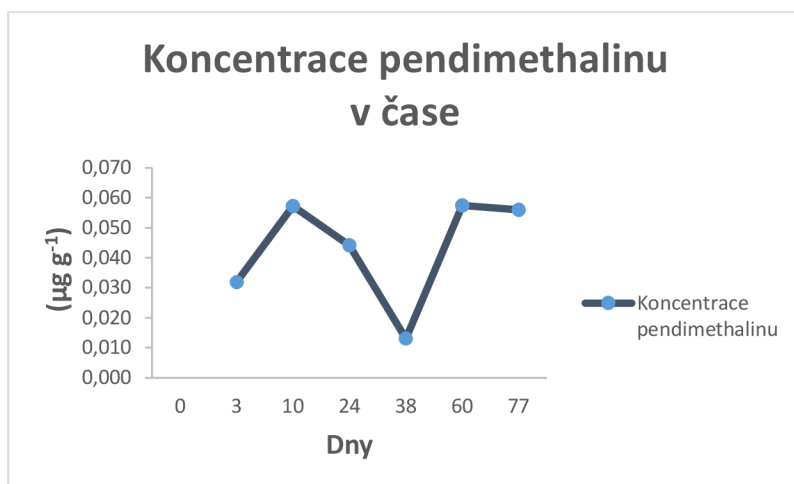
Graf 19 - Grafické znázornění koncentrace pendimethalinu v čase. Měřeno v půdě se slámou, v hloubce 0-5 cm.

Graf 20 zobrazuje naměřené koncentrace pendimethalinu v půdě se slámou v hloubce 5-10 cm. Koncentrace měla nejvyšší hodnotu 24. den měření. Poté výrazně klesla a od 38. dne opět stoupala.



Graf 20 - Grafické znázornění koncentrace pendimethalinu v čase. Měřeno v půdě se slámou, v hloubce 5-10 cm.

Graf 21 zobrazuje naměřené koncentrace pendimethalinu v půdě se slámou v hloubce 5-10 cm. Detekovaná koncentrace je velmi proměnlivá. Nejvyšší hodnoty byly detekovány 10. a 60. den měření. Mezi těmito měřeními byl významný pokles koncentrace 38. den.



Graf 21 - Grafické znázornění koncentrace pendimethalinu v čase. Měřeno v půdě se slámou, v hloubce 10-15 cm.

## 6 Diskuze

Vlastní pokus byl porovnáván s jinými výzkumnými projekty a jejich výsledky.

Poločasy rozpadu se v této analýze pohybovaly od 16,9 do 19,2 dní. Doba poločasu rozpadu byla závislá na předseťové úpravě půdy. Nejrychlejší doba degradace pendimethalinu byla prokázána v půdě drobtovité, a to 16,9 dní. Zároveň dle grafu č. 5 je vidět, že koncentrace pendimethalinu ubývala postupně a od začátku do konce experimentu byly právě v půdě drobtovité naměřeny nejnižší koncentrace ve srovnání s ostatními půdami. Druhý nejrychlejší proces degradace byl naměřen v půdě hrudovité. Poločas rozpadu DT50 byl 17,5 dní. V půdě se slámou byla naměřena hodnota DT50 18,6 dní. A nejdélší poločas rozpadu pendimethalinu byl v půdě utužené, a to 19,2 dní. Degradaci pendimethalinu se zabýval také Kočárek et al. (2018), který ve své studii stanovil hodnotu DT50 v rozsahu 43 až 44,6 dní. Jedná se tedy o více jak dvojnásobně delší dobu degradace, než která byla prokázána v tomto experimentu. Další, kdo se zabýval degradací pendimethalinu byl Jursík et al. (2016). Ten ve své studii zmiňuje dobu poločasu rozpadu DT50 v rozsahu 18 až 85 dní. Výrazný vliv na hodnotu DT50 mělo počasí. Jednalo se především o dešťové srážky. Díky nim byl urychlován proces degradace. Naopak v suchých půdách byl degradační proces velmi pomalý. Na základě výše zmíněných faktorů vznikl velký rozptyl v hodnotách DT50.

