

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Demonstrační a experimentální pracoviště



**Česká zemědělská
univerzita v Praze**

Chování herbicidů v prostředí

Bakalářská práce

Autor práce: Silvie Römerová

Obor studia: Veřejná správa v zemědělství a krajině

Vedoucí práce: doc. Ing. Miroslav Jursík, Ph.D.

© 2021 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Chování herbicidů v prostředí" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské 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 bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 2. 5. 2021

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala vedoucímu bakalářské práce doc. Ing. Miroslavu Jursíkovi, Ph.D. za odborné vedení a pomoc při jejím vypracování a všem pedagogickým pracovníkům, kteří se po dobu mých studií na České zemědělské univerzitě v Praze podíleli na mém vzdělání.

Dále bych chtěla poděkovat celé své rodině, přátelům a blízkým za podporu během studií i při zpracování této práce.

Chování herbicidů v prostředí

Souhrn

Herbicidní přípravky, jakožto přípravky na ochranu rostlin, slouží k regulaci plevelů nebo invazních rostlin. Tyto skupiny rostlin způsobují každoroční výnosové a kvalitativní ztráty pěstovaných zemědělských plodin. Kromě zemědělských plodin mohou být herbicidní přípravky aplikovány na trávníky nebo okrasné rostliny.

Herbicidní látky jsou rozdělovány do skupin podle různých kritérií a hledisek. Pro správnou volbu herbicidního přípravku, je potřeba znát vzájemné vztahy mezi herbicidem, rostlinou a prostředím, v němž působí. Herbicidy jsou ovlivňovány řadou vnějších faktorů, které mají významný vliv na účinnost, selektivitu herbicidů, ale také na jejich další osud v životním prostředí.

Významný vliv na chování herbicidů v prostředí mají jejich fyzikální a chemické vlastnosti. I přesto, že herbicidy zajistily výrazný pokrok v ochraně před nežádoucími pleveli, jejich používání představuje značná rizika spojení se všemi složkami životního prostředí.

V posledních letech je velmi pečlivě monitorována kvalita vodních zdrojů. Herbicidní látky jsou považovány za znečišťující látky, které bývají často detekovány ve vodním prostředí.

Ke znečištění vodních zdrojů herbicidy dochází nejčastěji krátce po jejich aplikaci na půdu a vydatných srážkách, které způsobí erozi půdy nebo proplaví herbicid do podzemních vod.

Z takovýchto důvodů jsou podle platné legislativy stanovovány ochranná pásma, ochranné vzdálenosti či úplný zákaz používání herbicidních přípravků v blízké vzdálenosti od vodních zdrojů. Tyto předpisy i doporučení je třeba dodržovat a respektovat z důvodu ochrany necílových organismů především: savců, ptáků, vodních organismů, půdních členovců ale i lidské populace.

Rezidua herbicidů (účinné látky a jejich metabolity) jsou přítomné v rostlinách, rostlinných produktech, ale i v živočišných produktech. Tyto látky mohou mít významný vliv na lidské zdraví, proto je důležité provádět kontroly, při kterých dojde k zachycení kontaminovaných potravin.

Z důvodů nevyhovujících požadavků, které mohou mít dopad na všechny složky životního prostředí jsou v posledních letech v ČR i EU snižovány aplikační dávky mnoha herbicidních látek a mnoho z nich je zcela zakazováno.

Klíčová slova: herbicidy, ochranná pásma vodních zdrojů, regulace plevelů, vodní zdroje, metabolity herbicidů

Behaviour of herbicides in environment

Summary

Herbicides are used to control of weeds or invasive plants. These groups of plants impact annual crop yields and cause qualitative losses of crops. In addition, herbicides may be applied to lawns or ornamental plants.

Herbicides are grouped according to different criteria and viewpoints. To make the right choice of herbicide for specific situation, it is necessary to know the interactions among the herbicide, the plant and the environment. Herbicides efficiency, selectivity and behaviour in environment are influenced by many external factors.

The physical and chemical characteristics of herbicides have significant effect on the behavior of herbicides in the environment. Although herbicides have made significant progress in weed management, their use poses significant risks to all environmental components.

The quality of water resources has been closely monitored in recent years. Active ingredients of herbicides are considered as pollutants that are often detected in the aquatic environments.

Pollution of the aquatic resources by the herbicides occurs most often shortly after application on the soil and after heavy rainfalls which cause soil erosion or vertical transport in soil of herbicide into the groundwater.

Therefore, in accordance with the legislation in force, protection zones, protection distances or a total restriction of the use of herbicides close to water sources are established. These regulations and recommendations should be respected and in compliance with protection of other non-target organisms, in particular: mammals, birds, water organisms, soil arthropods.

Herbicide residues (active ingredients and their metabolites) are present in plants, plant products, as well as in animal products. These substances may have a significant effect on human health and it is therefore important to carry out controls to detect contaminated foods.

Due to non-compliant requirements, which can affect all environmental components, the application rates of many herbicides have been reduced in recent years in the Czech Republic and the European Union and many of them are completely restricted.

Keywords: herbicides, water resource protection zones, weed control, water sources, herbicide metabolites in the environment

Obsah

| | |
|---|----|
| 1 Úvod..... | 1 |
| 2 Cíl práce..... | 2 |
| 3 Literární rešerše | 3 |
| 3.1 Pesticidy..... | 3 |
| 3.2 Herbicidy | 3 |
| 3.2.1 Historie vývoje herbicidů..... | 4 |
| 3.2.2 Rozdělení herbicidů | 4 |
| 3.2.2.1 Podle mechanismu působení (účinku): | 5 |
| 3.2.2.1.1 Syntetické auxiny (růstové herbicidy) | 5 |
| 3.2.2.1.2 Inhibitory fotosyntézy | 6 |
| 3.2.2.1.3 Inhibitory syntézy aminokyseliny | 6 |
| 3.2.2.1.4 Inhibitory biosyntézy karotenoidů | 6 |
| 3.2.2.1.5 Inhibitory syntézy lipidů | 7 |
| 3.2.2.2 Podle doby aplikace:..... | 7 |
| 3.2.2.3 Dle selektivity:..... | 8 |
| 3.2.2.3.1 Selektivní herbicidy | 8 |
| 3.2.2.3.2 Neselektivní herbicidy | 8 |
| 3.2.2.4 Dle způsobu příjmu a translokace v rostlině:..... | 8 |
| 3.2.2.4.1 Kontaktní listové herbicidy..... | 8 |
| 3.2.2.4.2 Systémově působící listové herbicidy..... | 8 |
| 3.2.2.4.3 Systémově působící kořenové herbicidy | 9 |
| 3.2.3 Faktory ovlivňující účinnost herbicidů | 9 |
| 3.2.3.1 Teplota vzduchu..... | 9 |
| 3.2.3.2 Vlhkost vzduchu | 10 |
| 3.2.3.3 Vlhkost půdy..... | 10 |
| 3.2.3.4 Proudění a rychlost vzduchu | 10 |
| 3.2.3.5 Dešťové srážky | 11 |
| 3.2.3.6 Půdní druh..... | 11 |

| | |
|--|----|
| 3.2.3.7 Intenzita světla | 12 |
| 3.2.3.8 Zpracování půdy | 12 |
| 3.2.3.9 Růstová fáze plevelů a hustota porostu..... | 13 |
| 3.2.3.10 Aplikační technika | 13 |
| 3.2.4 Formulační typy herbicidů | 14 |
| 3.2.4.1 Pevné formulace | 14 |
| 3.2.4.2 Kapalné formulace | 15 |
| 3.2.5 Adjuvanty..... | 15 |
| 3.2.6 Osud a chování herbicidů v životním prostředí | 16 |
| 3.2.7 Pohybové (transformační) a degradační procesy herbicidů v půdním prostředí | 17 |
| 3.2.7.1 Chemické a fyzikální parametry ovlivňující osud herbicidů v půdě | 18 |
| 3.2.7.1.1 Rozpustnost..... | 18 |
| 3.2.7.1.2 Perzistence | 19 |
| 3.2.7.1.3 Volatilizace | 20 |
| 3.2.7.1.4 Sorpce na půdu..... | 20 |
| 3.2.7.1.5 Adsorpce | 21 |
| 3.2.7.2 Degradační procesy herbicidů v půdním prostředí | 22 |
| 3.2.7.2.1 Mikrobiologická degradace | 23 |
| 3.2.7.2.2 Chemická degradace | 24 |
| 3.2.7.2.3 Fotochemická degradace..... | 24 |
| 3.2.7.3 Faktory ovlivňující rychlost biodegradace | 24 |
| 3.2.7.3.1 Půdní vlastnosti..... | 25 |
| 3.2.7.3.2 Povětrnostní vlivy | 25 |
| 3.2.7.3.3 Herbicidní vlastnosti | 25 |
| 3.2.8 Osud herbicidů ve vodním prostředí..... | 26 |
| 3.2.9 Hlavní zdroje znečištění vod..... | 27 |
| 3.2.9.1 Omezení nežádoucího úletu postřiku..... | 28 |
| 3.2.9.2 Omezení povrchového odtoku | 30 |
| 3.2.10 Ochrana vody | 31 |
| 3.2.11 Ochranná pásma vodních zdrojů..... | 31 |
| 3.2.11.1 Ochranná pásma I. stupně | 32 |

| | |
|---|----|
| 3.2.11.2 Ochranná pásma II. stupně..... | 32 |
| 3.2.12 Ochranné vzdálenosti..... | 33 |
| 3.2.13 Ochrana necílových organismů | 33 |
| 3.2.14 Rezidua herbicidních látek v zemědělských produktech | 35 |
| 3.2.15 Restrikce herbicidní ochrany | 36 |
| 4 Závěr | 38 |
| 5 Literatura..... | 39 |

1 Úvod

Téma chování pesticidů v prostředí je v posledních letech velmi aktuální, což u některých pěstitelů vede k většímu zájmu o ekologičtější způsoby hospodaření.

Bakalářská práce se zaměřuje výhradně na chování herbicidů v půdě a ve vodách, protože právě herbicidní látky spolu se svými metabolity patří mezi nejčastěji nalézané polutanty ze skupiny pesticidů (ÚKZÚZ 2018). Herbicidní látky slouží k ochraně nežádoucích rostlin, a to hlavně proti nežádoucím plevelům. Právě tato skupina rostlin způsobuje každoročně velmi významné výnosové a kvalitativní ztráty (Pavela 2017).

K zamezení růstu nežádoucích rostlin musíme volit takové herbicidní látky, aby byla účinnost co nejvyšší. Při výběru herbicidů je potřeba důkladně zvážit několik hledisek. Mezi nejdůležitější hlediska patří: poměr mezi příjmem účinné látky kořeny a listy, mechanismus působení, správná volba termínu aplikace a délka reziduálního působení (Harašta a kol., 2015).

Velmi důležité je také zohledňovat řadu faktorů, které značně ovlivňují pohyb herbicidů ve všech složkách životního prostředí. Znalosti mezi jednotlivými složkami jsou velmi důležité pro volbu správného herbicidního přípravku (Kudsk a Kristensen, 1992).

Herbicidní metody regulace plevelů jsou velmi efektivní, nicméně je s nimi spojena celá řada problémů a rizik, které mohou mít značný dopad na všechny složky životního prostředí. Právě při nevhodném výběru herbicidů může docházet k pomalé degradaci v prostředí.

Často herbicidní přípravky znečišťují vodní zdroje, což představuje veliký problém pro vodárenské společnosti. V extrémních případech se může voda stát nepoužitelnou (Wright a Welbourn, 2002).

Znečišťování vody pesticidy je v posledních letech považováno za jeden z nejzásadnějších vodohospodářských a environmentálních problémů. Kromě ochrany vodního prostředí je potřeba chránit také necílové organismy, které mohou být neúmyslně zasaženy herbicidními látkami nebo jejich metabolity (Popl a Fähnrich, 1999).

2 Cíl práce

Bakalářská práce je zpracována na téma „Chování herbicidů v prostředí“. Cílem bakalářské práce je podrobný popis chování herbicidů v půdním a vodním prostředí. Literární rešerše se zaměřuje na popis herbicidních látek, na rozdělení herbicidů podle různých kritérií a faktory, které ovlivňují účinnost herbicidů. Dále se práce zaměřuje na osud a negativní vliv herbicidních látek na všechny složky životního prostředí. V neposlední řadě se práce zabývá ochranou vodních zdrojů, ale i ochranou necílových organismů.

3 Literární rešerše

3.1 Pesticidy

Podle definice Food and Agricultural Organisation (FAO) můžeme jako pesticidy označit všechny chemické sloučeniny nebo jejich směsi určené především pro prevenci, potlačení, ničení, odpuzení nebo regulaci škodlivých organismů. Mezi ty řadíme mikroorganismy, rostliny, živočichy a houby, které způsobují poškození pěstovaných plodin a působí škody během výroby, transportu, skladování a distribuce potravin, krmiv a dalších zemědělských komodit (Hajšlová a kol., 2005).

Pesticidy můžeme rozdělit podle různých kritérií. Nejčastěji se dělí podle škodlivých organismů, na které působí, tedy na zoocidy, fungicidy a herbicidy.

Přípravky proti živočišným škůdcům se nazývají zoocidy, které se dále rozdělují na skupiny podle účinnosti na konkrétní třídu škodlivých organismů. Jsou to například: insekticidy (přípravky využívány k usmrcení hmyzu), rodenticidy (látky sloužící k boji proti hlodavcům), nematocidy (prostředky k hubení kroužkovitých červů), akaricidy (přípravky sloužící proti roztočům), moluskocidy (prostředky určené k likvidaci měkkýšů), ovicidy (látky ničící vajíčka škůdců) a piscicidy (přípravky určené k hubení ryb) (Zbirovský a Myška, 1957).

Druhou základní skupinou pesticidů jsou fungicidy, což jsou přípravky, které slouží k ochraně proti houbovým chorobám. Herbicidy jsou chemické látky regulující nežádoucí rostliny. Herbicidy lze ještě dále dělit na: algicidy (přípravky určené k regulaci řas) a arborocidy (prostředky určené k regulaci keřů a stromů), či graminicidy (regulace trav).

Podle chemické struktury můžeme dále pesticidy dělit do skupin na organofosfátové, organochlorové, pyrethroidní a karbamátové pesticidy (Mičková a kol., 2004). Mezi pesticidy zahrnujeme také regulátory růstu, inhibitory klíčení a desikanty, které nepůsobí proti škodlivým organismům, ale pomáhají plodině lépe odolávat nepříznivým povětrnostním podmínkám či urychlují a sjednocují dozrávání. Používání pesticidních látek vede k výrazné intenzifikaci zemědělské produkce (zvýšení výnosu a jeho kvality) a omezení ztrát produktů během sklizně a skladování (Hajšlová a kol., 2005).

3.2 Herbicidy

Herbicidy jsou chemické látky, které díky svojí biologické aktivitě zasahují fyziologické pochody rostlin, čímž dochází k jejich poškození a následnému odumření (Jursík a kol., 2018). Herbicidy se distribuují v pevné nebo kapalné podobě (formulaci), a při použití se často míchají s dalšími látkami jako např. s vodou, adjuvanty nebo s ostatními nosiči o různých koncentracích (Cobb a Reade, 2010).

Herbicidy se nejčastěji využívají v zemědělství, kde zbavují hospodářské plodiny nežádoucích rostlin (plevelů). Velké uplatnění však nachází také při údržbě komunikací a nezemědělské půdy. Dále se používají k odplevelování okrasných a sportovních trávníků a dalších okrasných ploch. Herbicidy můžeme rozdělit podle několika kritérií do několika kategorií nebo skupin. Každý

herbicide je složen z účinné látky (může jich obsahovat i několik) a látek pomocných (Streibig 2003).

Použití herbicidů bývá méně nákladné než ostatní prostředky regulace plevelů. I přes tyto výhody sebou nesou určité nevýhody a rizika (Jursík a kol., 2018). Při nesprávném či nevhodném použití mohou herbicidy způsobovat poškození pěstované plodiny. Rezidua těchto látek v půdě mohou poškozovat následné plodiny. Velkým problémem všech pesticidů může být zásah do životního prostředí, a to především na necílové organismy, které v něm žijí. Herbicidní látky nebo meziproducty jejich rozkladu mohou přetrvávat v půdním prostředí, odkud mohou být transportovány do povrchových či podpovrchových vod. Značný problém může nastat v případě, že jejich zbytky (rezidua) kontaminují potraviny (Jursík a kol., 2018). Některé pesticidy mohou mít negativní vliv na obsluhu postříkovačů a dalších osob, které jsou v blízkém a častém kontaktu s těmito látkami. Na tuto problematiku, která je spojená se vznikem reziduí, se dopodrobna budu zaměřovat v závěru mé práce.

3.2.1 Historie vývoje herbicidů

Historie anorganických (snáze degradovatelných herbicidů) začala koncem 19. st. Vznikla zavedením dusíkatého vápna jako hnojiva, u kterého byly později zjištěny herbicidní účinky. Dalším velkým posunem v ochraně rostlin bylo zavedení dinitrofenolů, které se od roku 1892 používaly jako insekticidy. Závažným problémem však bylo jejich silně toxické působení na všechny živé organismy, se kterými se dostaly do kontaktu. Tyto herbicidy se spolu s dalšími deriváty krezolu používaly k pěstování obilnin a kukuřice až do 50. let minulého století (Jursík a kol., 2018).

Na začátku 40. let 20. století otevřelo nové možnosti pro selektivní regulaci dvouděložných plevelů objevení herbicidního účinku syntetických auxinů (2,4-D nebo MCPA). Důležitý význam při vývoji těchto herbicidů sehrála 2. světová válka, neboť tyto látky byly tajně vyvíjeny a použity jako chemické zbraně. Šlo o první selektivní a velmi účinné herbicidy, které se používají doposud. Koncem 40. let 20. století byly objeveny první herbicidy využitelné proti trávovitým plevelům. V současné době se už ale tyto látky nepoužívají (Jursík a kol., 2018).

Významným přelomem v ochraně rostlin bylo v 50. letech 20. století objevení herbicidních účinků triazinů, kdy postupem času byly vyvinuty další selektivní i neselektivní triazinové herbicidy. Mezi nejdůležitější triazinové herbicidy patřil atrazin, terbutryn a terbuthylazin. Ve světě jsou dodnes tyto herbicidy používány, ale v Evropě je jejich použití postupně omezováno, z důvodu dopadu na životní prostředí a značné perzistence (Jursík a kol., 2018).

