

**Univerzita Karlova**  
**Přírodovědecká fakulta**

Studijní program: Hydrologie a hydrogeologie  
Studijní obor: Povrchová a podzemní voda



**Matyáš Kadlčík**

Problematika pesticidů v podzemních vodách  
Problems of pesticides in groundwater

Bakalářská práce

Vedoucí práce: doc. RNDr. Zbyněk Hrkal, CSc.

Praha, 2022

## Prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracoval/a samostatně a že jsem uvedl/a všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 28. července 2022

.....

Matyáš Kadlčík

## Abstrakt

Cílem práce je rešeršní studií a pomocí konkrétních příkladů popsat problematiku pesticidů v podzemní vodě. V teoretické části práce je přehled definic pojmu pesticid, příklady klasifikací pesticidů podle různých parametrů a historie užívání pesticidů. Práce se také zabývá dopadem používání pesticidů na člověka a přírodu s důrazem na vodní prostředí. V následující kapitole je shrnut vývoj legislativy v Česku a ve světě. Na závěr je uvedena případová studie vlivu interakce povrchové a podzemní vody na chování pesticidů.

Klíčová slova: pesticidy, podzemní voda, persistentní organické polutanty

## Abstract

The aim of the bachelor's thesis is to apply a research study and by concrete examples to describe the issue of pesticides in groundwater. The theoretical part of the thesis contains an overview of the definitions of the term pesticide, examples of pesticide classifications according to various parameters and the history of pesticide use. The thesis also deals with the impact of pesticides use on humans and wildlife, with special focus on the aquatic environment. The following chapter summarizes the development of legislation in the Czechia and in the world. At the end, a case study of influence of surface water – groundwater interactions on pesticides is presented.

Keywords: pesticides, groundwater, persistent organic pollutants

## Poděkování

Chtěl bych poděkovat vedoucímu mé bakalářské práce doc. RNDr. Zbyňkovi Hrkalovi, CSc. za vstřícnost a všestrannou pomoc při konzultacích.

# Obsah

1. ZADÁNÍ A CÍL PRÁCE.....	6
2. DEFINICE PESTICIDŮ A JEJICH DĚLENÍ.....	6
2.1 Definice pesticidů.....	6
2.2 Dělení pesticidů.....	7
2.2.1 Klasifikace podle nebezpečnosti.....	7
2.2.2 Klasifikace podle biologické účinnosti.....	7
2.2.2.1 Insekticidy.....	7
2.2.2.2 Syntetické insekticidy.....	8
2.2.2.3 Fungicidy.....	8
2.2.2.4 Herbicidy.....	8
2.2.3 Dělení podle způsobu působení na organismy.....	9
2.2.3.1 Systémové pesticidy.....	9
2.2.3.2 Dotykové pesticidy.....	10
2.2.3.3 Fumiganty.....	10
2.2.3.4 Repelenty.....	10
2.2.4 Klasifikace podle chemického složení.....	10
2.2.4.1 Organochloridy.....	11
2.2.4.2 Organofosfáty.....	11
2.2.4.3 Karbamáty.....	11
2.2.4.4 Syntetické pyretroidy.....	12
3. HISTORICKÝ PŘEHLED APLIKACE PESTICIDŮ A STUDIA VLIVU NA ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ SE ZVLÁŠTNÍM ZAMĚŘENÍM NA VODNÍ EKOSYSTÉMY, PITNOU VODU A DOPAD NA LIDSKÉ ZDRAVÍ (VE SVĚTĚ A V ČR).....	12
3.1. Historie vývoje a aplikace pesticidů.....	12
3.2 Vliv pesticidů na životní prostředí.....	13
3.2.1 Vlastnosti pesticidů v prostředí.....	14
3.3 Dopad pesticidů na organismy.....	15
3.3 Dopad pesticidů na lidské zdraví.....	16
3.5 Dopad pesticidů na vodní prostředí.....	17
3.5.1 Povrchové vody.....	17
3.5.2 Podzemní vody.....	17
4. VÝVOJ LEGISLATIVY VE SVĚTĚ A V ČR.....	18
4.1 Vývoj světové legislativy.....	18
4.2 Vývoj legislativy v ČR.....	19
5. MONITORING OBSAHU PESTICIDŮ V PODZEMNÍCH VODÁCH V ČR.....	21
6. VYBRANÁ PŘÍPADOVÁ STUDIE PRŮZKUMU LOKALITY KONTAMINOVANÉ PESTICIDY.....	23
6.1 Popis lokality a metodika.....	23
6.3 Použitá metodika závěry autorů studie.....	24
7. ZÁVĚR.....	27
8. POUŽITÁ LITERATURA.....	28
PŘÍLOHY.....	35

# 1. Zadání a cíl práce

Pesticidy jsou neodmyslitelnou součástí moderního zemědělství a bez nich by potravinářský průmysl nedosáhnul efektivity, kterou se nyní může chlubit. Aplikace přípravků na ochranu zemědělské produkce s sebou však přináší i nechtěné vedlejší efekty. Pronikají do různých prostředí od atmosféry po hydrosféru včetně podzemní vody a mají negativní dopad na divokou přírodu a lidskou společnost.