Hodnota DT90 vyjadřuje čas, který je potřebný k rozkladu 90 % účinné látky. DT90 může být mnohonásobně větší než DT50, jelikož je nutné rozložit celé množství účinné látky. Pendimethalin v půdě patří mezi velmi dlouho reziduální látky. Jeho reziduální koncentrace může způsobovat problémy na lodyhách rostlin. Při mechanickém poškození rostliny (např. při poryvu větru) je pendimethalin penetrován rostlinou a může na lodyze způsobit kalus (Jursík & Soukup, 2022).



Obrázek 18 - Kalus na lodyze slunečnice způsobený pendimethalinem, který byl penetrován rostlinou v důsledku mechanického poškození (Jursík & Soukup, 2022)

Hodnota DT90 se v tomto experimentu pohybovala v rozmezí 56,1 dní až 63,7 dní. Nejdélší doba rozpadu 90 % pendimethalinu byla detekována v půdě utužené, zatímco v půdě drobtovité byla degradace nejrychlejší.

Pro všechny půdy platí, že koncentrace pendimethalinu v jednotlivých hloubkách byly proměnné. V hloubce 0-5 cm byly koncentrace kontinuálně snižovány (výjimkou byla pouze půda hrudovitá, kde v měření mezi 10. a 38. dnem došlo k mírnému zvýšení koncentrace pendimethalinu), zatímco v nižších vrstvách (5-10 cm a 10-15 cm) byly patrné výchyly.

Střídaly se dny s vyššími a s nižšími naměřenými koncentracemi. Důvodem je pravděpodobně postupné protékání herbicidu půdním profilem. Dalším faktorem mohou být dešťové srážky a další podnebné vlivy.

Moldan a Braniš (2003) tvrdí, že struktura drobtovité půdy je velmi žádoucí, jelikož udržuje pesticid navázaný v agregátech a je tak menší pravděpodobnost, že se pesticid proplaví do spodních vod a kontaminuje tak široké okolí. Tvrzení potvrzuje i tento experiment, jelikož nejnižší měřená vrstva (hloubka 10-15 cm) v půdě drobtovité, má nejvyšší naměřenou koncentraci pendimethalinu  $0,034 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , v půdě hrudovité bylo detekováno v této vrstvě maximálně  $0,039 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , v půdě se slámou  $0,057 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  a v půdě utužené  $0,062 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ .

Hrudovitá půda díky svým agregátům zadržuje pesticidy dlouhou dobu v půdě, stejně jako půda drobtovitá. Je tedy velmi menší riziko proplavení do širokého okolí či proplavení do spodních vod (Moldan a Braniš, 2003).

Experiment prokázal, že největší objemová hmotnost byla detekována v půdě utužené. Utuženost půdy je celosvětovým problémem, v roce 2016 bylo zhuťněním ohroženo 33% zemědělské půdy v ČR. Plašilová (2019) tvrdí, že se jedná o významný problém, který je třeba řešit. To, že se jedná o významný problém prokázala také tato analýza, která dokázala, že degradace pesticidu pendimethalin probíhá v utužené půdě velmi pomalu ve srovnání s půdami drobtovými, hrudovitými a půdami se slámou.

Slámu pšeničnou lze použít v půdě ke zrychlení rozkladu hnojiv či ochranných postřiků (Šařec P, Šařec O, 2003). Tento proces platí v případě, že je sláma zapravena do půdy. V tomto experimentu byla sláma ponechána na povrchu půdy, nejspíše právě tato skutečnost byla důvodem, proč nebylo prokázáno uvedené tvrzení. Půda se slámou byla hodnocena jako druhá nejpomalejší v procesu degradace hned po půdě utužené. Ovšem co se týče dnů rozpadu, tak měla blíže k půdě drobtovité a hrudovité.