3.2.2 Rozdělení herbicidů

Herbicidy rozlišujeme podle různých hledisek: podle doby aplikace, selektivity, reziduálního působení, způsobu příjmu a transportu v rostlině, místa a mechanismu působení (účinku), atd. Znalost biochemických pochodů je velmi podstatná z hlediska selekce odolných druhů a rezistence v plevelných společenstvech při dlouhodobějším využívání přípravků se stejným mechanismem účinku (Mikulka a Kneifelová, 2004).

Do skupiny organických herbicidů spadá mnoho chemických skupin jako např.: fenoxykyseliny, chlorované mastné kyseliny, fenolové herbicidy, heterocyklické sloučeniny, substituované močoviny, karbamidany a thiolkarbamidany, dipyridyly, nebo ostatní herbicidy.

Do skupiny fenoxykyselin patří zejména deriváty kyseliny fenoxyoctové, fenoxypropionové či benzoové.

Atrazin, prometryn či propazin jsou herbicidní látky, které charakterizují skupinu heterocyklických sloučenin, které obsahují heterocyklický dusík a jsou to především triazinové a triazolové deriváty. Mezi zástupce dipyridylů zařazujeme paraquat a diquat. Další významné herbicidní látky lze charakterizovat jako anilidy, nitrily, amidy nebo jako samostatnou skupinu, kterou tvoří např. organofosforový herbicid glyfosát (Nikonorow a kol., 1983).

V současnosti se využívají klasifikace WSSA (Weed Science Society of America) a HRAC (Herbicide-Resistance Action Committee). Tyto klasifikace člení mechanismy účinku do 22 skupin, ze kterých je převážná část používaných přípravků u nás rozdělena do následujících skupin:

3.2.2.1 Podle mechanismu působení (účinku):

Herbicidy působí na rostliny převážně tím, že narušují a nabourávají některé velmi důležité fyziologické procesy, které jsou nepostradatelné pro normální růst a vývoj rostlin. Jedná se zejména o inhibici buď jednoho nebo více enzymů, které katalyzují některé z reakcí při biosyntéze organických sloučenin. Mezi ty zpravidla řadíme: lipidy, aminokyseliny nebo karotenoidy (Jursík a kol., 2010).

Aby bylo dosaženo očekávané účinnosti herbicidu, je potřeba splnit následující podmínky:

- Zasažení cílové rostliny herbicidní látkou
- Dostatečný příjem účinné látky
- Transport v rostlině na místo účinku
- Perzistence a akumulace herbicidu, v místě účinku

3.2.2.1.1 Syntetické auxiny (růstové herbicidy)

Tato velmi početná skupina herbicidů působí v rostlině obdobně jako auxiny. Auxiny regulují celou řadu procesů, a to především růst, dělení a diferenciaci rostlinných pletiv. Auxiny také významně působí při biosyntéze bílkovin. Růstové herbicidy tedy rozkolísají fytohormonální rovnováhu v rostlině, což způsobí nevratné změny v metabolismu a růstu. Podle chemické povahy je můžeme členit na: fenoxykyseliny, deriváty kyseliny benzoové, chinolin-karboxylové a pyridin-karboxylové (Jursík a kol., 2011).

Většina růstových herbicidů je přijímaná listy (u některých rostlin i kořeny) a je dále rozváděna (především floémem) do pletiv s vysokou růstovou aktivitou, což může způsobit následné, velmi výrazné, systemické působení a vynikající dlouhodobou účinnost na citlivější vytrvalé plevelné rostliny. Pro vyšší účinnost, je potřeba dosáhnout vyšších teplot při aplikaci v období intenzivního růstu plevelu, což je nejlépe v období plného otevření vegetace na jaře (Mikulka a Kneifelová, 2004).

Hlavními příznaky při poškození růstovými herbicidy jsou růstové a reprodukční anomálie, které se nejčastěji projevují na nově vytvořených orgánech (podzemních i nadzemních). Herbicidy, které patří do této skupiny, slouží především k regulaci dvouděložných plevelů. Nejčastěji se využívají v pěstování obilnin, kukuřice nebo v péči o porosty trav. Mezi nejznámější růstové herbicidy patří MCPA, MCPP, 2,4-D, dicamba nebo haloxyfop (Jursík a kol., 2018).

3.2.2.1.2 Inhibitory fotosyntézy

Veškeré herbicidy, které inhibují fotosyntézu působí na primární procesy, které probíhají na lipoproteinových tylakoidních membránách chloroplastů, kde jsou lokalizovány dva druhy reakčních center: fotosystém I a fotosystém II (Jursík a kol., 2018). Reakční centra poutají sluneční energii především prostřednictvím chlorofylu a excitované elektrony, pak putují přes systém přenašečů. Inhibitory fotosyntézy narušují transportní pochody a syntézu pigmentů. Dále může být narušena fotosyntéza, a to hlavně fotosystém II. Do skupiny můžeme zahrnout: triazinové herbicidy (cyanazin nebo atrazine), substituované močoviny (chlortoluron či metobromuron) nebo také fenyl-karbamáty (phenmedipham). Fotosystém I narušuje především transport elektronů (Jursík a kol., 2018).

3.2.2.1.3 Inhibitory syntézy aminokyselin

Biosyntéza aminokyselin zaujímá velmi významné místo v metabolismu rostlin. Je úzce spojována s dalšími metabolickými pochody, jako např.: s fotosyntézou, fotorespirací nebo asimilací amoniaku. Biosyntetické pochody probíhají za světla v chloroplastech, a proto se zde nacházejí cílové enzymy pro tyto herbicidní skupiny (Jursík a kol., 2018).

Účinky této skupiny se projevují blokací syntézy esenciálních aminokyselin, které jsou nezbytně nutné pro stavbu rostlinného těla. Za další účinky můžeme považovat zastavení růstu nebo pozvolný úhyn. Nejdůležitějším zdrojem dusíku pro rostliny jsou nitráty, které jsou po příjmu kořenem v cytoplazmě redukovány na nitrity. Mezi nejvýznamnější cílové enzymy z hlediska herbicidního účinku řadíme: GS (glutamin syntáza), EPSPS (enolpyruvylšikimát-3 fosfát syntáza) a ALS (acetolaktát syntéza) (Jursík a kol., 2018).

3.2.2.1.4 Inhibitory biosyntézy karotenoidů

Tato skupina inhibitorů narušuje tvorbu rostlinných barviv, a to zejména tvorbu chlorofylu. Hlavní účinek se projevuje ztrátou barvy, a tím dochází k postupnému vybělení listů. Pomalu může docházet až k postupnému odumírání celé rostliny. Do této skupiny nejčastěji zařazujeme tyto účinné látky: diflufenican, isoxaflutol nebo clomazone (Mikulka a Kneifelová, 2004).

3.2.2.1.5 Inhibitory syntézy lipidů

Základními stavebními složkami buněčných membrán, kutikuly a korkové vrstvy jsou lipidy neboli tuky. Lipidy se podílejí na regulaci enzymatické aktivity a jsou především podstatnými zásobními látkami buněk. Tylakoidní membrány mají schopnost přenášet protony a elektrony, přičemž tato schopnost je dána přítomností kyseliny linolenové a palmitové (Jursík a kol., 2018).

3.2.2.2 Podle doby aplikace:

- **Aplikace před založením porostu**

a) Aplikace před setím/výsadbou se zapravením do půdy

Tento způsob aplikace je relativně málo rozšířený, z důvodu technické a technologické náročnosti. Používá se u herbicidů, které jsou snadno rozkládány slunečním zářením a mají vysokou těkavost nebo omezenou pohyblivost v půdě (Jursík a kol., 2018).

b) Aplikace před setím bez zapravení do půdy

Obvykle se využívají pro tento způsob aplikace neselektivní listové herbicidy. Nejčastěji se takto reguluje pýr plazivý a výdrol předplodiny, které se vyskytují v době před založením porostu (Jursík a kol., 2018).

- **Preemergentní**

Aplikaci provádíme v období po zasetí plodiny, ještě před jejím vzejitím. Preemergentní herbicidy jsou přijímány převážně kořeny rostlin. Většina herbicidů účinkuje na plevely pouze při klíčení a vzcházení. Velmi důležitá je větší dávka vody, aby došlo k vytvoření rovnoměrného herbicidního filmu na povrchu půdy. Nejčastěji využíváme tento aplikační termín pro ochranu: řepky ozimé, kukuřice nebo slunečnice (Jursík a kol., 2018).

- **Postemergentní**

Herbicidy, které aplikujeme po vzejití plodiny, nazýváme postemergentní. Tento aplikační termín je využíván nejčastěji. Postemergentně se aplikují herbicidní látky, které jsou přijímány převážně listy. V některých případech jsou však přijímány kořeny i listy zároveň (Jursík a kol., 2018).

Velkou výhodou u postemergentních-listových herbicidů je krátká perzistence v půdě, a z tohoto důvodu mají tak menší negativní důsledky na životní prostředí. V porovnání s půdními herbicidy je nevýhodou, že se plodina musí vyrovnat s konkurencí vzešlých nežádoucích rostlin,

což může být za sucha zásadní. Nejčastěji využíváme postemergentní herbicidy: v obilninách, cukrové řepě a kukuřici (Jursík a kol., 2018).

3.2.2.3 Dle selektivity:

3.2.2.3.1 Selektivní herbicidy

Jedná se o herbicidy, kterými je možné selektivně regulovat určité druhy nežádoucích rostlin (plevelé nebo jejich biologické skupiny), aniž by došlo k poškození plodiny (Mikulka a Kneifelová, 2004).

3.2.2.3.2 Neselektivní herbicidy

Neselektivní herbicidy slouží k likvidaci veškeré vegetace. Využívají se např.: k regulaci plevelných rostlin v mezíporostním období, udržení černého úhoru v ovocných výsadbách nebo desikaci porostů před sklizní. Nejpoužívanějším neselektivním herbicidem v ČR je v současné době glyfosát (Fučík a kol., 2017).

3.2.2.4 Dle způsobu příjmu a translokace v rostlině:

Pro správný účinek herbicidu, je důležité, aby byl přijat cílovou rostlinou a dále transportován na místo působení. Herbicid může být přijat kořenem, hypokotylem nebo listy. Někdy však může docházet ke kombinaci všech zmíněných způsobů (Jursík a kol., 2018). Pohyb herbicidních látek v rostlině může být apoplastickou, symplastickou nebo apoplasticko-symplastickou cestou (Mikulka a kol., 2005).

3.2.2.4.1 Kontaktní listové herbicidy

Kontaktní herbicidy poškozují pouze tu část rostliny, která byla herbicidem zasažena. Účinná látka tak není dále rozváděna po těle rostliny a tím poškozují pouze mladé plevelé. Kontaktní herbicidy se nejčastěji používají v období, kdy plevelné rostliny vytvoří pouze 2-6 pravých listů a plodiny netvoří tak hustý zápoj, aby plevelé zakrývaly (Mikulka a Kneifelová, 2004).

3.2.2.4.2 Systémově působící listové herbicidy

Tyto herbicidy pronikají do rostliny, kde jsou rozváděny do dalších jejích částí. Translokace může probíhat floémem (z listu do podzemních částí rostliny) nebo xylémem (z kořenů do nadzemní části). Zástupci systémově působících herbicidů mohou poškodit i vytrvalé plevelné rostliny. Rostliny, které jsou zasaženy mají porušenou látkovou výměnu, a tím zpomalují růst nadzemních i podzemních částí rostliny a postupně tak zanikají a hynou (Mikulka a Kneifelová, 2004).

3.2.2.4.3 Systémově působící kořenové herbicidy

U herbicidních látek, které jsou přijímané kořeny probíhá jejich transport převážně xylémem, který postupuje ve směru transpiračního proudu. Kořenový příjem probíhá prostřednictvím kořenového vlášení. Příjem herbicidu probíhá obvykle na základě koncentračního spádu mezi koncentrací herbicidní látky v půdním roztoku a mezi koncentrací v rostlině. Kořen rostliny není chráněn kutikulou, ale později dochází k vytvoření korkové vrstvičky, která zabraňuje propustnosti povrchových vrstev (Jursík a kol., 2018).

Casparyho proužky, které tvoří souvislý pruh v buněčných stěnách endodermis jsou další překážkou, která omezuje příjem herbicidu.

3.2.3 Faktory ovlivňující účinnost herbicidů

Na herbicidy, jakožto chemické látky, působí řada faktorů. Účinnost herbicidních látek je ovlivněna především podmínkami prostředí a to před, při ale i po aplikaci herbicidu. Prostedí nám značně ovlivňuje nejen růst, ale i fyziologický stav rostlin (Kudsk a Kristensen, 1992).

Znalost vzájemných souvislostí mezi účinností herbicidních látek a vnějšími podmínkami je podstatná především při volbě správného herbicidu, jeho dávky nebo při rozhodování o použití adjuvantu. Mezi nejdůležitější faktory ovlivňující účinnost herbicidů řadíme tyto: teplota a vlhkost vzduchu, vlhkost půdy, rychlost větru, dešťové srážky, půdní vlastnosti, intenzita světla, nebo aplikační technika (Jursík a kol., 2018).

3.2.3.1 Teplota vzduchu

Teplota vzduchu, která souvisí s intenzitou slunečního záření ovlivňuje především intenzitu fotosyntézy, ale také translokaci a příjem herbicidu. Při rostoucí teplotě dochází ve většině případů k vzrůstajícímu příjmu herbicidu rostlinou, jelikož se současně může zvyšovat těkavost a výpar. (Jursík a Soukup, 2015).

Pomalejší účinky u většiny herbicidů bývají obvykle při nižších teplotách. U některých herbicidních skupin to však není na škodu, jelikož při vyšších teplotách mohou plevelné rostliny regenerovat z adventivních pupenů (Jursík a Soukup, 2021).

Požadavky na minimální teplotu se však mohou velmi lišit, a to mezi herbicidními skupinami i mezi jednotlivými účinnými látkami z chemické skupiny. Při časném jarním ošetření ozimých obilnin je potřeba respektovat požadavky na minimální teplotu, aby byla vhodně vybrána herbicidní látka (Jursík a Soukup, 2015).

Při teplotách nad 30 °C dochází u většiny plevelných rostlin ke snižování jejich fyziologické aktivity. V tomto důsledku dochází ke snížení celkové účinnosti herbicidních látek. Velmi vysoké teploty tak mohou způsobit rostlině stres, v jehož důsledku může docházet k poklesu fyziologické aktivity. U některých systémově působících herbicidů může dojít až ke snížení účinnosti (Jursík a kol., 2018).

K projevům fytoxicity může také dojít v případě, že je ošetření plodiny prováděno při velmi nízkých teplotách. Nejčastěji k projevům fytoxicity dochází u graminicidů (skupina ALS

inhibitorů), protože při vyšších dávkách dochází k poškození porostu pšenice nebo kukuřice (Jursík a Soukup, 2015). Z tohoto důvodu je velmi důležité dodržovat a respektovat vlastnosti jednotlivých herbicidních skupin (Mikulka a Kneifelová, 2004).

3.2.3.2 Vlhkost vzduchu

Relativní vlhkost vzduchu ovlivňuje zejména příjem herbicidu rostlinou. S narůstající vzdušnou vlhkostí dochází obvykle ke zvýšenému příjmu herbicidu (Jursík a kol., 2011). Vyšší vzdušná vlhkost působí pozitivně především tím, že dochází ke snižování koncentrace herbicidu v buňkách a na povrchu listu rostliny (Jursík a Soukup, 2015).

S rostoucí vzdušnou vlhkostí dochází ke zvyšování příjmu hydrofilně formulovaných herbicidů. Zvýšený příjem hydrofilních herbicidů při vyšší vzdušné vlhkosti lze definovat tím, že hydrofilní póry na kutikule nabobtnávají, a s narůstající vlhkostí tak dochází ke zvyšování propustnosti (Jursík a kol., 2011).

3.2.3.3 Vlhkost půdy

Nejvýznamnějším faktorem, který ovlivňuje chování herbicidu v prostředí je vlhkost půdy. Vlhkost půdy je také značně ovlivněna: teplotou vzduchu, intenzitou slunečního záření, půdními vlastnostmi, ale i větrem. Čím vyšší je vlhkost půdy, tím vyšší účinnosti u herbicidů přijímaných kořeny lze dosáhnout (Jursík a Soukup, 2015).

Nepřímý, ale zároveň velmi podstatný vliv, má vlhkost půdy na účinnost herbicidů, které jsou přijímány listy rostlin. U rostlin, které rostou v sušších podmínkách se vytvářejí menší listy, které však mají silnější kutikulu a daleko silnější voskovou vrstvičku na jejich povrchu (Jursík a kol., 2018).

3.2.3.4 Proudění a rychlost vzduchu

Proudění vzduchu značně urychluje zasychání herbicidního filmu na povrchu listu rostliny, což výrazně omezuje jeho příjem. Při nižší vzdušné vlhkosti dochází k daleko výraznějšímu vysychání postřikových kapének (Jursík a Soukup, 2015).

Velkým problémem při silném větru jsou únosy postřikové jíchy, při kterých dochází k nerovnoměrné aplikaci herbicidu. Ošetřování porostů v takovýchto povětrnostních podmínkách může vést k poškození sousedních porostů (Mikulka a Kneifelová, 2004). V konečném důsledku je také snižován účinek herbicidu (Jursík a kol., 2018).

Nejvhodnější doba pro aplikaci herbicidů je v ranních a podvečerních hodinách, kdy je rychlost větru obvykle nižší. V této době jsou navíc příznivé i další povětrnostní podmínky (vyšší vlhkost vzduchu nebo nižší intenzita slunečního záření) pro příjem herbicidu (eAgri 2020). Silný vítr, který přetrvává po dobu několika hodin nebo dokonce dní, může negativně ovlivnit selektivitu některých herbicidů. To platí především u citlivějších plodin jako je např.: cukrová řepa, luskoviny nebo některé druhy zeleniny. Částičky půdy, které jsou unášeny větrem mohou poškozovat povrch

listů, a to především v raných růstových fázích plodiny. Rostliny jsou tak daleko citlivější k herbicidnímu ošetření, protože porost není dostatečně zapojený (Jursík a Soukup, 2015).

Výrazný vliv na snižování účinnosti půdních herbicidů má zejména suchý a silný vítr. Při provedení ošetření na suchý povrch půdy, dochází tak ke zvýšenému výparu herbicidních látek z půdy. Není tak vhodné či vůbec možné provádět ošetření porostů za rizikových povětrnostních podmínek. Za takovýchto podmínek může docházet ke vzniku větrné eroze, ale i k přesunu půdních částic, ke kterým je herbicid poután. V takovém to důsledku může dojít k lokálnímu předávkování, které se nejčastěji projeví fyto toxicitou (Jursík a Soukup, 2015).

Pokud je to však nezbytně nutné a aplikace nemůže být odložena, lze při vyšší rychlosti větru využít speciální postřikovače s usměrněným postřikem tzv. twin systém (Mikulka a Kneifelová, 2004).

3.2.3.5 Dešťové srážky

Vydatnější dešťové srážky jsou schopné smýt herbicid z povrchu listu, a to i několik hodin po aplikaci herbicidů. V takovém to případě dochází výraznému snižování účinnosti herbicidu (Jursík a kol., 2018). Délka bezesrážkového období, která je nezbytná pro dostatečný příjem herbicidu, je dána především: citlivostí herbicidu ke smyvu, formulačním typem herbicidu, intenzitou srážek, velikostí dešťových kapek či použitým adjuvancem (Jursík a Soukup, 2015).

U slabších srážek (do 0,5 mm) nedochází ke smytí herbicidního filmu z listů. Právě slabé srážky mají pozitivní vliv převážně tím, že redistribuují herbicid na celé ploše listů, a to i na místa, kam se herbicidy dostávají zcela obtížně. Při srážkách totiž bývají velmi vhodné povětrnostní podmínky pro příjem herbicidu (Jursík a kol., 2018).

U srážek, které jsou větší než 0,5 mm se začne projevovat jejich negativní vliv, a to hlavně tím, že s narůstající intenzitou srážek dochází ke snížení účinnosti herbicidu. To platí zpravidla u srážkového úhrnu v rozpětí 3-5 mm (Jursík a Soukup, 2015).

U preemergentního způsobu aplikace dešťové srážky naopak napomáhají k rozptýlení herbicidů v povrchové vrstvě půdy.

Dále může být účinnost herbicidu ovlivňována také rosou, a to zejména při aplikaci. Kapky rosy mohou odrážet kapénky postřikové jíchy pryč z listu rostliny. Po jejich dopadu na vlhký list může docházet k odtoku, který se projevuje při vyšších dávkách postřikové jíchy (Jursík a Soukup, 2015). Někdy může nastat i taková situace, že dojde ke zvýšení účinnosti herbicidu, a to v důsledku vyššího příjmu. Při rose je kutikula listů značně hydratovaná, a proto herbicid zůstává v roztoku po delší dobu, až je plošně redistribuován (Jursík a Soukup, 2015).

3.2.3.6 Půdní druh

Významný vliv na účinnost herbicidu mají půdní vlastnosti: zrnitostní složení, mikrobiální aktivitu nebo obsah organické hmoty. Půdní herbicidy na lehčích půdách vykazují daleko vyšší účinnost, jelikož obvykle mají daleko lepší vláhové podmínky (vyšší polohy). Herbicidy, které nejsou v půdě dostatečně sorbovány, přetrvávají v půdním roztoku, odkud jsou dále přijímány kořeny (Jursík a Soukup, 2015).

Na půdách s malou sorpční kapacitou se herbicidy snadno pohybují v půdním profilu a mohou tak způsobovat vyplavení do podzemních vod. Projevem je zvýšená fytotoxicita vůči ostatním plodinám, a proto je potřeba aplikovat nižší dávku herbicidů (Mikulka a Kneifelová, 2004). Oproti tomu na jílovitých půdách s vysokou sorpční kapacitou se herbicidy vážou daleko silněji (Kazda a kol., 2010).

Pokud nehrozí riziko proplavování, můžeme zvolit aplikační dávku v horním rozpětí povolené dávky. Pokud máme půdy s vysokým obsahem humusových látek, dochází k poutání značného množství účinných látek (Mikulka a Kneifelová, 2004).

3.2.3.7 Intenzita světla

Světelná intenzita významně ovlivňuje účinky herbicidních látek především těch, které působí na fotosyntézu. Světelné záření je totiž u mnoha herbicidů základní podmínkou pro jejich aktivitu (Jursík a Soukup 2015). Intenzita světla je nejčastěji spojována s teplotou vzduchu, která doprovází právě sluneční záření (Mikulka a Kneifelová, 2004).

Dále také intenzita světla výrazně ovlivňuje růst rostlin (Kudsk a Kristensen, 1992). Kromě ovlivnění růstu, také působí na vývoj kutikuly na povrchu listu rostliny. Pokud je sluneční záření silné, rostliny reagují daleko intenzivněji tím, že vytvářejí bariéry na povrchu listů, které slouží k jejich ochraně. Ovšem tyto bariéry jsou značnou překážkou v příjmu herbicidní látky (Jursík a Soukup, 2015).

Při vysoké intenzitě slunečního záření dochází ke projevům fytotoxicity na kulturních rostlinách (Mikulka a Kneifelová, 2004). Sluneční záření, a to především UV složka, je schopné výrazným způsobem rozkládat molekuly mnoha herbicidů (Jursík a Soukup, 2015).

Herbicidy, které ovlivňují fotosyntézu, za tmy nezpůsobují žádné poškození rostlin, jelikož za tmy fotosyntéza neprobíhá (Kazda a kol., 2010). Účinek takových herbicidů tak může být při silně zataženém počasí snížen (Mikulka a Kneifelová, 2004).

3.2.3.8 Zpracování půdy

Technologie zpracování půdy a zakládání porostu mají značný vliv na účinnost herbicidů. Pokud chceme dosáhnout dobré účinnosti herbicidu, je potřeba, aby byl pozemek, na kterém je prováděna aplikace dobře urovnan. Důležité je, aby byl pozemek bez organických zbytků, které mohou být na povrchu půdy nebo aby byl bez větších hrud. Takové to nerovnosti půdního povrchu mohou způsobovat vytváření aplikačních stínů (Jursík a Soukup, 2015).

Rostlinné zbytky, které jsou na povrchu půdy, mohou zabraňovat herbicidům v cestě do půdy. Koncentrace herbicidu tak nemusí být dostatečná, což znamená, že herbicidní film není kompaktní. Z tohoto důsledku jsou pak problematické především půdoochranné a minimalizační technologie zakládání porostu (Jursík a Soukup, 2021).

Co se týče selektivity půdních herbicidů, je velmi důležité správné nastavení hloubky setí, ale i její plošná vyrovnanost. Vyměščení secích botek, ke kterému dochází na utužených částech pozemku, může způsobit poměrně silné poškození rostliny, a to především po velmi intenzivních srážkách. Na takovýchto částech pozemku může docházet k aditivnímu působení několika

stresových faktorů, jelikož už jen samotné utužení půdy může u rostlin způsobovat výrazný stres. V některých případech může dojít na takových místech, až k fatální retardaci citlivých plodin, z důvodu předávkování herbicidu (Jursík a Soukup, 2015).

3.2.3.9 Růstová fáze plevelů a hustota porostu

Prostředí má značný vliv na účinnost herbicidů. Extrémní podmínky prostředí zpevňují pokožku listů, ale také zvyšují pokožku listů, a tím často dochází k nárůstu tolerance k herbicidu. S rostoucí růstovou fází plevelných rostlin, citlivost u většiny herbicidů klesá. Velmi zásadní je však hustota zaplevelení. To znamená, že čím vyšší je hustota zaplevelení, o to méně herbicidu každá rostlina přijme (Jursík a kol., 2011).

Citlivost plevelných rostlin k většině herbicidů značně klesá s jejich rostoucí růstovou fází. Na listech plevelů, které jsou ve vyšších růstových fázích, je daleko patrnější silnější vosková vrstvička, která dokáže herbicid snadněji metabolizovat, protože je velmi obtížné při aplikaci zasáhnout celou listovou plochu rostliny. Většina růstových herbicidů však vykazuje velmi vysokou účinnost na citlivé plevele, a to právě i ve vyšších růstových fázích, kdy ošetření, které je prováděno v pozdějším období může být efektivnější (Jursík a kol., 2018).

Aplikace u herbicidů bývá úspěšná, pouze v případě, že je správně načasovaná. Velmi důležité je respektovat optimální růstovou fází plevelů a plodiny (Jursík a kol., 2018).

Dále je také vhodné respektovat to, aby byla aplikace provedená v době, kdy již většina plevelů vzešla. To může být však problém při jejich etapovitém vzcházení, jelikož některé druhy plevelů mohou být značně citlivé k danému herbicidu. Dělená aplikace herbicidu může být vhodným řešením, a to především v plodinách s pomalejším zapojováním porostu nebo s nižší konkurenční schopností (Jursík a kol., 2018).

3.2.3.10 Aplikační technika

Aplikační technika je podstatným faktorem, který ovlivňuje účinnost herbicidního ošetření. Klíčovým předpokladem pro vyšší účinnost je dodržování přesných a rovnoměrných dávek (Jursík a kol., 2011).

Kromě toho má podstatný význam volba velikosti a typu trysek, množství dávky postřikové jíchy nebo aplikační tlak (Jursík a kol., 2011). Pro dosažení nižších dávek postřikové jíchy není příliš vhodné využívat klasické šterbinové trysky, jelikož dochází k tvorbě poměrně velkého množství drobných kapének, u kterých se tak zvyšuje riziko úletu (Jursík a Soukup, 2021).

U většiny kontaktních herbicidů klesá účinnost z důvodu, že dávka postřikové jíchy klesne pod 150 l/ha. Stejného pokrytí listů můžeme dosáhnout i při nízkých dávkách aplikační jíchy, jelikož faktická penetrace listy je u menších kapiček daleko nižší a i plocha, která je zasažena herbicidem je proto nižší (Jursík a kol., 2018).

3.2.4 Formulační typy herbicidů

Účinné látky herbicidů se výrazně liší svými fyzikálními a chemickými vlastnostmi (rozpuštěností ve vodě či v tucích nebo skupenstvím). Velké množství herbicidních přípravků obsahují nejen tzv. inertní (neaktivní) složky, ale v některých případech i další chemické komponenty. Komponenty se tak podílejí na zlepšení dispergačních vlastností nebo zajištění bezpečnosti vzhledem k životnímu prostředí. Každý typ formulace má své specifické (výrobní, technické, uživatelské a obchodní) vlastnosti i zvláštnosti, kterými se odlišuje. Při výběru vhodné formulace, je důležité zvážit veškeré přednosti a nedostatky a brát v potaz např.: aplikační techniku, použitelnost (pro další plodiny) a problémy, které mohou nastat při rozpouštění (Jursík a kol., 2018).

Kohout a kol. (1996) jsou přesvědčeni, že herbicidní přípravky by měly být uzpůsobené tak, aby mohly být rovnou využity k přímé aplikaci do nádrží postřikovačů, aby tak mohly společně s postřikovou kapalinou vytvořit ucelený roztok potřebné koncentrace.

Jednotlivé formulační typy herbicidních přípravků, které slouží pro ochranu rostlin, se v zásadě chovají odlišně v momentě, kdy dochází právě k jejich kontaktu s vodou (Jursík a Soukup, 2013). Formulační typy jsou nejčastěji vyvinuty pro speciální účely. Můžeme je rozdělit do dvou hlavních kategorií. Na pevné formulace a kapalné formulace (Kohout a kol., 1996).

3.2.4.1 Pevné formulace

K pevným formulacím patří například: smáčitelné prášky, ve vodě dispergovatelné granule, vodorozpuštěné prášky nebo návnady. Návnady obsahují účinnou látku, která je promíchávaná s potravinou nebo případně s jinou atraktivní látkou, která je vyhledávaná škodlivým organismem (Prokop 2017).

Smáčitelné prášky (WP nebo W) patří k nejstaršímu formulačnímu typu. Obsah účinné látky bývá velmi rozdílný, a to v rozmezí 1-80 %. Zbývající část tvoří tzv. inertní plnivo a již zmíněné adjuvanty. Výhodou inertního plniva je, že zabraňuje agregaci prášku v době uskladnění. Smáčitelné prášky mají velké množství nevýhod např.: sedimentaci, rozpustnost nebo komplikovanost při dávkování, a proto jsou velmi často spíše nahrazovány dispergovatelnými granulemi (WG, SX nebo DF). Tento typ formulace má daleko vyšší obsah účinné látky, a to až 50-90 %. Výhodou dispergovatelných granul je nízká prašnost a snadnější vytvoření stálé disperze (Jursík a kol., 2018).

Dalším formulačním typem, který můžeme využívat, jsou vodorozpuštěné prášky. Vodorozpuštěné prášky se svými vlastnostmi velmi podobají smáčitelným práškům. Tyto formulace vytváření s vodou tzv. „pravé roztoky“, které právě při kontaktu s vodou vytvářejí pouze polární sloučeniny. Tyto roztoky udržují stálou koncentraci, a tím nedochází k tvorbě usazenin (Jursík a Soukup, 2013). Obvykle se účinek této látky odhaduje na 50-90 % (Jursík a kol., 2018).

3.2.4.2 Kapaln  formulace

Nejstaršími kapalnými formulačními typy jsou roztoky (S nebo SL). Obsah účinné látky se pohybuje okolo 20-50 %. Roztoky obsahují kromě účinné látky také rozpouštědlo a někdy bývají součástí i barviva nebo adjuvanty. V některých případech mohou být součástí i antiseptické látky, které zabraňují vzniku a rozvoji bakteriím a plísním. Výhodami tohoto formulačního typu jsou: snadné rozpouštění, nízká abrazivita a stálá koncentrace. Mezi nevýhody patří nižší chemická a fyzikální stálost po rozpuštění, a proto většinu herbicidních látek nenalezneme v podobě roztoku (Jursík a kol., 2018).

Významné zastoupení mají emulgovatelné koncentráty (EC nebo E), zejména pro jejich snadnou výrobou a jednoduchou manipulaci. Tyto koncentráty obsahují 10-75 % kapaln  účinné látky, která je ve vodě nerozpustná. Zbytek tvoří zhruba 5-10 % organického rozpouštědla, které se podílí na vytvoření vyvážené a stabilní emulze s vodou v postřikovací nádrži. Často v emulgovatelných koncentrátech nalezneme i smáčedlo, díky kterému se zvyšuje biologická aktivita účinné látky. Značnými výhodami jsou: snadné dávkování, minimální zbytky v obalech a dobrá kompatibilita s ostatními přípravky. Vyšší vstřebávání pokožkou, korozivita nebo hořlavost, jsou naopak značnými nevýhodami tohoto typu formulace.

Nejpoužívanější formulací s řízeným uvolňováním jsou mikrokapsle (CS), které jsou rozptýleny v suspenzním koncentrátu. K uvolňování účinné látky dochází vnějším spouštěčem. Mikrokapsle se vyrábějí polymerací jemných EW emulzí, a proto tvoří suspenzi s vodou. Součástí bývají také: zahušřovadla, surfaktanty a antiuzavací látky. Obvykle bývá obsah účinné látky zhruba 10-30 % (Jursík a kol., 2018).

Mezi nejnovější typ tekuté formulace můžeme začlenit mikroemulze (ME). Jedná se o emulze typu oleje ve vodě, kdy je účinná látka rozptýlena v oleji a je stabilizována surfaktanty. Vysoká stabilita při skladování je velkou výhodou tohoto typu formulace. Mezi další výhody můžeme zařadit: disperzi, stabilitu při promíchávání s vodou v postřikovací nádrži nebo vyšší uniformitu. Obsah účinné látky je obvykle 10-40 %.

Násobné emulze umožňují kombinaci několika účinných látek, které mohou být zcela odlišné. Jedná se o tzv. emulzi v emulzi, kde jsou v olejových kapénkách emulgovány kapénky vody. Pro správnost účinku je důležité, aby násobné emulze byly obohaceny o adjuvanty (zahušřovadla, surfaktanty nebo ochranné látky). Technologická náročnost a nákladnost patří mezi nevýhody, ale oproti ostatním typům kapalných formulací, mají násobné emulze lepší ekotoxikologický profil, a vyšší účinnost za méně příznivých povětrnostních podmínek (Jursík a kol., 2018).

3.2.5 Adjuvanty

Jako adjuvanty označujeme přídatné látky, jejichž hlavní funkcí je zefektivnění herbicidního ošetření. Tyto látky se podílejí na snížení dávek účinné látky. Vhodně zvolený adjuvant, může snížit dávkování účinné látky až desetinásobně (Jursík a kol., 2011).

Adjuvanty napomáhají minimalizovat negativní vlivy, které jsou způsobovány nepříznivými povětrnostními podmínkami. Tyto podmínky mají značný vliv na účinnost a selektivitu herbicidního ošetření, ale také na chování herbicidu v prostředí. Kromě toho některé adjuvanty příznivě působí na produktivitu práce obsluhy aplikační techniky a v některých případech mají pozitivní vliv na výnos a kvalitu pěstované plodiny (Jursík a kol., 2018).

Adjuvanty mohou být již součástí hotového přípravku, a to jako jedna ze složek herbicidní formulace nebo se přidávají do postřikové jichy až v nádrži postřikovače. Ovlivňují nejen zmiňovanou postřikovou jichu, ale i účinnost herbicidu. Pokud však dojde k přidání neověřených adjuvantů bez jakéhokoliv doporučení na etiketě herbicidu, může dojít k antagonistickému působení nebo k poškození plodiny (Jursík a kol., 2011).

Adjuvanty jsou velmi různorodá skupina látek. Jejich členění je velmi náročné, jelikož obvykle ovlivňují několik fyzikálně-chemických vlastností postřikové jichy. Rozdělujeme je např. podle: chemické struktury, jejich funkce nebo podle původu. Na trhu se začaly objevovat směsné adjuvanty, které tvoří látky s různým mechanismem působení (účinku). Z hlediska funkce můžeme tyto látky rozdělovat na tzv. aktivátory a látky upravující vlastnosti postřikové jichy (Jursík a kol., 2018).

I přes veškeré přínosy adjuvantů je nelze považovat za látky, které by sloužily k univerzálnímu použití. V případě, že zvolíme špatný typ adjuvantu, může docházet ke snižování účinnosti, ale především ke snížení selektivity k plodině. Poškození se nemusí projevit přímo fytotoxicitou, ale může dojít k poškození povrchových struktur na listech rostliny. Takovéto poškození může vést k napadení rostliny některými chorobami nebo škůdci.

Některé adjuvanty mohou omezovat pohyb herbicidních látek v půdě, přičemž proplavení herbicidů do hlubších vrstev půdy může působit fytotoxicky (Jursík a kol., 2018).