Objemová hmotnost je používána k vyjádření stupně nakypření či utužení. Hodnoty objemové hmotnosti v analyzované půdě se pohybovaly v rozmezí  $1,04$  až  $1,29 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ . Pro polní plodiny by se měla objemová hmotnost v ornici pohybovat kolem  $1,2 - 1,5 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$  (Kroulík M, Přidal P. 2001). Hypotéza potvrdila závislost předseťové úpravy půdy na objemové hmotnosti. Objemová hmotnost byla nejvyšší v půdě utužené, poté následovala půda s obsahem slámy a hrudovitá. Nejmenší objemovou hmotnost měla půda drobtovitá. Hodnoty objemové hmotnosti v půdě utužené se pohybovaly v rozmezí  $1,2 - 1,29 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ .

Obecně platí, že čím je vyšší hodnota objemové hmotnosti, tím je půda ulehlejší (Kroulík M, Přidal P. 2001). Toto tvrzení bylo prokázáno.

Dle hypotézy bylo tvrzeno, že zastoupení kapilárních a nekapilárních pórů v půdě, je závislé na předseťové úpravě. Výzkum tuto hypotézu potvrdil. Vyšší poměr nekapilárních pórů byl detekován v půdě drobtovité a hrudovité. Menší poměr nekapilárních pórů byl detekován v půdě utužené.

Hodnoty kapilárních pórů této analýzy se pohybují v rozmezí 18-25 %. Optimální hodnoty dle Kroulíka a Přidala (2001) se pohybují od 15 do 24 %.

Pórovitost má rozhodující vliv na úrodnost půdy, jelikož díky ní je umožňován průchod kořenů rostlin, transport vody, transport pesticidů, obsah vzduchu, pohyb mikroorganismů apod. V ornicích se hodnota pórovitosti obvykle pohybuje v rozmezí 40-60 %. V námi analyzované půdě se pórovitost pohybovala v rozmezí 51,5-61 %. Mezi vzorky byl prokázán rozdíl, tudíž byla prokázána hypotéza, že předseťové úpravy pórovitost ovlivní. Nejmenší hodnotu pórovitosti měla půda utužená. V tomto případě se pohybovala pórovitost mezi 51,5-55 %. Nejvyšší pórovitost byla prokázána v půdě drobtovité 57,5-61 %. Analýza potvrzuje fakt, že čím více je utužená půda, tím je pórovitost menší a tím méně dochází k transportu aktivních látek půdou (Kroulík M, Přidal P. 2001).

## 7 Závěr

Tato práce přispívá k povědomí o mobilitě a degradaci herbicidu Stomp Aqua, s účinnou látkou pendimethalin, v půdách s odlišnou předseťovou úpravou. Předseťové úpravy byly prováděny na stejné půdě ve stejné lokalitě a výsledkem byla půda drobtovitá, hrudovitá, utužená a půda se slámou.

Dále byly na počátku experimentu stanoveny hypotézy, které byly analýzou potvrzeny. První hypotézou bylo prokázání vlivu předseťové úpravy na objemovou hmotnost, celkovou pórovitost a zastoupení kapilárních a nekapilárních pórů. Analýzou a statistickým měřením byl vliv prokázán pro všechny 3 varianty (objemová hmotnost, celková pórovitost, zastoupení kapilárních a nekapilárních pórů).

Objemová hmotnost měla nejvyšší hodnotu v půdě utužené. Nejnižší objemová hmotnost byla detekována v půdě drobtovité.

Celková pórovitost byla nejvíce zastoupena v půdě drobtovité, kde se její hodnoty pohybovaly mezi 57 a 61 %. Nejmenší celková pórovitost pak byla detekována v půdě utužené a to 51 až 55 %. Celková pórovitost půdy se slámou a půdy hrudovité byla velmi podobná. Procentuální zastoupení pórů bylo v těchto půdách 56-59 %.