3.2.6 Osud a chování herbicidů v životním prostředí

Jen pouze malá část z celkového množství aplikované účinné herbicidní látky dosáhne cíle, pro který je určená, a je tedy přijata plevelnou rostlinou. Herbicidy jsou po aplikaci rozkládány světelným zářením, absorbovány listy rostlin nebo dochází k jejich těkání (Jursík a kol., 2018).

V průběhu posledních desítek let se objevují daleko častější obavy, vzhledem k možnému výskytu herbicidních látek v životním prostředí. Přestože herbicidy zajišťují výrazné zefektivnění ochrany rostlin proti škodlivým organismům, představují značná rizika. V krajních případech mohou vést až k fatálním dopadům a problémům, a to nejen na životní prostředí (Rao a kol., 1983).

U některých herbicidů, bylo prokázáno, že vyšší dávky mohou být do značné míry škodlivé nejen pro člověka, ale i pro další živočišné druhy. Laboratorní experimenty, které byly prováděny, ukázaly, že vyšší dávky herbicidních látek mohou způsobovat pokusným zvířatům rakovinu, mutagenezi a v některých případech i smrt. Tyto látky jsou již v dnešní době téměř zakázány.

Dále bylo prokázáno, že i nižší dávky způsobují značná rizika, a to zejména podráždění kůže nebo problémy s dýchacím ústrojím. Nejvýznamnějším extrémně toxickým herbicidem, který je však v EU více než 20 let zakázán je paraquat (dipyridylický herbicid), který vstupuje do těla především vdechováním, požitím, nebo přímým kontaktem. Je nebezpečně toxický zvláště pro

plíce, ale může způsobovat poruchy ledvin, jater a srdce, a v některých případech může mít dopad i na zažívací ústrojí (Blasioli a kol., 2011).

K poškození lidského zdraví nebo životního prostředí obvykle dochází v důsledku nesprávného použití herbicidů nebo neopatrnou likvidací nepoužitého herbicidu, či jeho obalu. V mnoha případech může dojít k negativním dopadům, a to při nesprávné nebo neodborné manipulaci, která je prováděná obslužní technikou.

Do životního prostředí by se herbicidy měli dostávat pouze za přesně daných podmínek, které jsou v souladu s principy správné zemědělské praxe (GAP). Good Agriculture Practices popisují podmínky, které jsou schválené pro používání herbicidů v zemědělské praxi. Tyto podmínky jsou stanoveny proto, aby nedocházelo k nadlimitním nálezům reziduí herbicidních látek v potravinách a životním prostředí (FAO, 2003).

3.2.7 Pohybové (transformační) a degradační procesy herbicidů v půdním prostředí

Pohyb účinné látky herbicidu v půdním prostředí může probíhat několika možnými způsoby (Jursík a kol., 2011).

- vertikálně – konvekcí půdními makropóry (po srážkách či závlaze)
- horizontálně – povrchový odtok (na utužené půdě, často po přívalových srážkách)
- všesměrně – dispergací a difuzí v důsledku vyrovnávání měnících se koncentrací mezi aktivními povrchy a fázemi

Intenzita transportních procesů účinných látek herbicidů v půdním prostředí závisí na: rozpustnosti ve vodě, perzistenci a sorpci v půdě. U herbicidních látek, které jsou v půdě velmi pohyblivé, může docházet během transformace k rychlé degradaci. Herbicidy, které jsou vysoce rozpustné ve vodě a mají delší dobu perzistence v půdě, nejsou schopné transportu, pokud jsou v půdním prostředí silně sorbovány. Vliv zrnitostního složení a obsahu organické hmoty v půdě patří mezi nejdůležitější vnější faktory, které značně ovlivňují transportní procesy účinných látek herbicidů v půdě (Jursík a kol., 2011).

Tabulka č.1: Procesy, které ovlivňují chování agrochemikálie v půdě (Blasioli a kol., 2011)

| Procesy | Následky | Faktory |
|----------------|--|--|
| Fyzický přesun | Pohyb v důsledku působení větru | Rychlost větru |
| Volatilizace | Ztráta v důsledku odpařování z půdy, rostlin a vody | Teplota, rychlost větru, tlak páry |
| Adsorpce | Navázání herbicidu na organické a minerální látky v půdě | Vlhkost půdy, organická hmota, jílovité částice |
| Absorpce | Příjem kořeny rostlin nebo požitím zvířat | Doba kontaktu, transport buněčné membrány |
| Vsakování | Horizontální a vertikální pohyb | Obsah vody v půdě, struktura půdy, podíl jílovitých částic, obsah organické látky |
| Eroze | Horizontální pohyb způsobený větrem a vodou | Intenzita srážek, rychlost větru, velikost jílovitých částic, organické látky, půdní struktura, rostlinný pokryv na povrchu půdy |

3.2.7.1 Chemické a fyzikální parametry ovlivňující osud herbicidů v půdě

3.2.7.1.1 Rozpustnost

Rozpustnost herbicidních látek ukazuje, jak se určitá látka dokáže disociovat ve vodě na ionty, a zároveň se vázat na molekuly vody. Čím více je herbicidní látka rozpustnější, tím více je polárnější, a je půdními částicemi lépe adsorbována (Edwards 1975).

U herbicidů je rozpustnost velice důležitá vlastnost, která slouží pro predikci, jak se budou tyto látky chovat nejen v půdě, ale i ve vodním prostředí. Rozpustnost v půdním prostředí je dána především teplotou, pH a iontovými silami (Blasioli a kol., 2011). Látky, které jsou méně rozpustné

a nejsou tak polární, mají daleko větší tendence se poutat na organický materiál, což znamená, že v půdním prostředí jsou méně mobilní (Jinde 1994).

3.2.7.1.2 Perzistence

Perzistenci můžeme definovat jako vlastnost herbicidu, která má schopnost dlouhodobě setrvávat v půdním prostředí, bez jakékoliv přeměny. Většina herbicidních látek se v půdě po určitém čase rozkládá jako výsledek probíhajících chemických a mikrobiologických reakcí.

Částečná deaktivace herbicidů je výsledkem chemických reakcí, zatímco mikroorganismy v půdním prostředí, mohou rozkládat herbicidní látky až na vodu, oxid uhličitý (CO_2) a jednoduché anorganické látky. V některých případech může dojít k vytvoření přechodné látky tzv. metabolitu, a to v průběhu degradačního procesu (Kerle a kol., 1994).

Perzistenci můžeme rovněž definovat jako dobu, po kterou molekula zůstává v půdě. Nejčastěji je vyjádřena jako poločas rozpadu. Poločas rozpadu nám označuje čas, který je potřebný ke snížení koncentrace cizorodé látky na polovinu ve srovnání s její počáteční úrovní. Hodnoty, které udávají poločas rozpadu jsou velice důležité pro pochopení potencionálního dopadu chemické látky na životní prostředí. Pokud máme vysokou hodnotu poločasu rozpadu, může dojít k podstatnému zásahu do životního prostředí, i když je molekula jen méně toxická (Blasioli a kol., 2011).

Pro různé herbicidní látky je čas, který je nezbytný pro jejich rozložení různě dlouhý. Proto se pro hodnocení rychlosti degradace využívá čas, který je potřebný k rozložení 50 % herbicidní látky (DT_{50}). Od této hodnoty jsou dále odvozeny i např. DT_{10} , nebo DT_{90} , které udávají právě časový interval, během kterého dochází k degradaci 10 % nebo 90 % herbicidu.

Pro popsání potencionální perzistence, můžeme herbicidy klasifikovat jako (Kerle a kol., 1994):

- persistentní – poločas rozpadu nad 100 dní
- středně persistentní – poločas rozpadu od 30 do 100 dní
- nepersistentní – poločas rozpadu do 30 dní

Za transformace herbicidních látek v půdách jsou odpovědné především abiotické i biotické reakce. Tyto procesy probíhají ve většině případů současně, i když v některých případech může jedna z reakcí převládat. Obě reakce se významně podílejí na degradaci molekul (Blasioli a kol., 2011).

U abiotických reakcích jsou důležité fyzikálně-chemické vlastnosti nejen půdy, ale i herbicidních látek, které značně ovlivňují to, v jaké míře se dané procesy uplatňují. Dalšími důležitými faktory jsou povětrnostní podmínky a poměr mezi pevnou, plynnou a kapalnou složkou půdy. Půda se může zachovat buď jako aktivní nebo selektivní filtr. V případě, že se půda chová jako aktivní filtr, dochází tak k degradaci chemikálií biologickými a nebiologickými procesy. Pokud se však půda chová jako selektivní filtr, dochází k zadržení některých chemikálií, a tím se snižuje riziko potencionálního vyplavení do podzemních vod (Jursík a kol., 2016).

Abiotické reakce, které probíhají v půdě, se vyskytují především v kapalně fázi v tzv. půdním roztoku. V půdním roztoku dochází nejčastěji k redoxním reakcím a hydrolyze. Tyto reakce jsou katalyzovány především organickými látkami, jílů nebo oxidů kovů (Blasioli a kol., 2011).

Blasioli a kol. (2011) rozdělují biotické reakce na:

- akumulaci – látky jsou akumulované v mikroorganismech
- biodegradaci – látky se používají jako substrát pro růst mikroorganismů
- kometabolismus – látky jsou metabolicky transformovány, aniž by byly využity jako zdroj energie
- konjugaci nebo polymeraci – látky jsou navázané na jiné organické molekuly
- sekundární účinky mikrobiální aktivity – látky jsou transformovány sekundárními mikrobiálními účinky (např. změnou pH nebo redoxními reakcemi)

3.2.7.1.3 Volatilizace

Po aplikaci na povrch půdy nebo na rostlinné povrchy dochází k jejich odpařování (Gish a kol., 2008). Tímto způsobem se dostává značné množství aplikovaných herbicidů nebo jejich metabolitů do ovzduší. Herbicidy a jejich metabolity se mohou pohybovat atmosférou, a to i na dlouhé vzdálenosti. Vlivem srážek se mohou dostávat herbicidy zpět na zemský povrch, a to na úplně jiné území, než ze kterého se původně odpařily (Majewski a Capel, 1996).

Při volatilizaci, dochází k přeměně herbicidních látek (které se nachází v pevném či kapalném skupenství) na plyn. Každá herbicidní látka může být jinak náchylná k volatilizaci, ale mezi základní faktory, které k procesu volatilizace přispívají, patří proudění vzduchu (vítr), vlhkost vzduchu a teplota vzduchu (Devlin a kol., 2008).

Herbicidy na povrchu půdy při nízké vlhkosti vzduchu a vysokých teplotách se snadněji vypařují (Edwards 1975). Těkavost organických molekul ovlivňuje také chemické a fyzikální vlastnosti herbicidů. Mezi tyto vlastnosti patří: rozpustnost, struktura, povaha funkčních skupin a adsorpčně-desorpční charakteristiky (Blasioli a kol., 2011).

3.2.7.1.4 Sorpce na půdu

Velmi významným a důležitým faktorem, který ovlivňuje množství herbicidů v půdním prostředí, je jejich sorpce v půdě. Účinné látky jsou vázány na aktivní povrchy půdních koloidů. Mezi půdní koloidy můžeme zařadit takové látky, které mohou být původu: minerálního (jílové minerály), organického (bílkoviny, humusové látky) nebo organominerálního (Jursík a kol., 2016).

Sorpce je ovlivněná sorpčními vlastnostmi půdy, chemickými vlastnostmi a fyzikálně-chemickými vlastnostmi herbicidů. Většina herbicidních látek patří mezi nepolární sloučeniny a nepravé roztoky, které jsou ve vodě velmi těžko rozpustné. Právě rozpustnost daných sloučenin ve vodě, má vliv na rostoucí stupeň absorpce, který ovlivňuje aktivní povrchy v půdě. U herbicidů je stupeň sorpce charakterizovaný hlavně obsahem organické hmoty v půdě. Pro určení kvantifikace pevnosti sorpce herbicidních látek v půdě využíváme Freundlichův adsorpční koeficient (K_{foc}).

Tento koeficient, nám vyjadřuje právě intenzitu sorpce herbicidů na organickém povrchu (Agrochémia 2005).

Dalšími důležitými charakteristikami jsou např.: chemické vlastnosti, půdní reakce, obsah jílu nebo stratifikace půdního profilu. Mezi méně důležité faktory řadíme: obsah jílovitých částic, zasolení, specifickou hmotnost půdy nebo obsah karbonátů (Jursík a kol., 2018).

V České republice převládá v půdách záporný náboj půdních koloidů a půda je tak schopná poutat kationty z půdního roztoku. Tato schopnost se nazývá kationtová výměnná kapacita. Herbicidy, které jsou převážně kationtové povahy, a jsou v půdním prostředí daleko pevněji poutány, mají daleko vyšší hodnotu kationtové povahy půdy (Jursík a kol., 2016).

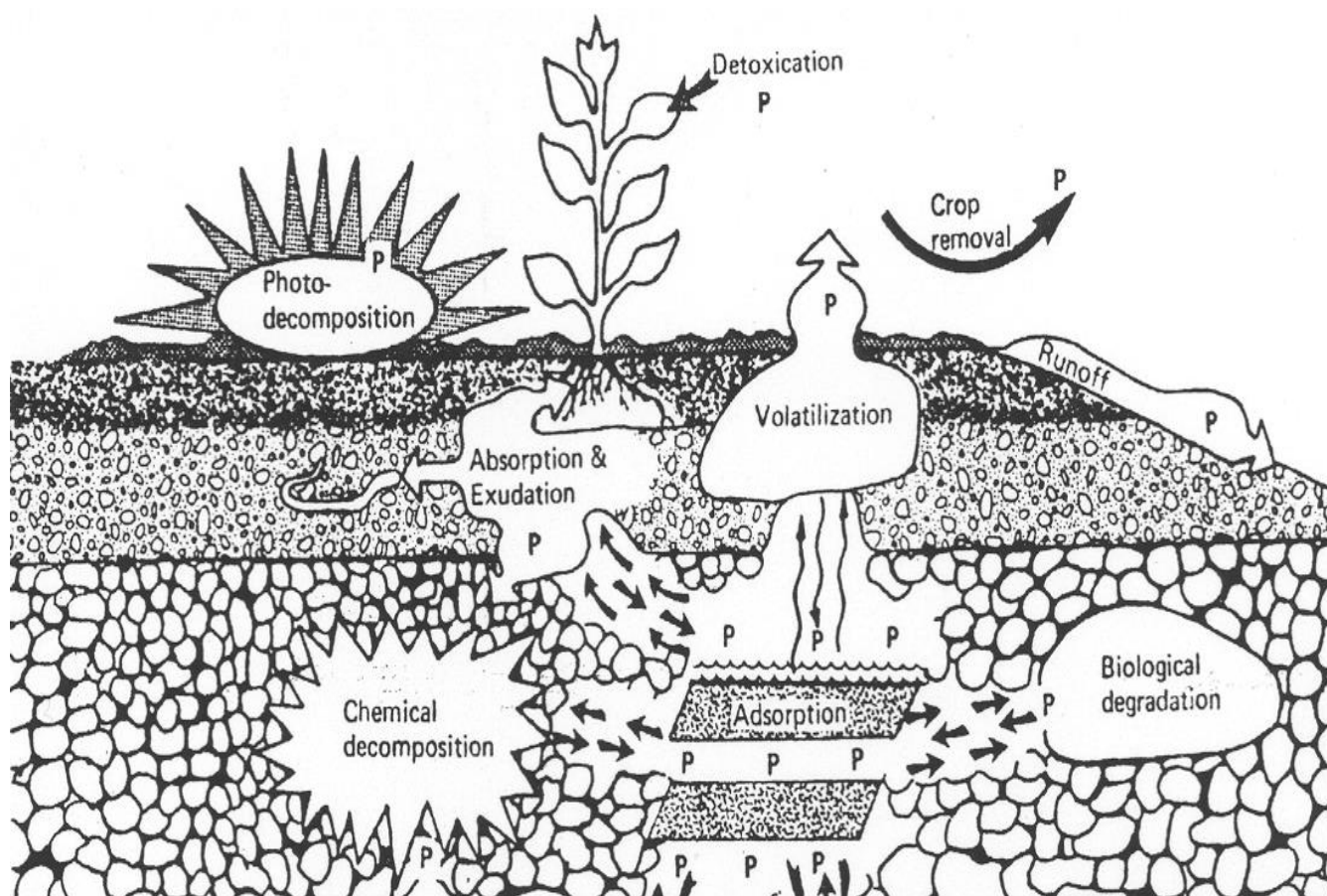
Sorpce půdy má i další významný vliv, a to na úroveň degradace herbicidů a jejich příjem rostlinami. Pokud je herbicidní látka silně sorbovaná na koloidní systém půdy, dochází obvykle k menší mikrobiální degradaci. Nedochozí proto k výraznějšímu pohybu herbicidů do nižších vrstev půdního profilu, a tím se i snižuje pravděpodobnost možné kontaminace podzemních vod (Agrochémia 2005).

3.2.7.1.5 Adsorpce

Proces adsorpce je schopnost herbicidů adsorbovat se na půdách a sedimentech, jehož principem je hromadění plynných, kapalných nebo pevných částic na povrchu, za účinku mezipovrchových přitažlivých sil. Mezi tyto interakce můžeme zařadit: Van der Waalovy síly, vodíkové vazby, iontovou výměnu nebo hydrofobní interakce (Blasioli a kol., 2011). Adsorpce je spojená s rozpustností, která určuje, do jaké míry zůstanou zadrženy herbicidní látky v půdě, a jaké množství se může vyplavit (Gavrilescu 2005).

Síla adsorpce významně ovlivňuje především pohyblivost molekul v půdním profilu, dále i proces perzistence, biodegradace, volatilizaci a bioaktivitu. Adsorpční izotermy, které vznikají během procesu, napomáhají k zjištění zbytkových koncentrací herbicidních látek v půdě (Blasioli a kol., 2011).

Herbicidy a jejich metabolity, které mají vyšší adsorpci, nejsou vhodné pro mikrobiální transformaci. Mikroorganismy, k nim totiž nemají dostatečný přístup, a proto je nemůžou aktivně degradovat. Dochází tak k nahromadění látek v půdním prostředí a následně k jejich akumulaci. Po určité době, a to zejména po srážkách nastává proces desorpce, kdy dochází k postupnému uvolňování zpět do půdní vody či vzduchu (Geyikci 2011).



Obrázek č.1: Chování herbicidů v půdním prostředí (Rao a kol., 1983).

3.2.7.2 Degradční procesy herbicidů v půdním prostředí

Degradční procesy probíhají v přírodě, všude tam, kde jsou přítomné mikroorganismy, které mají schopnost rozkládat herbicidní látky, popř. jejich metabolity. Při procesu degradace dochází k odbourávání herbicidních látek v prostředí. Degradace může probíhat v půdním i vodním prostředí, jelikož je ovládaná enzymatickými mikrobiálními procesy (Ye a kol., 2018). Způsob rozkladu může být: mikrobiální, chemický, fotochemický nebo metabolický (Blasioli a kol., 2011).

Tabulka č. 2: Degradální procesy (procesy, které mění chemickou strukturu) (Blasioli a kol., 2011).

| Způsob rozkladu | Následky | Faktory |
|-----------------|--|---|
| Fotochemický | Absorpce slunečního světla (především ultrafialové záření) | Chemická struktura herbicidu, intenzita a trvání expozice |
| Mikrobiální | Rozklad mikroorganismy | Faktory prostředí (pH, vlhkost, teplota), obsah organické hmoty |
| Chemický | Hydrolýza a redoxní reakce | pH, vlhkost, teplota |
| Metabolický | Adsorpce rostlinami nebo živočichy | Adsorpční kapacita, metabolismus, interakce s mikroorganismy |

3.2.7.2.1 Mikrobiologická degradace

Při mikrobiální degradaci dochází k postupné transformaci molekuly herbicidu, obvykle celou řadou enzymatických procesů (Ye a kol., 2018). Zásadní význam mají pro mikrobiální degradační proces půdní mikroorganismy. Mezi tyto mikroorganismy, kteří se podílejí na dekompozičním jevu, můžeme zařadit: bakterie (nejpočetnější skupina), houby (*Aspergillus oryzae*, *Fusarium oxysporum*) nebo aktinomycety, ale i další půdní a vodní organismy, které jsou schopny provádět degradaci polutantů (Pinto a kol., 2012).

Vedle faktorů prostředí jako je: teplota, složení půdy nebo obsah vody, mají vliv na funkci a růst půdní mikroflóry, tak i chemická stabilita sloučenin a jejich adsorpce půdními komponenty řídí proces degradace.

Během mikrobiálních reakcí se sloučeniny pesticidů rozkládají na cukry, mastné kyseliny nebo aminokyseliny, které jsou dále spotřebovány a využity jako energetický zdroj (Rehan a kol., 2016). Postupně se tyto reakce podílejí na vzniku vody, oxidu uhličitého či vzniku jednoduchých anorganických sloučenin (Kerle a kol., 2007).

Nejčastěji probíhají degradační procesy v kapalně fázi půdy, jelikož je transport rozpuštěné látky půdním profilem ovlivněn tokem půdního roztoku a sorpcí rozpuštěné látky. Vyšší rostliny,

mezi které hlavně zařazujeme plodiny a plevely, se převážně podílejí na biodegradaci. Rostliny mají schopnost účinnou herbicidní látku přijímat, metabolizovat nebo ukládat, a to ve formě neaktivních konjugátů. Ukládání probíhá buď v buněčných stěnách nebo ve vakuolách. Podstatnou roli může mít přirozená mikroflóra, která je důležitá při rozmnožování, udržování degradačních schopností v půdě nebo při přenosu genetického materiálu (Jursík a kol., 2011).

3.2.7.2.2 Chemická degradace

Reakce, které během procesu chemické degradace probíhají, jsou ovlivněny: teplotou půdy, pH, vlhkostí nebo charakterem vazby herbicidu k půdě (Jursík a kol., 2011). Při hydrolyze dochází k porušování vazeb molekuly účinných herbicidních látek, a to během jejich reakcí s vodou. Přesněji tak dochází k přeměně některých chemických skupin na hydroxylové skupiny. Jelikož hydroxidové a vodíkové ionty mají vlastnosti jako katalyzátory, jsou tyto reakce přímo závislé na pH půdy. Pokud hodnoty pH půdy odpovídají silně kyselému nebo zásaditému prostředí, snižuje se tím činnost mikrobů a dochází tak ke zvyšování podílu chemické degradace.

Degradační proces, který probíhá v aerobních podmínkách je způsobován oxidací, ale zároveň proces redukce je hlavním mechanismem degradace v anaerobních podmínkách. Při těchto oxidačně-redukčních reakcích je patrný přenos elektronů a tvorba redukováných a oxidovaných forem. Proto v půdním roztoku mohou být oxidační reakce ovlivněny buď přímo nebo nepřímo fotolýzou (Jursík a kol., 2011).

3.2.7.2.3 Fotochemická degradace

Mezi další možné způsoby abiotické degradace můžeme zařadit fotochemickou degradaci. Fotochemická degradace neboli fotolýza je vlnová délka slunečního záření, která má velmi širokou amplitudu, která je důležitá pro ultrafialové záření (Jursík a kol., 2011).

Herbicidní látka podléhá slunečnímu záření, které způsobuje změnu či rozklad chemické struktury. Rozklad, ke kterému dochází v půdním prostředí, je převážně nechtěný, jelikož se sluneční záření nedostává právě skrz půdní částice k účinným látkám, u kterých nemůže dojít k následnému rozkladu. Fotochemická degradace naopak efektivně probíhá na povrchu půdy, v povrchové vrstvě vody či ve vzduchu, jelikož do těchto míst dopadá sluneční záření velice snadno (Devlin a kol., 2018).

Obvykle není fotolýza úplná a při jejím vzniku se objevují pouze transformační produkty, které jsou velmi podobné herbicidním metabolitům. Tyto herbicidní metabolity vznikají při jiných typech dekompozice. Nejčastěji dochází k fotolýze a katalytickému odbourávání na povrchu jílovitých částic nebo organické hmoty z důvodu, že je řada herbicidů chemicky relativně (Jursík a kol., 2011).

3.2.7.3 Faktory ovlivňující rychlost biodegradace

Rychlost biodegradacních procesů je závislá na mnoha faktorech, které jí ovlivňují. Tyto faktory můžeme přímo rozdělovat do několika kategorií (Jursík a kol., 2011). Nejčastěji jsou

procesy ovlivněny: teplotou, vlhkostí půdy, koncentrací dané látky nebo jsou závislé na vlastnostech půdního prostředí (Long a kol., 2014).

3.2.7.3.1 Půdní vlastnosti

Nejvýznamnější půdní vlastností je mikrobiální aktivita, která je významně ovlivňována: teplotou, obsahem organické hmoty, vlhkostí, obsahem kyslíku nebo pH. Degradace herbicidních látek je daleko pomalejší, pokud v suché a chladné půdě dochází k významnému snížení mikrobiální aktivity (Jursík a kol., 2011).

Adaptace půdních mikroorganismů spočívá v tom, že při opakované aplikaci herbicidních látek si mikroorganismy značným způsobem navyknou na vnější podmínky a začnou vytvářet nové kolonie. Ty jsou pak daleko více schopné efektivnějším a rychlejším způsobem provádět biodegradaci konkrétního pesticidu (Torstensson 1998).

Dalším faktorem, který značně ovlivňuje degradační procesy, je zrnitostní složení půdy a obsah organických látek. Tyto vlastnosti působí zejména na sorpci, která má později vliv na mikrobiální degradaci, proplachování herbicidů či vypařování herbicidních látek z půdy.

Podstatný vliv na rychlost degradačních procesů má i pH půdy. V zásaditých půdách je výrazněji nižší biologická i chemická degradace. Naopak v půdách, u kterých je obsah pH nižší je rychlost degradace podstatně vyšší (Jursík a kol., 2011).

3.2.7.3.2 Povětrnostní vlivy

Procesy degradace jsou značně ovlivňovány teplotou a vlhkostí. Teplota v rozmezí 10 °C až 45 °C, je pro proces biodegradace nejideálnější. Pokud se teplota pohybuje pod nebo nad těmito body, dochází k výraznému zpomalení degradačních procesů (Kerle a kol., 2007).

V případě, že je půda zastíněná porostem plodiny nebo plevelnými rostlinami, může docházet k prodloužení degradační doby. K rozkladu může docházet ve dvou případech, a to buď na povrchu půdy nebo na povrchu rostliny (Jursík a kol., 2011).

3.2.7.3.3 Herbicidní vlastnosti

Pro biotickou a abiotickou degradaci jsou daleko snadněji přístupné herbicidní látky, které jsou dobře rozpustné ve vodě. Tyto herbicidy totiž vykazují vyšší tenzi par, jelikož se mohou vypařovat z půdního prostředí. S rostoucí půdní teplotou a vlhkostí se těkavost značně zvyšuje (Jursík a kol., 2011).

U herbicidů, které jsou špatně rozpustné ve vodě, nastává problém, jelikož mikroorganismy nejsou schopny dostatečně zajistit potřebný rozklad. Jsou to především látky, které jsou dobře adsorbovány půdními částicemi, díky kterým mikroorganismy mají dostatečný přístup k degradaci (Fučík a kol., 2017).

Při rozkladu herbicidu může být rychlost výrazně zpomalena, a to v případě, že dochází k proplavování do podorniční vrstvy, kde je mikrobiální aktivita obvykle malá. V této podorniční vrstvě jsou celkově nepříznivé podmínky pro degradační procesy (Jursík a kol., 2011).

3.2.8 Osud herbicidů ve vodním prostředí

Od 20. století si můžeme povšimnout, že dochází ke značnému výskytu herbicidních látek ve vodě, které mohou způsobit značná rizika a dále narušovat vodní ekosystém. Tyto látky mohou v mnoha případech kontaminovat vodní ekosystém, z důvodu velkého rozvoje v oblasti průmyslových výrob, ale i v důsledku přibývajících používání širokého spektra přípravků na ochranu rostlin, ale i dalších zemědělských chemikálii.

Nejvíce jsou velkému množství chemických stresorů vystavovány vodní organismy. Mezi nejčastější stresory můžeme zařadit tzv. regulované polutanty, jelikož pro tyto látky jsou stanovovány nejvyšší přípustné limity. Díky novějším technologiím, které nám slouží k sledování a monitorování těchto polutantů, lze daleko lépe zabránit potencionálnímu poškození vodního ekosystému (Kopp a kol., 2015).

Herbicide jsou často zařazovány do skupiny znečišťujících látek, které mohou být velmi často detekované ve vodním prostředí. Většina herbicidních látek je právě ve vodě špatně rozpustná či vůbec nerozpustná. Proto se tak mnoho herbicidních látek ukládá v sedimentech, přičemž pouze malé množství těchto látek zůstává ve vodní fázi (Unsworth 2010).

Složení herbicidů je potřeba upravit vhodnými emulgátory, dispergátory nebo rozpouštědly, a to z důvodu vhodné a přijatelné aplikace herbicidů (viz. kapitola formulace herbicidů). Poté je aplikovaný přípravek součástí směsi vlastní účinné látky a dalších přísad, které mohou být společně s vlastní aktivní látkou potencionálním kontaminantem vodního ekosystému (Pitter 2015).

V dnešní době patří právě znečištění vodních zdrojů mezi jeden z nejvýznamnějších podnětů, které slouží pro udržení životního prostředí. Tato problematika je v posledních letech velmi důležitá, protože je jedním ze základních legislativních požadavků a metodických opatření (Harašta a kol., 2015).

Dalším důvodem, proč je ochrana vodního prostředí nezbytně důležitá, jsou subletální koncentrace herbicidních látek a jejich metabolitů (Popl a Fährich, 1999). Dochází totiž k negativnímu vlivu na vodní organismy, ryby a celé vodní ekosystémy (Stará 2014). Mezi nejčastější skupiny herbicidů, které mají nepříznivé dopady na vodní prostředí řadíme především: triaziny, deriváty kyseliny chlorfenoxycetové, organofosfáty nebo chloracetanilidy (Kopp a kol., 2015).

Tabulka č. 3: Přehled nejčastěji detekovaných látek ve vodním prostředí (Kopp a kol., 2015).

| Hlavní využití | Detekované látky |
|--|--|
| Triaziny | antrazin, simazin, terbytylazin, terbutryn, hexazon |
| Organofosfáty | glyfosfát a jeho metabolity AMPA, malation, diazinon |
| Deriváty kyseliny chlorfenoxyoctové | bentazon, MCPA |
| Kvarterní amoniové soli | paraquat, diquat, chlormeqaut |

3.2.9 Hlavní zdroje znečištění vod

Voda je považována za jednu z nedůležitějších látek, kterou na naší planetě potřebujeme, jelikož je velmi důležitá pro všechny složky životního prostředí. Voda totiž ovlivňuje veškeré interakce, které probíhají mezi jednotlivými složkami životního prostředí. I přesto, že vodní zdroje nelze jen tak vyčerpat, mohou se objevit možná rizika, při kterých dochází k jejímu znehodnocení. Mezi hlavní zdroje znečištění vod patří: organické látky, anorganické látky (dusík, dusitany, kyanidy), těžké kovy (rtuť, olovo, nikl), pesticidní látky (herbicidy, fungicidy, insekticidy), splachy a průmyslová hnojiva. Tudíž je velmi důležité zajistit potřebnou ochranu vodních zdrojů, právě proto, aby bylo možné předcházet potencionálnímu znehodnocení a znečištění (Hubačíková a Oppeltová, 2008).

Podle Koppa a kol. (2015) mezi hlavní zdroje, které z pravidla znečišťují vodní zdroje patří splachy z pozemků, kde byly aplikovány. Herbicidy mohou být splaveny prudkými dešti do rybníků, řek a dalších vodních toků. Dále se mohou tyto látky dostávat do vodních zdrojů možným úletem v době aplikace postřiku, kdy dochází k transportu látek za nepříznivých povětrnostních podmínek. Látky tak mohou být zaneseny do povrchových vod.

V případě manipulace s herbicidními látkami, může dojít k potencionálnímu zasažení, pokud jsou tyto látky v těsné blízkosti povrchových zdrojů vody. V případě, že opravdu dojde

k takovémuto zasažení vodních zdrojů, voda se stává nepoužitelnou zejména pro vodárenské účely, a to z důvodu nebezpečného vzniku chronické intoxikace.

Eroze půdy může být dalším možným způsobem, jak se herbicidy mohou dostat do povrchových zdrojů pitné vody (Wright a Welbourn, 2002).

Herbicidy, jakož to zdroje znečištění mohou vstupovat do vodního prostředí dvěma hlavními cestami. Zdroje těchto látek se dostávají do vody buď jako bodové zdroje znečištění nebo jako difuzní zdroje znečištění.

Bodové zdroje znečištění úzce souvisí s nesprávnou či neopatrnou manipulací s přípravky, která může nastat při přepravě těchto přípravků, při skladování nebo při míchání postřikové jichy. Oproti difuzním zdrojům znečištění jsou právě bodové zdroje znečištění mnohem vážnější, jelikož mohou způsobovat značná rizika. Rizika vznikají převážně kvůli tomu, že dochází k nesprávné manipulaci s koncentráty, nezředěnými směsi nebo přípravky. Výhodou je však to, že právě bodové zdroje znečištění lze omezit, eliminovat nebo je alespoň do jisté míry redukovat (Harašta a kol., 2015).

Difuzní zdroje znečištění jsou způsobovány úletem postřikové jichy nebo povrchovým odtokem (smyvem), v důsledku vodní eroze nebo průsakem do nižších vrstev podzemních vod. Tyto zdroje znečištění jsou považovány za méně rizikové, vzhledem k daleko nižšímu množství účinných látek, které se vyskytují v postřikové kapalině (Harašta a kol., 2015).

V posledních letech se však od zemědělců vyžaduje stále častěji to, aby přípravky na ochranu rostlin využívali správně a opatrně. V důsledku nedodržování přesně daných postupů může docházet ke značným rizikům a omezení, které mají dopady na všechny složky životního prostředí (Oliveira a kol., 2014).

3.2.9.1 Omezení nežádoucího úletu postřiku

Herbicidní úlet je definován jako část aplikovaných pesticidů, které nejsou naneseny na cílovou plochu (Dexter 1993). Úlet postřiku (spray drift) můžeme brát jako část objemu postřikové kapaliny, která je odnesena z postřikovače mimo svojí cílovou plochu (Harašta 2019). Herbicidní látky jsou přenášeny jak v kapalném skupenství, tak i ve skupenství pevném (Geyikci 2011).

Nejčastěji je kapalina z postřikovače unášena prostřednictvím větru, protože právě v okamžiku, kdy je zahájena aplikace postřiku, dochází ke vzniku nežádoucího úletu.

Úlet jako takový nelze zcela odstranit, ale pokud se dodržují přesně stanovené technologické a technické postupy, lze úlet minimalizovat za příznivých povětrnostních podmínek (Jursík a kol., 2016). Úlet bývá z pravidla podporován: malými kapkami, nerovnoměrným tlakem v tryskách nebo nerovností postřikovače. Další důležitou roli hraje: druh trysek, povětrnostní situace, členitost terénu či pozemku nebo seřízení pracovního režimu (Harašta 2020).