Vliv předseťové úpravy na poměr kapilárních a nekapilárních pórů byl také prokázán. Nejvyšší zastoupení nekapilárních pórů v objemových % byl detekován v půdě utužené a to 23-25 %. V půdách drobtovitých, hrudovitých a se slámou byly hodnoty podobné a pohybovaly se od 18 do 21,5 %.

Další hypotézou bylo, že pendimethalin bude rychleji degradovat v půdě s vyšším zastoupením nekapilárních pórů a nižší objemovou hmotností. Toto tvrzení bylo potvrzeno. Příkladem je srovnání drobtovité půdy s utuženou půdou.

Poslední hypotéza tvrdila, že pendimethalin bude více mobilní v půdě s vyšším poměrem nekapilárních pórů a nižší objemovou hmotností. Pro tento příklad je vhodné srovnat půdu drobtovitou, která má vyšší zastoupení nekapilárních pórů a nižší objemovou hmotnost ve srovnání s půdou utuženou, která má nižší zastoupení nekapilárních pórů a vyšší objemovou hmotnost. Součet koncentrací pendimethalinu, v hloubce 10-15 cm, v půdě drobtovité je  $0,13 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , zatímco v půdě utužené je  $0,15 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ . Zároveň nejvyšší naměřené koncentrace v této hloubce jsou v půdě drobtovité  $0,034 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  a v půdě utužené  $0,062 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ . Můžeme tedy tvrdit, že tato hypotéza potvrzena nebyla, protože větší koncentrace pendimethalinu byla mobilní (dostala se do nižších vrstev) v případě utužené půdy.

Obecně můžeme tvrdit, že vliv předseťové úpravy byl prokázán. Nejvyšší koncentrace pendimethalinu byly detekovány v utužené půdě. Zároveň v půdě utužené byl nejdelší poločas rozpadu, a to 19,2 dnů. DT50 v půdě se slámou byl 18,6 dní, v půdě hrudovité 17,5 dní a v půdě drobtovité 16,9 dní.

Hodnoty DT90 byly mnohonásobně vyšší a pohybovaly se v rozsahu 56 až 64 dní.

V hloubce 0-5 cm byl pokles koncentrace pendimetalinu plynulý (výjimkou byla pouze půda hrudovitá). V nižších vrstvách 5-10 cm a 10-15 cm byly koncentrace nezávislé na čase z důvodu průchodu látky půdním profilem.

Celkově lze z experimentu usoudit, že předseťové úpravy půdy mají významný vliv na degradaci i mobilitu pesticidu Stomp Aqua s aktivní látkou pendimethalin.