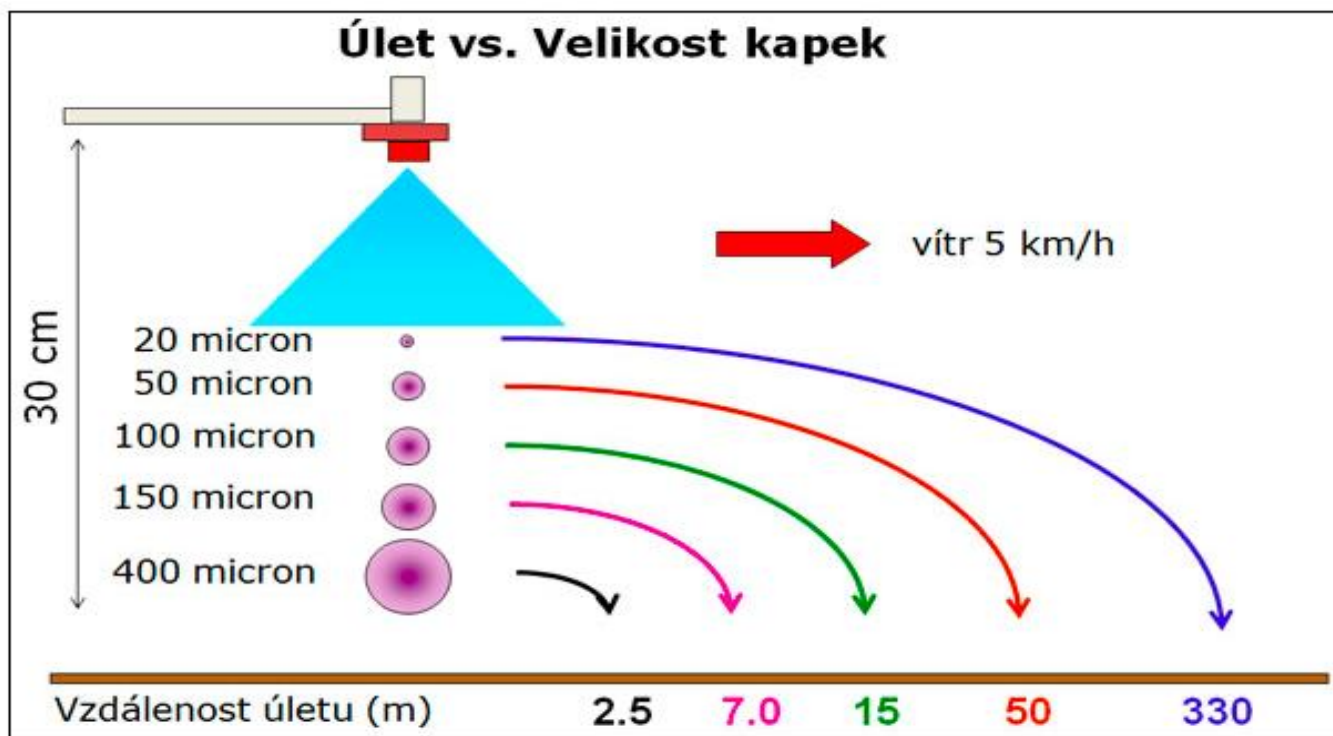
Nežádoucí úlet může způsobovat poškození sousední citlivé plodiny nebo necílové plochy (Harašta 2017). Dochází i k únikům do ovzduší, a to nejčastěji při silném větru, kdy jsou aplikované herbicidní látky odneseny z půdního povrchu nebo z povrchu rostlin na necílové plochy (Zacharia 2011). Dále může úlet způsobovat kontaminaci životního prostředí, a to zejména vodních zdrojů. Může však zapříčít i některé zdravotní rizika, které mohou mít dopad nejen na necílové

organismy, ale i na lidskou populaci. V neposlední řadě, může snížit efektivitu zásahu z důvodu nižšího dávkování herbicidů (Harašta 2007).

Úlet můžeme rozlišovat podle dvou typů a to na: úlet větrem a úlet výparů. První typ úletu, a to úlet větrem, je výsledkem faktorů, které jsou především spojovány s aplikačními technikami. Jemné kapičky jsou unášeny proudem vzduchu na necílové objekty, kdy nastává situace, že kapky dopadají na povrch půdy nebo na necílové rostliny a organismy (Harašta 2018). Tento typ úletu nejčastěji způsobuje znečištění okolního prostředí, kdy zejména poškozuje necílový porost (Harašta 2019).

Úlet výparů je druhým typem úletu, který vzniká po aplikaci postřikové kapaliny. Tento typ je spojován s odparem kapaliny, jelikož k němu dochází při aplikaci postřiku během teplých dnů, kdy je teplota vzduchu nad 25 °C. Za vyšší teploty se odpařuje voda z drobnějších kapiček postřiku a zbytky výparů jsou spolu s účinnou látkou vynášeny stoupajícím teplým vzduchem směrem vzhůru. Zbytky výparů se tak dostávají mimo ošetřovaný pozemek, protože jsou unášeny proudem vzduchu nebo větrem (Harašta 2018).

Pokud se vyskytnou rizikové povětrnostní podmínky, můžeme je minimalizovat tím, že využijeme správnou aplikaci s nízkoúletovou technologií. Před aplikací je důležité zkontrolovat povětrnostní podmínky, protože ty hrají zásadní roli v době aplikace, jelikož mají zásadní vliv na kvalitu postřiku. Další možnost, jak ochránit vodní zdroje před potencionálním úletem, je dodržování stanovených ochranných vzdáleností (Harašta 2019).



Obrázek č. 2: Úlet postřiku vs. Velikost kapek (Harašta 2018).

3.2.9.2 Omezení povrchového odtoku

V případě, že dojde k ohrožení vodního zdroje smyvem nebo průsakem herbicidních přípravků, je potřeba brát v potaz faktory, které značně ovlivňují vznikající rizika. Mezi tyto faktory zařazujeme: vzdálenost ošetřovaného pozemku, fyzikální stav půdy, vododržnost a retenční schopnost půdy, polohu a svažitost pozemku, druh a vlastnosti porostu (Harašta a kol., 2015).

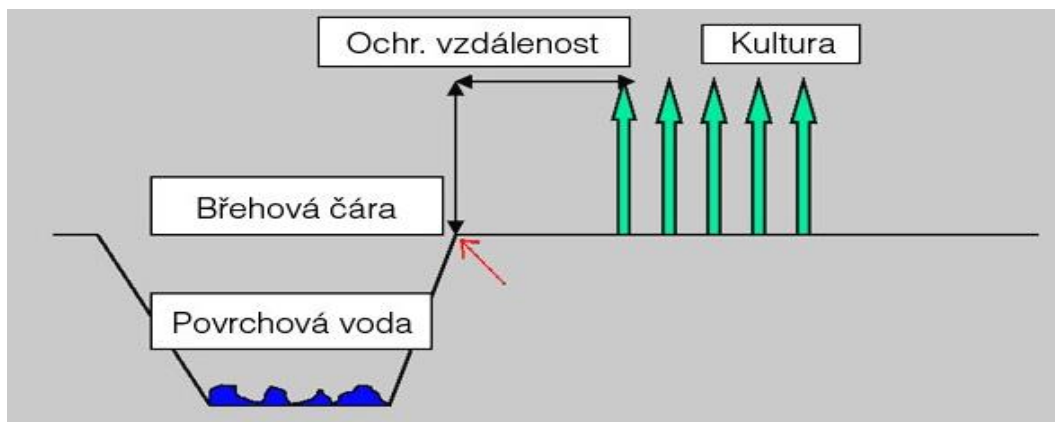
Pro udržování dobrého zemědělského a environmentálního stavu je potřeba plnit předepsané požadavky. Je to převážně z důvodu prevence, která souvisí s nadměrným odtokem vody, který je spojen se splachem zeminy. Ke splachu nejčastěji dochází při intenzivních srážkách, které v našich podmínkách trvají v období od května do září.

Po orbě má půda daleko větší schopnost přijímat vodu ze srážek, z důvodu vysokého zastoupení velkých pórů v ornici. Při slehávání půdy se výrazně snižují infiltrační schopnosti půdy, a to zejména vlivem dešťových srážek. Dešťové kapky dopadají na nechráněný půdní povrch, a tím dochází k nepříznivému efektu. Póry, které se nacházejí v povrchové vrstvě půdy, se tak ucívají velkými kapkami vody, a tím nastává povrchový odtok. Při povrchovém odtoku tak dochází ke splachu či smývání zeminy, což může vyvolat nepříznivou vodní erozi (Hůla 2016).

Při využívání pásového zpracování půdy, dochází k eliminaci erozních procesů. Zejména se jedná o posklizňové zbytky v meziřádcích a kontinuální systém pórů, který se nachází v nezpracované vrstvě půdy. Při využití této technologie vykazují tyto plochy velice dobrou odolnost vůči erozním procesům, a to i během přívalových dešťů. Možné erozní riziko představuje především tvorba propadlých pásů po kypření (Brant a kol., 2020).

Pokud dojde k omezení splachu, je důležité dbát na určitá omezení, která jsou jasně stanovená, a to zejména pokud se jedná o aplikaci přípravků na svažitých pozemcích. Za svažitě pozemky považujeme pozemky, které mají svažitost nad 3°. V takovémto případě, by měla aplikace probíhat až ve vzdálenosti od povrchového vodního zdroje. Důležité je proto dbát na stanovení ochranných vzdáleností, které stanovují SPE věty. V takovémto případě nelze zkrátit vzdálenost tím, že využijeme protiúletové opatření.

Na svažitých pozemcích je proto aplikace herbicidních přípravků úplně vyloučená nebo se aplikace může provádět ve vzdálenosti 100 m od povrchového vodního zdroje. Kromě těchto dvou možností, můžeme aplikaci provádět i v případě, že na pozemku je založen vegetační pás, který odpovídá přesně stanovené šířce, kterou nalezneme na etiketě přípravku (Harašta 2017).



Obrázek č. 3: Ochranná vzdálenost od břehové čáry vodního toku (Harašta 2017).

3.2.10 Ochrana vody

Podle platného vodního zákona č. 254/2001 Sb. v platném znění dle zákona č. 544/2020 Sb. o vodách „Vodní zákon“ rozlišujeme ochranu vod na 3 základní typy: ochranu obecnou, zvláštní a speciální (Klašková a kol., 2010).

Ochrana obecná poskytuje souhrn veškerých opatření, které jsou potřeba k zajištění ochrany vod jako významné složky přírody a životního prostředí (Hubačíková a Opeltovej, 2008). Dále ochrana souvisí s odpadovým hospodářstvím nebo ochranou půdního fondu. Právě v případě obecné ochrany vod platí, že každý občan ČR je povinen dodržovat tuto ochranu (Klašková a kol., 2010). Každý občan ČR by neměl nijak znehodnocovat kvalitu vody a také by neměl snižovat množství vody, z důvodu možného snížení retenčních vlastností půdy (Hubačíková a Opeltovej, 2008).

Zvláštní ochrana vody je stanovována pro významné vodohospodářské a strategické oblasti, na které se vztahuje přísnější ochrana, která je stanovena vodním zákonem (Klašková a kol., 2010). Zranitelné a citlivé oblasti nebo chráněné oblasti přirozené akumulace vod (CHOPAV) patří mezi významné oblasti, které zařazujeme do této ochrany vod (Hubačíková a Opeltovej, 2008).

Třetím typem ochrany vod je ochrana speciální. Tato ochrana vychází z právního předpisu (§ 30 vodního zákona č. 254/2001 Sb.), který stanovuje vodoprávní úřad. Jedná se především o stanovení a vymezení ochranných pásem (PO) vodních zdrojů. Vodní zákon nestanovuje vyloženě konkrétní území, jelikož jednotlivá území jsou vyhlášovaná na základě rozhodnutí obecního úřadu (Klašková a kol., 2010).

3.2.11 Ochranná pásma vodních zdrojů

Ochranné pásmo (OP) můžeme definovat jako vzdálenost mezi hranicí pozemku nebo plochy (kde je prováděna aplikace herbicidního přípravku) a necílovou plochou (Harašta 2007). Ochranná pásma jsou stanovována za účelem ochrany vydatnosti a zdravotní nezávadnosti, jak u povrchového, tak podzemního zdroje vody. Je to z důvodu využívání zdrojů vody, které slouží

k hromadnému zásobování pitnou vodou. U ochranných pásem se klade důraz na zdravotní nezávadnost pitné vody, a to v blízkém okolí chráněného vodního zdroje. OP jsou členěna na: ochranná pásma prvního a druhého stupně (Harašta a kol., 2015).

3.2.11.1 Ochranná pásma I. stupně

Vymezení OP prvního stupně se týká: vodárenských nádrží, které jsou převážně určeny pro zásobování pitnou vodou, dále u ostatních vodárenských nádrží, vodních toků a zdrojů podzemní vody (Harašta 2017). Dodržování ochranných pásem I. stupně slouží z důvodu ochrany vodního zdroje, který se nachází v blízkosti odběrového nebo jímacího zařízení (Klašková a kol., 2010).

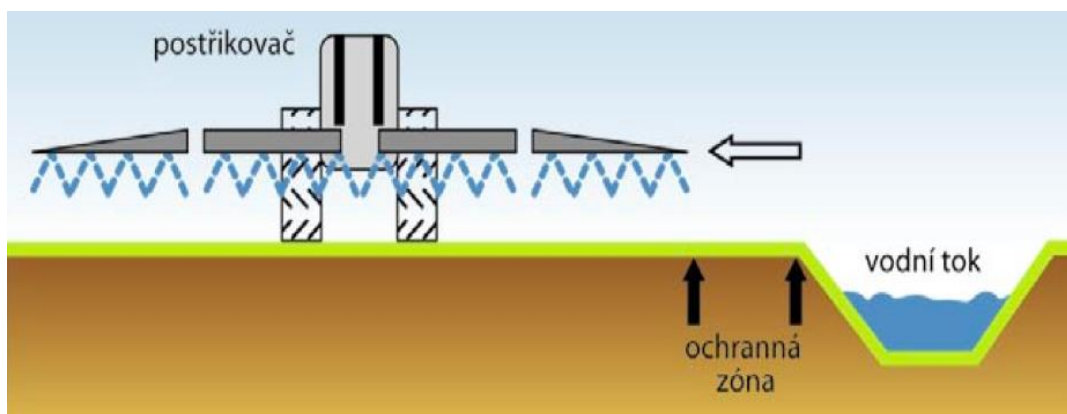
U takovýchto zdrojů vody je použití, skladování a jakákoliv manipulace s přípravky vyloučená a zakázána. V ochranném pásmu I. stupně by nemělo tak vůbec docházet k zacházení s prázdňými obaly nebo se zbytky postříkové jichy (Harašta a kol., 2015).

3.2.11.2 Ochranná pásma II. stupně

Ochranná pásma II. stupně se stanovují vně ochranného pásma I. stupně. Tento typ OP může být tvořený jedním nebo více od sebe oddělenými/vzdálenými územími. Území však musí být v rámci jednoho hydrologického povodí nebo rajónu (Harašta 2017).

Na území, které spadá do ochranného pásma II. stupně je povoleno pouze pohotovostní skladování přípravků na ochranu rostlin. Vylučuje se však jakékoliv použití přípravků, které nejsou vyhodnoceny jako způsobilé. Tyto přípravky mohou totiž způsobovat rizika, které mohou mít vliv na jakost a zdravotní nezávadnost vody, proto nejsou přípustné pro použití v těchto lokalitách (Harašta a kol., 2015).

Přípravky musí splňovat požadovaná národní kritéria, která vycházejí nejen z vodního zákona, ale i ze zákona o rostlinolékařské péči (zákon č. 326/2004 Sb.). Podle těchto stanovených kritérií se rozhoduje, zda může či nemůže být přípravek na tomto území použit (Klašková a kol., 2010).



Obrázek č. 4: Schéma ochranné zóny v případě aplikace herbicidů v blízkosti vodních zdrojů (Harašta 2007).

3.2.12 Ochranné vzdálenosti

Za ochranné vzdálenosti lze považovat neošetřené pásy, které leží v určité vzdálenosti od zdrojů povrchové vody nebo dalších chráněných oblastí. Tyto vzdálenosti jsou stanovené jako pevná vzdálenost od vodního toku (Harašta 2017). Omezení jsou tak výsledkem pro vyhodnocení vlivu účinných látek přípravků, které mohou mít vliv na vodu, vodní ekosystém, vodní organismy, ale i další skupiny necílových organismů jako např. rostliny, savce nebo ptáky (Klašková a kol., 2010).

Přesné ochranné vzdálenosti jsou uvedené v SPe větách, proto na každé etiketě přípravku nalezneme přesná omezení, která jsou zde jasně stanovená. Z etikety můžeme vyčíst jakou ochrannou vzdálenost a aplikaci je potřeba dodržovat pro konkrétní přípravek. Kromě toho se můžeme dozvědět i to, zda je možné zkrátit ochrannou vzdálenost. Zkrácení vzdáleností závisí zejména na použití vhodné protiúletové technice (Harašta 2017).

Pokud je potřeba zkrátit ochranné vzdálenosti, je důležité dodržovat klasifikace aplikační techniky, a to z hlediska jejich protiúletových opatření. Pro tato opatření byly na ÚKZÚZ (Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský) vytvořeny klasifikační tabulky. Klasifikace je rozdělena do třech jednotlivých tříd podle omezení úletů (TOU) (Harašta 2017).

Jednotlivé třídy označujeme hodnotou 50 %, 75 % nebo 90 % redukce úletu aplikované kapaliny. Tyto stanovené hodnoty udávají procento redukce nežádoucího úletu, a to při použití daného zařízení (eAgri 2017).

Každé skupině jsou přiřazené konkrétní typy aplikační techniky a typy trysek. Kromě toho jsou dále přesně stanovené pracovní režimy, které nám zajišťují požadované procento redukce úletu. Mezi tyto režimy můžeme zařadit: vhodný typ trysek, vzdálenost trysek nad porostem, pracovní rychlost a tlak (Harašta 2017).

3.2.13 Ochrana necílových organismů

Aplikace herbicidních přípravků, jakož to přípravků na ochranu rostlin, je nezbytnou součástí zemědělské výroby. Při aplikaci však musíme dodržovat jasně daná pravidla, a to z důvodu dodržování postupů, které umožňují chránit necílové organismy před účinky herbicidů (Stejskalová a Kazda 2019). Herbicidní látky jsou totiž vyráběny za účelem regulace vyšších rostlin (převážně plevelů), kdy může docházet k negativním dopadům na celou řadu jiných organismů (Jursík a kol., 2015).

Kromě vodních zdrojů je kladen velký důraz na ochranu necílových organismů, které mohou být poškozovány špatným či nesprávným nakládáním s herbicidními přípravky (Harašta 2017).

Za necílové organismy, lze považovat takové skupiny organismů, které se vyskytují na ošetřovaných pozemcích. Tyto skupiny je nutné chránit, a to podle platné legislativy ČR a EU. Mezi tyto skupiny organismů řadíme: ptáky, savce, vodní organismy, včely, členovce, půdní mikroorganismy a makroorganismy a necílové rostliny.

U vyhodnocování přípravků je posuzovaná především jejich toxicita a škodlivost (Klašková a kol., 2010). Vliv, který mají herbicidní látky na tyto skupiny organismů, nezávisí pouze na

fyzikálně-chemických vlastnostech, ale i na toxikologických vlastnostech. Dochází totiž k přeměnám, které jsou doprovázeny chemickými reakcemi (Nikonorow a kol., 1983).

Bio-concentration faktor vyjadřuje schopnost a kumulaci herbicidu v živých tkáních. Čím vyšší má faktor hodnotu, tím snadněji se herbicid akumuluje v živých tkáních organismů (Jursík a kol., 2015). Tyto kritéria se posuzují z hlediska krátkodobých, ale i dlouhodobých rizik, které mají vliv na necílové organismy. Hodnocení jsou prováděná v registračním řízení, a to dle požadavků vyhlášky č. 329/2004 Sb., o přípravcích a dalších prostředcích na ochranu rostlin, v platném znění (Klašková a kol., 2010).

Ptáci a savci, kteří volně žijí na polích, v sadech nebo vinicích, se mohou vystavovat účinkům přípravků, protože tyto obratlovci si na ošetřovaných pozemních hledají potravu, hnízdí nebo si zde hledají úkryt (Klašková a kol., 2010). Nejvýraznější účinky herbicidů zaznamenáváme nejvíce u ptáků vyšší trofické úrovně potravního řetězce. Mezi zástupce řadíme: orly bělohlavé, sovy nebo jestřáby, které zařazujeme mezi vzácné, ohrožené nebo chráněné druhy. Kromě těchto druhů jsou často ovlivněni i ptáci, kteří se živí hmyzem jako jsou např. koroptve, bažanti nebo tetřevi. Možné účinky se projevují i u hospodářských druhů, a to nejvíce u kachen a hus (Zacharia 2011).

Ze skupiny savců bývají nejvíce vystavovány rizikům zástupci, kteří žijí na polích nebo v blízkosti obdělávané plochy. V posledních letech se do těchto lokalit začali tito zástupci stěhovat, z důvodu úbytku jejich přirozených stanovišť. Zvěř totiž zjistila, že na polích a v blízkém okolí, se dá snadněji sehnat potrava než v jejich přirozeném prostředí. Ze skupiny savců můžeme nejvíce pozorovat početní a druhový úbytek u zajíce polního (Šindelářová a Marada 2017).

K zasažení obvykle dochází během aplikace postřiku nebo při konzumaci potravy, která byla zasažená a došlo k její kontaminaci. V případě, že přípravek představuje potencionální riziko pro tyto skupiny, je na etiketě přípravku uvedeno, že přípravek je nebezpečný/zvlášť nebezpečný pro ptáky/savce. Pokud dojde k použití takového přípravku, musí být použití předem nahlášeno, a to podle vyhlášky č. 327/2004 Sb.6. Přípravky tak nemůžou být použity v lokalitách, kde se ptáci a savci vyskytují. Důležité je proto dodržování pravidel, které obsahují SPe věty (Klašková a kol., 2010).

V případě ochrany vodního prostředí, kde žijí ryby, vodní rostliny, řasy, bezobratlí, korýši a další vodní organismy, je potřeba zabránit úniku herbicidního přípravku do vodního prostředí (Klašková a kol., 2010). V takovýchto případech jsou na základě vlastností účinných látek stanovovány již zmíněné ochranné vzdálenosti, které je potřeba dodržovat a respektovat. Přesně stanovené limity, vzdálenosti a omezení nalezneme i v tomto případě v SPe větách (Harašta a kol., 2015). Kromě SPe vět jsou přípravky klasifikovány samostatnými R-větami. Klasifikace jsou vytvářeny podle nebezpečnosti pro vodní organismy, kdy nevyjadřují riziko, které je spojené s použitím přípravku. Vyjadřují totiž riziko, které představuje nejen koncentrovaný přípravek, ale i jeho obal (Klašková a kol., 2010).

Další početnou skupinou necílových organismů tvoří zástupci opylovačů, a to nejvíce včely a motýli (Zacharia 2011). Včely jsou velmi významné pro lidskou společnost tím, že poskytují včelí produkty, a tak je velmi důležité kontrolovat v jaké míře přicházejí do kontaktu s herbicidními látkami (Stejskalová a Kazda 2019). V důsledku snižování druhové početnosti opylovačů dochází

ke snižování produkce semen a plodů rostlin, což vede k ekologickým i ekonomickým dopadům (Zacharia 2011).

V případě, že přípravek je vyhodnocen jako nebezpečný/zvlášť nebezpečný pro včely, je potřeba respektovat omezení, které nám stanovuje vyhláška č.327/2004 Sb. Ve vyhlášce dále nalezneme i ohlašovací povinnost nebo omezení termínu aplikace (Klašková a kol., 2010).

Přípravky, které jsou vyhodnoceny jako zvláště nebezpečné nesmí být použity: letecky, nesmí být aplikovány na porost, který je navštěvovaný včelami, ale také nesmí proběhnout aplikace na stromy nebo keře, které jsou v květu (při výskytu medovice nebo mimokvětního nektaru). U přípravků, které jsou označovány jako nebezpečné pro včely, platí stejná pravidla jako v případě zvláště nebezpečných přípravků. U nebezpečných přípravků však můžeme provádět takovou aplikaci přípravku, která musí proběhnout až po ukončení denního letu včel, a to nejpozději do dvacáté třetí hodiny příslušného dne (Harašta a kol., 2015).

I členovce zařazujeme mezi necílové organismy, které je potřeba chránit. Hlavní význam mají údaje o možném riziku hlavně v integrované a biologické ochraně rostlin. U této skupiny organismů je při testování potencionálních rizik zkoumáno především to, pro jaké čeledě členovců je přípravek nebezpečný. Nedochází totiž k testování všech čeledí, ale pouze těch necitlivějších druhů. Z toho je patrné, že pokud je přípravek vyhodnocený jako nebezpečný pro jednu čeleď, může být nebezpečný i pro zcela jinou čeleď, u které však testování nebylo prováděno (Klašková a kol., 2010).

I v případě necílových rostlin, což jsou okolní porosty rostlin, které nejsou zemědělskými plodinami, by nemělo dojít k zasažení aplikovanými přípravkami. Okolní porosty jsou totiž nejčastěji zdrojem potravy pro zvířata a další druhy organismů. U necílových rostlin se stejně jako u předešlých příkladů musejí dodržovat stanovené limity, které jsou obsaženy v SPE větech (Klašková a kol., 2010).

3.2.14 Rezidua herbicidních látek v zemědělských produktech

Rezidua neboli zbytková množství herbicidů lze popsat jako jednu nebo více látek, které jsou přítomné v rostlinách nebo v rostlinných produktech. Dále se rezidua vyskytují na povrchu plodin a rostlin, v živočišných produktech nebo v pitné vodě (Harašta a kol., 2015). Metabolity těchto přípravků vznikají právě při jejich rozkladu (Drápal a kol., 2005).

Herbicidní látky, které svou aplikací ovlivňují všechny složky životního prostředí, vykazují krátkodobé ale i dlouhodobé reziduální účinky (Zacharia 2011).

Jelikož rezidua herbicidních látek mají negativní vliv i na lidskou populaci, je stále častěji kladen důraz na kontrolu potravin, a to nejvíce u ovoce a zeleniny.

Státní zemědělská a potravinářská inspekce provádí kontroly, při kterých bývají nejčastěji zachyceny potraviny, které obsahují rezidua herbicidů. Často se jedná o přípravky, které nejsou v EU registrovány. Méně častěji dochází k zachycení registrovaných herbicidů, u kterých bylo prokázáno nadlimitní množství (Jursík a Sucharová 2019). Účelem prováděných kontrol je: kontrola hygienické nezávadnosti, monitoring, orientační screening a další výzkum (Hajšlová a kol., 1998). Z tohoto důvodu jsou stanovené maximální limity výskytu reziduí (MLR), jakož to

horní přípustné limity koncentrace reziduí herbicidů v potravinách nebo krmivech. Horní přístupné limity jsou stanovené na základě nařízení (ES) č. 396/2005, založené na správné zemědělské praxi a na nejnižším vystavení spotřebitele nezbytném pro ochranu spotřebitelů (Harašta a kol., 2015).

Maximální limity výskytu reziduí jsou udávány v mg/kg, kdy se mohou u jednotlivých plodin značně odlišovat. Nejčastěji se limity MLR pohybují v rozmezí od 0,01 do 50 mg/kg (Jursík a Suchanová 2019). Limity jsou stanoveny za podmínek správné zemědělské praxe, z které se vypočítá denní příjem, který musí být nižší než toxikologický ADI (acceptable daily intake). Hodnoty ADI nám vyjadřují množství chemických sloučenin v potravinách, které jsou dále přepočteny na 1 kg tělesné hmotnosti člověka. Toto množství může být přijato pouze krátkodobě, a to bez jakýkoliv zdravotních rizik (Jursík a kol., 2016).

Při stanovení MLR vycházíme z předpokladu, že bezpečnost potravin a krmiv má větší přednost před potřebami, které souvisejí s ochranou rostlin (Harašta a kol., 2015). Vztahy mezi jednotlivými úrovněmi hladiny zbytků herbicidních látek a poškozenými plodinami jsou značně odlišné, a závisí především na faktorech jako např. půdním druhu, půdním typu nebo způsobu obdělávání půdy. Limity tak nejsou uváděny jako konkrétní či stálé hodnoty, ale uvádějí se rozsahem hodnot (Byrušková 2001).

Povinností výrobce k registraci herbicidního přípravku je potřeba předložit dokumentaci, která obsahuje přesně stanovené náležitosti, které budou splňovat podmínky pro používání přípravku. Dokumentace musí obsahovat toxikologická data, které byly zjištěny při pokusech na zvířatech nebo jiné údaje o ekotoxicitě. Dále musí také obsahovat informace o změnách aktivních složek ve všech složkách životního prostředí a informace o dynamice reziduí po aplikaci (Drápal a kol., 2005).

Rizika, která mohou způsobit ohrožení kvality, bezpečnosti a zdravotní nezávadnosti potravin, vznikají zejména při používání povolených přípravků na ochranu rostlin. Dochází k nim v případě, že uživatel přípravku (Harašta a kol., 2015):

- překročí stanovený maximální počet použití daného přípravku v jednom roce
- překročí dávku přípravku
- použije přípravek mimo povolený rozsah použití
- nedodrží bezpečnou vzdálenost
- nedodrží stanovenou ochrannou lhůtu

3.2.15 Restrikce herbicidní ochrany

V České republice, podobně jako v celé EU se v posledních letech snižuje spotřeba pesticidů. Hlavním důvodem jsou postupné restrikce, které se týkají přípravků s horším ekotoxickým profilem. Přípravky jsou omezovány i kvůli nevyhovujícím požadavkům, které mají dopad na životní prostředí (Jursík a kol., 2019).

Restrikce používání některých herbicidních látek se týkají především omezení jejich dávkování. Dále jsou pesticidy omezovány ochrannými vzdálenostmi či úplným zákazem používání v pásmech vodních zdrojů (Kocourek a kol., 2018).

U herbicidů jsou nejvíce restringovány zástupci ze skupiny triazinů a substituované močoviny, nitrily, acetamidy, ale i další látky. V dnešní době se už spousta herbicidních látek nesmí využívat v pásmech ochrany vodních zdrojů. Jelikož v posledních 25 letech se nedaří vyvíjet účinné látky s novým mechanismem účinku, dochází tak k výraznému snižování diverzity používaných herbicidních přípravků, což vede ke značným problémům. Problémy nastávají při vývoji a šíření rezistentních populací plevelů či jednostrannému zatěžování životního prostředí (Jursík a kol., 2015).

I přesto, že došlo k úplném zákazu některých herbicidních přípravků, tak tyto restriktce nemají zásadní vliv na ochranu obilnin, kde je stále k dispozici široké spektrum účinných látek herbicidů. Je to převážně z důvodu podzimního ošetření ozimů, jelikož tato ošetření zůstávají základem regulace plevelů v ozimých obilninách (Jursík a kol., 2019). Důsledky klimatických změn se obvykle neprojevují ve všech ročních obdobích stejně, což má velkou výhodu u podzimního herbicidního ošetření (Jursík a Soukup 2020). Restriktce se nepředpokládají u herbicidů, které bývají používány na jaře.

V porostech řepky olejky je ochrana proti plevelům v dnešní době postavená zejména na půdních herbicidech. Půdní herbicidy se aplikují převážně preemergentně, proto nejčastěji využíváme přípravky z acetamidových skupin. Další ohroženou účinnou látkou je clomazone, u kterého může dojít až k úplné restrikci. Pokud k takovýmto opatřením dojde, bude potřeba, aby pro regulaci plevelů byly více využívány růstové herbicidy (Jursík a kol., 2019).

Restriktce účinných látek herbicidů používaných v kukuřici značně přibývají, zejména u herbicidů s reziduálním působením v půdě. U porostů kukuřice totiž nejčastěji používáme preemergentní nebo časné postemergentní ošetření. V kukuřici bylo částečně omezeno používání tetbuthylazinu, kdy dávky jsou v současnosti max. do 750 g/ha. Pokud by však došlo k úplnému zákazu této účinné látky, zemědělci by měli s pěstováním kukuřice značné potíže, jelikož tato látka je obsažena u většiny půdních herbicidů (Jursík a Soukup 2017). Pokud nebudou tyto látky zcela zakázány, bude postupně omezováno jejich dávkování, které výrazně zkrátí reziduální působení. V případě sucha tak budou tyto herbicidy selhávat, což se stává i při současném dávkování (Jursík a kol., 2019).

Velmi složitá situace, která se týká očekávaných restriktcí bude mít dopad na pěstitele cukrové řepy. Nedávno došlo k zákazu účinné látky chloridazon a desmedipham, (Jursík a Holec 2019).

I pěstitelé brambor očekávají velmi přísné restriktce účinných herbicidních látek (Kasal 2020). U brambor se nejčastěji využívají půdní herbicidy, které jsou však v ohrožení (Jursík a kol., 2019). Je to především z důvodu omezení linuronu a metribuzinu. V současné době je již velmi patrný nedostatek účinných herbicidů, u kterých by mohla být prováděná aplikace v ochranných pásmech vodních zdrojů (Jursík a kol., 2019).

4 Závěr

Podle dostupných a zjištěných informací lze obecně říct, že účinnost herbicidních látek je ovlivňována řadou vnějších faktorů, proto je velmi důležité znát vzájemné vztahy mezi vnějšími podmínkami a účinností herbicidních látek, jakož to přípravků na ochranu rostlin. Tyto důležité interakce jsou podstatné především při správném výběru herbicidní látky, při volbě aplikační dávky či mechanismu působení. Kromě vnějších faktorů mají výrazný vliv na chování herbicidních látek v prostředí fyzikální a chemické vlastnosti herbicidů, které ovlivňují především pohyb látek v půdě a chování ve vodě.

V posledních letech se v České republice více rozšiřuje ekologický způsob hospodaření, ale herbicidní látky se stále masově používají, protože se jedná o velmi efektivní a levný způsob regulace plevelů. I přesto, že v posledních letech dochází ke značnému snížení či omezování herbicidní ochrany, stále se tyto látky masově používají a jsou následně nacházeny ve všech složkách životního prostředí. Nejčastěji se vyskytují v podobě metabolitů (degradačních produktů).

Výskyt herbicidů a jejich metabolitů ve vodním prostředí i v půdě je v posledních letech velmi intenzivně monitorován. Vodní zdroje bývají totiž nejvíce vystaveny možné kontaminaci, která může negativně ovlivňovat všechny vodní organismy i celé vodní ekosystémy. Kromě zasažení vodních ekosystémů, může dojít k zasažení zdrojů pitné vody, kdy se tato možná kontaminace stává rizikovou pro vodohospodářské účely. Náklady na čištění vodních zdrojů jsou velmi vysoké a není dosud vyřešeno, kdo se na nich bude v budoucnu podílet.

Velký důraz je kladen kromě vodních zdrojů i na necílové organismy, které mohou přijít do styku s herbicidními látkami. Necílové organismy je proto potřeba chránit na základě platné legislativy v rámci ČR i EU. Nejčastěji bývají zasaženy ptáci, savci, vodní organismy, včely, půdní členovci atd. V neposlední řadě může docházet i k negativnímu vlivu na lidské zdraví.

Kvůli nevyhovujícím ekotoxikologickým požadavkům dochází k pozvolnému omezování přípravků na ochranu rostlin včetně herbicidů. V několika posledních letech došlo v EU k výrazným restrikcím těchto látek. Z tohoto důvodu dochází ke snižování diverzity používaných herbicidů, což může v budoucnu způsobit další problémy, a to nejen pěstitelům polních a zahradních plodin.

5 Literatura

Agrochémia: Časopis pre racionálne využívanie agrochemikálií v poľnohospodárstve, *Funkce půdy ve vztahu k fytotoxicitě herbicidů*. 2005. roč.9, č.3, s. 10-13. ISSN: 1335-2415

Dostupné z: <http://www.mskis.cz/?path=m1%7Cmt17%7Cmo1463>

BASF, *Podle čeho správně vybrat herbicidní ošetření na podzim?* [online]. [cit. 2021-04-13].