## 8 Literatura

- Aktar MW, Sengupta D, Chowdhury A. 2009. Impact of pesticides use in agriculture: their benefits and hazards. *Interdisciplinary Toxicology*. India. Available from: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2984095/>
- Alfonso LF, Germ.n G, del Carmen P, Hossein G. 2016. Adsorption of organophosphorus pesticides in tropical soils: The case of karst landscape of northwestern Yucatan. Yucatan.
- Alletto L, Coquet Y, Benoit P, Heddadj D, Barriuso E. 2009. Tillage management effects on pesticide fate in soils. *EDP Sciences*. Vannes Cedex, France. Available from: [www.agronomy-journal.org](http://www.agronomy-journal.org)
- Andr J, Kočárek M, Jurs.k M, Fendrych V, Tichý L. 2017. Effect of adjuvants on the dissipation, efficacy and selectivity of three different pre-emergent sunflower herbicides. *Czech University of Life Sciences*. Praha. Available from: [https://www.agriculturejournals.cz/publicFiles/365\\_2017-PSE.pdf](https://www.agriculturejournals.cz/publicFiles/365_2017-PSE.pdf)
- Appelo C.A.J, Postma D. 1996. *Geochemistry, groundwater and pollution*. Revised edition, A.A.Balkema. Rotterdam.
- ALS global. 2020. Stanovení pesticidů a jejich metabolitů v zeminách. Česká republika. Available from: [https://www.alsglobal.cz/zivotni-prostredi/aktuality/Stanoveni-pesticidu-a-jejich-metabolitu-v-zeminach\\_1271](https://www.alsglobal.cz/zivotni-prostredi/aktuality/Stanoveni-pesticidu-a-jejich-metabolitu-v-zeminach_1271)
- Bailey W, White J.L. 1964. Soil pesticide Relationships, adsorption and desorption of organic pesticides by soil colloids, with implications concerning pesticide bioactivity. *Journal of agricultural and food chemistry – agronomy department*, Purdue University. Lafayette.
- BASF. 2018. Informační leták Stomp Aqua. Available from: <https://www.agro.basf.cz/cs/Pripravky/Overview/herbicid/Stomp-Aqua.html>
- Costa A.G.F, Velini E.D, Negrisoni E, Carbonari C.A, Rossi C.V.S, Correa M.R, Silva F.M.L. 2007. Effect of wind intensity, pressure and nozzles on spray drift from preemergence herbicide applications. *Planta Daninha*.
- Cremlyn R. 1985. *Pesticidy*. SNTL – Nakladatelství technické literatury. Praha.
- Farmer W.J, Aochi Y. 1987. Chemical conversion of pesticides in the soil-water environment. *Fate of pesticides in the environment*. University of California. California.
- Google Maps. 2021. Lokace Suchdol u Prahy.
- Graham-Bryce I.J. 1981. *The behavior of pesticides in soil*. *Chemistry of Soil Processes*. John Wiley & Sons, New York.

- Hajšlová J, Tichý J, Kocourek V. 2005. Rezidua pesticidů v ovoci a zelenině, možnosti minimalizace, Vědecký výbor fytosanitární a životního prostředí. Praha.
- Harašta P, Peterka V, Talich P, Řehák V, Zapletal M. 2015. Správné a bezpečné používání přípravků na ochranu rostlin. Ministerstvo životního prostředí. Praha. Available from: [https://eagri.cz/public/web/file/440132/Spravne\\_a\\_bezpecne\\_pouzivani\\_pripravku\\_publikace\\_NAP\\_2015.pdf](https://eagri.cz/public/web/file/440132/Spravne_a_bezpecne_pouzivani_pripravku_publikace_NAP_2015.pdf)
- Helling, C. S., Kearney, P. C., & Alexander, M. 1971. Behavior of pesticides in soil. *Advances in Agronomy*.
- Houbraken M, Senaev D, Fevery D, Spanoghe P. 2015. Influence of adjuvants on the dissipation of fenpropimorph, pyrimethanil, chlorpyrifos and lindane on the soil/gas interface. Ghent University, Faculty of Bioscience Engineering, Belgie.
- Hurtle K, Walker A. 1980. Interactions between herbicides and the soil. European Weed Research Society. London.
- Jandák J. et al. 2003. Cvičení z půdoznalství. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně. Brno.
- Jenks B. M., Roeth F. W, Martin A. R, McCallister D. L. 1998. Influence of surface and subsurface soil properties on atrazine sorption and degradation. *Weed Science*.
- Jursík M, Kočárek M, Soukup J, Holec J, Hamouz P. 2011-A. Důležité aspekty herbicidní ochrany: Chování herbicidů v prostředí. Listy cukrovarnické a řepářské. Praha.
- Jursík M, Kováčová J, Kočárek M, Hamouzová K, Soukup J. 2016. Effect of a non-woven fabric covering on the residual activity of pendimethalin in lettuce and soil. *Pest Management Science*. Praha. Available from: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/ps.4421>
- Jursík M, Soukup J. 2022. Rezidua herbicidů v půdě a jejich vliv na následné plodiny. Česká zemědělská univerzita v Praze. Praha. Available from: <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/ochrana-rostlin-a-pestovani/plevele/rezidua-herbicidu-v-pude-a-jejich-vliv-na-nasledne-plodiny>
- Jursík M, Soukup J, Holec J, Andr J, Hamouzov. K. 2015. Efficacy and selectivity of preemergent sunflower herbicides under different soil moisture conditions. Faculty of Agrobilogy, Food and Natur Resources. Czech University of Life Sciences Prague. Prague.
- Kerle J, Jenkins J, Vogue P.A. 1994. Understanding pesticide persistence and mobility for groundwater and surface water protection. Oregon State University. Oregon. Available from: <https://pdfs.semanticscholar.org/1c95/218b5d19d162fa20d8c28cb7007a200bf95e.pdf>
- Kjær J, Ernsten V, Jacobsen O. H, Hansen N, Jonge L. W., Ol-sen P. 2011. Transport modes and pathways of the strongly sorbing pesticides glyphosate and pendimethalin through structured drained soils. *Chemosphere*, 84: 471–479. Denmark.