Dostupné z: <https://www.agro.basf.cz/cs/Nastroje/obecná-doporučen%C3%AD/clanky/obilniny/herbicidni-osetreni-na-podzim.html>

BLASIOLI, S., BRASCHI, I., GESSA, C.E., *The Fate of Herbicides in Soil*. Department of Agroenvironmental Sciences and Technologies, University of Bologna, Italy, [online]. 2011 [cit. 2020-10-22]. Dostupné z: <https://www.intechopen.com/books/herbicides-and-environment/the-fate-of-herbicides-in-soil>

BRANT, V., a kol., *Efektivní hospodaření s vodou a eliminace degradace půdy v pěstebních systémech kukuřice seté*. Agrární komora České republiky. Praha, 2020. ISBN: 978-80-88351-13-9

BURYŠKOVÁ, L., *Nebezpečí reziduí herbicidů v půdě pro cukrovku*. [online]. 2001 [cit. 2021-04-07]. Dostupné z: <https://www.uroda.cz/nebezpeci-rezidui-herbicidu-v-pude-pro-cukrovku/>

COBB, A.H., READE, P.H., *Herbicides and Plant Physiology*. Second Edition, 2010. ISBN: 978-1-405-12935-0

CREAMLYN, R.J., *Pesticides: Preparation and Mode of Action*. New Edition, Wiley-Blackwell, 1979. ISBN: 978-0471276692

DEVLIN, D., BRADEN, CH., SMEDA, R., a kol., *Pesticides Management for Water Quality Protection in the Midwest*. EPA Region VII, Kansas State University, 2008

DEXTER, A. G., *Herbicide spray drift*. North Dakota State University Extensions Service, NDSU Fargo, [online], 1993 [cit. 2021-03-31], Dostupné z: <https://www.mssoy.org/uploads/files/ndsu-ext-a-657.pdf>

DRÁPAL, J., a kol., *Rezidua pesticidů v potravinách*. Vědecký výbor pro potraviny. Brno, [online]. 2005 [cit.2021-04-07]. Dostupné z: http://czvp.szu.cz/vedvybor/dokumenty/studie/pest_2005_1_deklas.pdf

- EAGRI, *Klasifikace a podmínky použití profesionálních zařízení pro aplikaci přípravků omezujících jejich úlet, a to v souvislosti se zkracováním ochranných vzdáleností, které jsou stanoveny v rozhodnutí o povolení přípravku a následně přeneseny do návodu k použití*. 2017 [cit. 2021-04-01]. Dostupné z: http://eagri.cz/public/web/file/518349/Informace_ke_zkracovani_ochrannych_vzdalenosti.pdf
- EAGRI, *Registr přípravků na ochranu rostlin*. [cit. 2021-02-12]. Dostupné z: <http://eagri.cz/public/app/eagriapp/POR/Vyhledavani.aspx>
- EAGRI, *Seznam povolených přípravků a pomocných prostředků na ochranu rostlin 2019*. [cit. 2021-3-1]. Dostupné z: http://eagri.cz/public/app/eagriapp/POR/Files/VESTNIK_2019_LEDEN.pdf
- EDWARDS, C.A., *Factors That Affect The Persistence Of Pesticides in Plants and Soils*. Pure and Applied Chemistry, 42(1-2):39-56 · December 1975
- FOOD A AGRICULTURAL ORGANISATION (FAO) *International code of conduct on the distribution and use of pesticides*. [online]. 2003 [cit. 2021-02-08]. Dostupné z: <http://www.fao.org/3/Y4544E/Y4544E00.htm>
- FUČÍK, P., ZAJÍČEK, A., DUFFKOVÁ, R., *Metodický postup pro monitoring dynamiky pesticidů v zemědělských drenážích a drobných vodních tocích: Certifikovaná metodika*. Technologická agentura ČR, VÚMOP ve spolupráci s Povodí Vltavy, Praha-Suchdol, 2017, ISBN: 978-80-87361-78-8
- GAVRILESCU, M., *Fate Of Pesticides in the Environment and its Bioremediation*. Review, Pesticides in the Environment, 2005, Volume 5, Issue 6, Page 497-526
- GEYIKCI, F., *Pesticides and Their Movement Surface Water and Ground Water*. Pesticides in the Modern World - Risks and Benefits, Ondokuz Mayıs University, Chemical Engineering Department, Turkey, 2011, ISBN: 978-953-307-458-0
- GISH, T.J., PRUEGER, J.H., KUSTAS, W.P., a kol., *Soil Moisture and Metolachlor Volatilization Observations over Three Years*. Journal of Environmental Quality - Atmospheric Pollutants and Trace Gases, Vol. 38 No. 5, p. 1785-1795, 2008
- HAJŠLOVÁ, J., KOCOUREK, V., POUSTKA, J., CUHRA, P., *Příprava vzorku pro stanovení reziduí pesticidů v potravinách*. Chemické listy, [online]. 1998, vol. 92 [cit. 2021-03-08]. Dostupné z: https://web.vscht.cz/~hajslovj/publications/Hajslova_pest_ChemListy_VOL92_P777-783.pdf

HAIŠLOVÁ, J., TICHÁ, J., KOCOUREK, V., *Rezidua pesticidů v ovoci a zelenině, možnosti minimalizace*. Vědecký výbor fytoosanitární a životního prostředí, Praha, [online]. 2005, [cit. 2020-09-30]. Dostupné z: <http://www.phytopsanitary.org>

HARAŠTA, P., *Je nežádoucí úlet postřiku nebezpečný?* [online]. 2019 [cit. 2021-03-22]. Dostupné z: <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/mechanizace/je-nezadouci-ulet-postriku-nebezpecny>

HARAŠTA, P., *Minimalizace nežádoucích úletů při aplikaci pesticidů*. Ministerstvo zemědělství, Praha, [online]. 2007 [cit. 2021-03-26]. Dostupné z: <http://www.chizatec.cz/download/page4917.pdf>

HARAŠTA, P., *Nežádoucí úlet postřiku a jak jej omezovat*. [online]. 2020 [cit. 2021-03-26]. Dostupné z: <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/mechanizace/nezadouci-ulet-postriku-a-jak-jej-omezovat>

HARAŠTA, P., *Nežádoucí úlet postřiku – lze jej omezit?* [online]. 2018 [cit. 2021-03-22]. Dostupné z: <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/mechanizace/nezadouci-ulet-postriku-lze-jej-omezit>

HARAŠTA, P., *Ochranné vzdálenosti při používání přípravků (I)*. [online]. 2017 [cit. 2021-03-25]. Dostupné z: <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/management-a-legislativa/legislativa/ochranne-vzdalenosti-pri-pouzivani-pripravku-i>

HARAŠTA, P., *Ochranné vzdálenosti při používání přípravků (II)*. [online]. 2017 [cit. 2021-03-25]. Dostupné z: <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/management-a-legislativa/legislativa/ochranne-vzdalenosti-pri-pouzivani-pripravku-ii>

HARAŠTA, P., PETERKA, V., TALICH, P., ŘEHÁK, V., ZAPLETAL, M., *Správné a bezpečné používání přípravků na ochranu rostlin*. Ministerstvo zemědělství, Praha, [online]. 2015, ISBN: 978-80-7434-265-3 Dostupné z: http://eagri.cz/public/web/file/440132/Spravne_a_bezpecne_pouzivani_pripravku_publicace_NAP_2015.pdf

HVĚZDOVÁ, M., KOSUBOVÁ, P., KOŠÍKOVÁ, M., a kol., *Currently and recently used pesticides in Central European arable soils*. Sci Total Environ. 2018. DOI: 10.1016 / j.scitotenv.2017.09.049

HUBAČÍKOVÁ, V., OPPELTOVÁ, P., *Úpravy vodních toků a ochrana vodních zdrojů*. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 2008. 131 s. ISBN: 978-80-7375-243-9

HŮLA, J., *Zpracování půdy přispívající k omezení odtoku vody a smyvu zeminy*. [online]. 2016 [cit. 2021-03-30]. Dostupné z: <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/technologie/zpracovani-pudy-prispivajici-k-omezeni-odtoku-vody-a-smyvu-zeminy>

JINDE, C.D., *Physico – Chemical Properties and Environmental Fate of Pesticides*. Environmental Hazards Assessment Program, Sacramento, Janury 1994

JURSÍK, M., HOLEC, J., *Budoucnost regulace plevelů v porostech cukrové řepy*. Listy cukrovarnické a řepářské. 5-6, 135, str. 181-186. 2019

JURSÍK, M., HOLEC, J., HAMOUZ, P., SOUKUP, J., *Biologie a regulace plevelů*. České Budějovice: Kurent, 2018. ISBN: 978-80-87111-71-0

JURSÍK, M., KOČÁREK, M., HAMOUZ, P., *Environmentální zátěž herbicidů a její kvantifikace*. 2015, Agromanuál, roč. 10, č. 2, s. 28-31. ISSN: 1801-7673.

JURSÍK, M., KOČÁREK, M., KOLÁŘOVÁ, M., HAMOUZ, P., ANDR, J., *Optimalizace regulace plevelů v systému integrované produkce slunečnice: Certifikovaná metodika*. V Praze: Česká zemědělská univerzita, 2018. ISBN: 978-80-213-2888-4

JURSÍK, M., KOČÁREK, M., SOUKUP, J., HOLEC, J., HAMOUZ, P., *Důležité aspekty herbicidní ochrany*. Listy cukrovarnické a řepářské. 7-8, 127, str. 225-227, 2011

JURSÍK, M., SOUKUP, J., *Faktory ovlivňující účinnost herbicidů*. 2015, Farmář, roč. 21, č.2, s. 24-26. ISSN: 1210-9789

JURSÍK, M., SOUKUP, J., *Faktory ovlivňující účinnost a selektivitu herbicidů*. [online], 12. 1. 2021 [cit. 2021-03-21]. Dostupné z: <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/ochrana-rostlin-a-pestovani/plevele/faktory-ovlivnujici-ucinnost-a-selektivitu-herbicidu>

JURSÍK, M., SOUKUP, J., *Podzimní herbicidní ošetření ozimých obilnin: současné možnosti a budoucnost*. [online], 12. 10. 2020 [cit. 2021-04-08]. Dostupné z: <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/ochrana-rostlin-a-pestovani/plevele/podzimni-herbicidni-osetreni-ozimych-obilnin-soucasne-moznosti-a-budoucnost>

JURSÍK, M., SOUKUP, J., *Příprava postřikové jichy a míchání pesticidů*. 2013, Agromanuál, roč. 8, č.3, s. 70-71. ISSN: 1801-7673

- JURSÍK, M., SOUKUP, J., *Regulace plevelů v kukuřici – současný stav a výhled do budoucna*. [online], 25. 04. 2017 [cit. 2021-04-08]. Dostupné z: <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/ochrana-rostlin-a-pestovani/plevele/regulace-plevelu-v-kukurici-soucasny-stav-a-vyhled-do-budoucna>
- JURSÍK, M., SOUKUP, J., HOLEC, J., *Budoucnost herbicidní ochrany aneb očekávané restriktce*. Úroda. 4, s. 66-68, 2019
- JURSÍK, M., SOUKUP, J., HOLEC, J., *Důležité aspekty herbicidní ochrany*. Listy cukrovarnické a řepařské. 11, 127, s. 348-350, 2011
- JURSÍK, M., SOUKUP, J., JANKŮ, J., *Důležité aspekty herbicidní ochrany*. Listy cukrovarnické a řepařské. 12, 127, s. 384-388, 2011
- JURSÍK, M., SOUKUP, J., HOLEC, J., *Mechanismy účinku herbicidů a projevy jejich působení na rostliny*. Listy cukrovarnické a řepařské. 1, 126, s. 14-15, 2010
- JURSÍK, M., SOUKUP, J., HOLEC, J., *Mechanismy účinku herbicidů a projevy jejich působení na rostliny*. Listy cukrovarnické a řepařské. 3, 127, s. 88-89, 2011
- JURSÍK, M., SUCHANOVÁ, M., *Rezidua herbicidů v zelenině a možnosti jejich eliminace*. [online]. 2019 [cit. 2021-04-06]. Dostupné z: <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/ochrana-rostlin-a-pestovani/plevele/rezidua-herbicidu-v-zelenine-a-moznosti-jejich-eliminace>
- JURSÍK, M., ŠUK, J., HAMOUZOVÁ, K., SUCHANOVÁ, M., HAMOUZ, P., KOCOUREK, F., KYSILKOVÁ, K. *Optimalizace regulace plevelů v systému integrované produkce košťálové, cibulové, kořenové zeleniny a salátu: Certifikovaná metodika*. V Praze: Česká zemědělská univerzita, 2016. ISBN: 978-80-213-2656-9.
- KASAL, P., *Regulace plevelů v bramborách – současnost a perspektivy*. [online]. 17. 5. 2020 [cit. 2021-04-09]. Dostupné z: <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/ochrana-rostlin-a-pestovani/plevele/regulace-plevelu-v-bramborach-soucasnost-a-perspektivy>
- KAZDA, J., MIKULKA, J., PROKINOVÁ, E., *Encyklopedie ochrany rostlin*. Praha: Profi Press, 2010. ISBN: 978-80-86726-34-2
- KERLE, E.A., JENKINS, J.J., VOGUE P.A., *Understanding Pesticide Persistence and Mobility for Ground- water and Surface Water Protection*. Oregon State University, Extension Services, January 1994, Reprinted April 2007, EM-8561-E

KLÁŠKOVÁ, L., MASTNÁ, Z., NAVRÁTILOVÁ, M., *Zásady ochrany vod a necílových organismů při aplikaci přípravků na ochranu rostlin*. Praha: Ministerstvo zemědělství ve spolupráci se Státní rostlinolékařskou správou, [online]. 2010. [cit. 2021-04-01]. Dostupné z: <http://www.chizatec.cz/download/page4915.pdf>

KOCOUREK, F., HAVEL, J., HOVORKA, T., a kol., *Metodika integrované ochrany řepky vůči škodlivým organismům podzimních škůdců*. Certifikovaná metodika. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i, 2018. ISBN: 978-7427-300-1.

KOHOUT, V., a kol., *Herbologie – Plevel a jejich regulace*. Praha, ČZU, 1996, 116 s. ISBN: 80-213-0308-5.

KOPP, R., HILSCEROVÁ, K., POŠTULKOVÁ, E., *Základy vodní ekotoxikologie*. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 2015. ISBN: 978-80-7509-334-9

KUDSK, P., KRISTENSEN, J.L., *Effect of environmental factors on herbicide performance*. Proceedings of the First International Weed Congress, Weed Science Society of Victoria Inc. Melbourne, Vol. 1, Pages 173-186, 1992. ISBN: 0-9599210-4-4

LONG, Y.H., LI, R.Y., WU, X.M., *Degradation of S-metolachlor in soil as affected by environmental factors*. Journal of Soil Science and Plant Nutrition, Department of Plant Protection, Agriculture College, Guizhou University, March 2014, ISSN: 0718-9516

MAJEWSKI, M.M., CAPEL, P.D., *Pesticides In The Atmosphere: Distribution, Trends, and Governing Factors*. US Geological Survey, Sacramento, Minnesota, 1996. ISBN: 9781575040042

MIČKOVÁ, B., RAUCH, P., FUKAL, L., *Možnosti imunochemického stanovení organochlorových a karbamátových pesticidů*. Chemické listy, [online], 2004, vol. 98 [cit.2020-10-10]. Dostupné z: http://w.chemicke-listy.cz/docs/full/2004_11_02.pdf

MIKULKA, J., KNEIFELOVÁ, M., *Rizika kontaminace potravin a pitné vody herbicidy*. Výzkumný ústav rostlinné výroby, Vědecký výbor fytosanitární a životního prostředí, Praha, 2004

MIKULKA, J., KNEIFEVÁ, M., *Plevelné rostliny*. Praha: Profi press, 2005. ISBN: 80-86726-02-9

NĚMEČEK, J., VÁCHA, R., PODLEŠÁKOVÁ, E., *Hodnocení kontaminace půd v ČR*. Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, 2010. ISBN: 978-80-86561-02-4.

NIKONOROW, M., a kol., *Pesticídy a toxicita prostředí*. 1. vydání, Bratislava: Příroda, 1983. 198 s.

OLIVEIRA, M.A.P., a kol., *Influence of spray mixture volume and flight height on herbicide deposition in aerial applications on pastures*. Planta Daninha [online]. 2014, vol.32, n.1 [cit. 2021-03-24]. s.227-232. Dostupné z: <https://www.scielo.br/pdf/pd/v32n1/25.pdf>

PAVELA, R., *Botanické pesticidy, nadějná alternativa ochrany rostlin*. [online]. 2017 [cit. 2021-04-10]. Dostupné z: <https://www.agrojournal.cz/clanky/botanicke-pesticidy-nadejna-alternativa-ochrany-rostlin-313>

PINTO, A.P., SERRANO, C., PIRES, T. a kol., *Degradation of Terbutylazin, Difenconazole and Pendimethalin Pesticides by Selected Fungi Cultures*. Science of the Total Environment, Vol. 435, Pages 402-410, 2012

PITTER, P., *Hydrochemie*. 5. vydání, Praha: Vydavatelství VŠCHT Praha, 2015. ISBN: 978-80-7080-928-0

POPL, M., FÄHNRIK, J., *Analytická chemie životního prostředí*. 4. přepr. vydání. Praha: Vydavatelství VŠCHT Praha, 1999. 218 s. ISBN: 80-708-0336-3

PROKOP, M., *Přípravky na ochranu rostlin*. 2017, Agromanuál, č.1, str. 32-35, ISSN: 1801-7673

RAO, P.S.C., MANSELL, R.S., BALDWIN, L.B., *Pesticides and their behavior in soil and water*. Soil Science Fact Sheet, 1983.

REHAN, M., a kol., *Microbial Biodegradation of S-triazine Herbicides in Soil*. Journal of Crop Research and Fertilizers: 1-6, Egypt, October 28, 2016

STARÁ, A., *The effect of triazine based pesticides on fish*. Vodňany: Faculty of Fisheries and Protection of Waters, University of South Bohemia in České Budějovice, 2014. 111 s. ISBN: 978-80-87437-93-3

STEJSKALOVÁ, M., KAZDA, J., *Nejčastější rezidua pesticidů v medu a pylu z lokalit s intenzivním hospodařením*. [online]. 2019 [cit. 2021-04-4]. Dostupné z: <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/ochrana-rostlin-a-pestovani/ochrana-obecne/nejcastejsi-rezidua-pesticidu-v-medu-a-pylu-z-lokalit-s-intenzivnim-hospodarenim>

STREIBIG, J.C., *Assessments of Herbicides*. Chapter 1, 2003, Pages 1-44

SZÚ, *Rezidua pesticidů v potravinách – zdravotní rizika a aktuální stav* [online]. 2010 [cit. 2021-04-10]. Dostupné z: <http://www.szu.cz/tema/rezidua-pesticidu-v-potravinach-zdravotni-rizika-a-aktualni>

ŠINDELÁŘOVÁ, L., MARADA, P., *Má aplikace pesticidů negativní vliv na drobnou zvěř-ano, či ne?* [online]. 2017 [cit. 2021-04-8]. Dostupné z: <https://www.uroda.cz/ma-aplikace-pesticidu-negativni-vliv-na-drobnou-zver-ano-ci-ne/>

TORSTENSSON, L., *Microbial Decomposition of Herbicides in the Soil*. Outlook on Agriculture. Volume 17.No.3. 1988

UNSWORTH, J., *History of pesticide use*. In: International Union of Pure and Applied Chemistry [online]. 2010 [cit. 2021-03-10]. Dostupné z: http://agrochemicals.iupac.org/index.php?option=com_sobi2&sobi2Task=sobi2Details&catid=3&sobi2Id=31

WRIGHT, D.A., WELBOURN, P., *Environmental toxicology*. New York: Cambridge University Press, 2002. Cambridge environmental chemistry series, 11. ISBN: 05-215-8860-X

YE, X., DONG, F., LEI, X., *Microbial Resources and Ecology-Microbial Degradation of Pesticides*. Natural Resources Conservation and Research, School of Environment and Planning, Wuxi Agricultural University, Jiangsu, China, 2018

ZACHARIA, J.T., *Ecological Effects of Pesticides*. Pesticides in the Modern World - Risks and Benefits, University of Dar es Salaam, Dar es Salaam University College of Education, Tanzania, October, 2011, ISBN: 978-953-307-458-0.

ZBÍROVSKÝ, M., MYŠKA, J., *Insekticidy, fungicidy, rodenticidy*. Praha: Československá akademie věd, 1957. Studie a prameny. Sekce chemická, svazek 26.