- Kočárek M. 2007. Modelování degradace pesticidů v půdě ( disertační práce). Česká zemědělská univerzita. Praha.
- Kočárek M, Kodešová R, Sharipov U, Jursík M. 2018. Effect of adjuvant on pendimethalin and dimethenamid-P behaviour in soil. J.Hazard. Mater. J. Praha.
- Kodešová R. 2005. Modelování v pedologii. Česká zemědělská univerzita. Praha.
- Kodešová R, Kočárek M, Kodeš V, Drábek O, Kozák J, Hejtmánková K. 2011. Pesticide adsorption in relation to soil properties and soil type distribution in regional scale, J. Hazard Mater. Praha.
- Kořínková P. 2011. Stanovení vybraných pesticidů a jejich metabolitů technikou LC/MS. Praha. Available from <https://is.cuni.cz/webapps/zzp/detail/100590/>
- Kozák J. 1996. Soil organic matter as factor influencing the fate of organic chemicals in the soil environment. Humanic substances in terrestrial ekosystém. The Netherlands.
- Kroulík M, Přidal P. 2001. Vliv heterogenity půdního prostředí na kvalitu zpracování. Profi Press. Česká republika. Available from: <https://uroda.cz/vliv-heterogenity-pudniho-prostredi-na-kvalitu-zpracovani/>
- Kudsk P. 2002. Optimising herbicide performance. Weed management Handbook. British Crop Protection Council by Blackwell Science. Scotland.
- Kutílek M. 1978. Vodohospodářská pedologie. Státní nakladatelství technické literatury. Praha.
- Linde CD. 1994. Physico-chemical properties and environmental fate of pesticides. US EPA. Sacramento. Available from <http://www.panna.org/sites/default/files/eh9403.pdf> (accessed October 2018).
- Liu W.P, Liu H.J, Zheng W, Lu J.H. 2001. Adsorption of chloroacetanilide herbicides on soil (I)—structural influence of chloroacetanilide herbicide for their adsorption on soils and its components, J. Environmental Sciences. China.
- Marathon-Agricultural and environmental consulting. 1992. Video cassettes – Fate of Pesticides in the Environment. Las Cruces.
- Moldan B, Braniš M. 2003. Degradace půdy a produkce potravin. Nakladatelství Portal. Česká republika. Available from: <https://nakladatelstvi.portal.cz/nakladatelstvi/aktuality/79835>
- Mostafalou S, Abdollahi M. 2017. Pesticides: and update of human exposure and toxicity. Archives of Toxicology. Německo.
- Novák P, Mašek J. 2018. Současné trendy zpracování půdy. Technická fakulta, Česká zemědělská univerzita. Praha. Available from: <https://www.agrojournal.cz/clanky/soucasne-trendy-zpracovani-pudy-327>

- Plašilová L. 2019. Půda čelí degradaci. Pomoci může precizní zemědělství. EURACTIV. Česká republika.  
Available from: <https://euractiv.cz/section/evropske-finance/news/puda-celi-degradaci-pomoci-muze-precizni-zemedelstvi/>
- Poláková Š, Kosubová P. 2021. Pesticidy a jejich nálezy v zemědělské půdě. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský. Available from <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/management-a-legislativa/management/pesticidy-a-jejich-nalezky-v-zemedelske-pude> (accessed 24.2.2021)
- Sevage K.E., Jordan T.N. 1980. Persistence of three dini-troaniline herbicides on the soil surface. Weed Science, 28: 105–110
- Silva V, Mol H.G.J, Zomer P, Tienstra M, Ritsema C.J, Geissen V. 2019. Pesticide residues in European agricultural soils – A hidden reality unfolded. RIKILT-Wageningen University. Holandsko. Available from: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718343420>
- Singh D.K. 2008. Biodegradation and remediation of pesticide in soil: concept, method and recent developments. Indian Journal of mikrobiology. India.
- Singh N, Kloeppe H, Klein W. 2001. Sorption behavior of metolachlor, isoproturon and terbutylazine in soils. J. Environmental Sciences Health. India.
- Stomp Aqua (BASF). Příbalový leták. Registrační číslo 5003-0. Available from [https://www.agro.basf.cz/Documents/bezpecnostni-listy/bl\\_stomp\\_aqua\\_1.pdf?1627892542648](https://www.agro.basf.cz/Documents/bezpecnostni-listy/bl_stomp_aqua_1.pdf?1627892542648)
- Šařec P, Šařec O. 2003. Různé způsoby zakládání porostů řepky ozimé ve střední Evropě. BIOM. Česká republika. Available from: <https://biom.cz/cz/odborne-clanky/ruzne-zpusoby-zakladani-porostu-repky-ozime-ve-stredni-evrope>
- Torstensson I. 2000. Degradation studies. Pesticide/soil interaction. Institut National de la Recherche Agronomique. Francie.
- Vlček V, Pohanka M. 2011. Environmentální aspekty užití organofosforových a karbamátových pesticidů schválených k užití v České republice. Chemické listy. Česká republika. Available from: [http://www.chemicke-listy.cz/docs/full/2011\\_12\\_908-912.pdf](http://www.chemicke-listy.cz/docs/full/2011_12_908-912.pdf)
- Walker A. 1987. Evaluation of a simulation model for herbicide movement and persistence in soil. Weed Research.
- Walker A., Bond W. 1977. Resistance of the herbicide AC 92,553, N-1-(ethylpropyl)-2,6-dinitro-3,4-xylidine in soils. Pesticide Science.
- Weber J.B, McKinnon E.J, Swain L.R. 2003. Sorption and mobility of C-14-labeled imazaquin and metolachlor in four soils as influenced by soil properties, J. Agric. Food Chem.

- Yin Y, Allen H. E, Huang C. P, Sanders P. F. 1997. Adsorption/Desorption isotherms of Hg (II) by soil. Soil Science. Florida.
- Youdeowei A. 1983. Pest and Vector Management in the Tropics, Longman, London and New York.
- Zacharia JT. 2011. Identity, physical and chemical properties of pesticides. Pesticides in the modern world – trends in pesticides analysis. University of Dar es Salaam, Dar es Salaam University College of Education. Tanzania.  
Available from [http://cdn.intechopen.com/pdfs/20983/InTech-Identity\\_physical\\_and\\_chemical\\_properties\\_of\\_pesticides.pdf](http://cdn.intechopen.com/pdfs/20983/InTech-Identity_physical_and_chemical_properties_of_pesticides.pdf) (accessed October 2011)
- Zenkerová R. 2019. Vliv adjuvantů na degradaci pesticidů v půdě. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.
- Zimdahl R.L, Catizone P, Butcher A.C. 2017. Degradation of Pendimethalin in Soil. Cambridge University. Cambridge. Available from: <https://www.cambridge.org/core/journals/weed-science/article/abs/degradation-of-pendimethalin-in-soil/3B24CF2E2CCA6560A9401FDC47A491FA>