Tato práce si klade za cíl rešeršní studií a pomocí konkrétních příkladů podat ucelený pohled na problematiku pesticidů v podzemní vodě. Práce chce nabídnout pohled na definici a klasifikaci pesticidů z více perspektiv. Historickým přehledem vývoje a používání pesticidů se snaží ukázat směry, kterými se toto odvětví ubíralo v minulosti a nastínit, kam by mohlo směřovat v budoucnosti. Dalším cílem práce je ukázat, jaký dopad mohou pesticidy mít na organismy v různých prostředích. Práce se věnuje také regulaci používání pesticidů ve světě a Česku a jejich monitoringu v podzemních vodách. Na případové studii je ukázáno, jak se pesticidy mohou chovat v propojeném systému povrchové a podzemní vody.

## 2. Definice pesticidů a jejich dělení

### 2.1 Definice pesticidů

Pojem pesticid nemá jednotnou celosvětově uznávanou definici. FAO (Food and Agriculture Organization) a WHO (World Health Organization) definují pesticidy ve svých Mezinárodních předpisech pro zacházení s pesticidy jako: prostředky určené k odpuzení, hubení a kontrole škůdců, včetně vektorů onemocnění člověka nebo zvířat, nežádoucích druhů rostlin nebo živočichů způsobujících škody během výroby, zpracování, skladování, přepravy nebo uvádění zemědělských komodit a potravin na trh. Slouží také k moderaci růstu plodin jako defolianty, látky bránící pádu ovoce před sklizní a látky určené k ochraně plodin při sklizni skladování a přepravě (FAO, 2014).

Z legislativního pohledu, dle Vyhlášky č. 83/2014 Sb., kterou se mění Vyhláška č. 252/2004 Sb. se pojmem pesticidy rozumí organické insekticidy, herbicidy, fungicidy, nematocidy, akaricidy, algicidy, rodenticidy, slimicidy, příbuzné produkty (např. regulátory růstu) a jejich relevantní metabolity, rozkladné nebo reakční produkty.

Pesticidy se používají hlavně v zemědělství, lesním hospodářství a potravinovém průmyslu. Využití našli i ve vodohospodářství, kde slouží k redukci nebo likvidaci některých nežádoucích vodních organismů, nebo ochraně mladých chovných ryb (Pitter, 2015).

## 2.2 Dělení pesticidů

Pesticidy se nejčastěji klasifikují podle nebezpečnosti, biologické účinnosti, složení nebo způsobu působení na organismus (Pitter, 2015).

### 2.2.1 Klasifikace podle nebezpečnosti

WHO vytvořila v roce 1975 klasifikaci pesticidů podle potenciálního nebezpečí pro člověka při orálním nebo dermálním kontaktu. Od vzniku klasifikace byla její škála průběžně aktualizována. V současnosti WHO používá jako podklad své klasifikace Acute Toxicity Hazard Categories od GHS (Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals) na jejímž základě vytvořila škálu nebezpečnosti pesticidů, kterou znázorňuje Tabulka 1. Označení LD50 je dávka látky v miligramech na kilogram váhy pokusného živočicha, která způsobuje uhynutí poloviny zvířat, s nimiž se pokus konal (Večeřa, 1964).

Tabulka 1. Klasifikace látek podle nebezpečnosti

Slovní hodnocení látek		LD50 pro laboratorního potkana [mg kg <sup>-1</sup> ]	
		orálně	dermálně
Ia	extrémně nebezpečné	< 5	< 50
Ib	vysoce nebezpečné	5–50	50–200
II	středně nebezpečné	50–2000	200–2000
III	málo nebezpečné	> 2000	> 2000
U	pravděpodobně bezpečné	> 5000	> 5000

Zdroj: Přeloženo z klasifikace WHO

### 2.2.2 Klasifikace podle biologické účinnosti

Klasifikace podle biologické účinnosti rozděluje pesticidy do skupin podle škůdců, proti kterým jsou vytvářeny a podle dějů, které způsobují, nebo kterým mají bránit.

#### 2.2.2.1 Insekticidy

Insekticidy můžeme rozdělit na látky přírodního původu a na synteticky připravené. Přírodní insekticidy jsou látky, které si rostliny samy vytvořily na svou obranu proti škůdcům. Jejich užívání se datuje daleko do minulosti. Většina, ale není ekonomicky extrahovatelná. Některé

z nich jsou však účinné a používají se i v současnosti. Patří mezi ně například nikotin, derris a pyrethrum (Cremlyn, 1985).

#### 2.2.2.2 Syntetické insekticidy

Syntetické insekticidy jsou v porovnání s přírodními levnější alternativou. Škůdci si proti nim snadněji vytvářejí rezistenci. Nejvýznamnější skupiny syntetických insekticidů jsou organochlorové a organofosforové látky. Organochlorové látky jako DDT se však zakazují, nebo omezují kvůli jejich ekologickým rizikům spojeným s jejich používáním (Pitter, 2015; Cremlyn, 1985).

#### 2.2.2.3 Fungicidy

Fungicidy jsou prostředky proti škodlivým parazitickým houbám. V zemědělství se pojmem fungicidy označují látky, které jsou určeny k ochraně již vzrostlých rostlin. Přípravky, které preventivně chrání semena před houbovými chorobami a jejich zárodky ještě před zasetím, se nazývají mořidla. Ochranné pesticidy musí být aplikovány před uchycením sporů hub na rostlině, protože většina parazitických hub proniká kutikulou a pak rozvětvenými vlákny do ostatních částí rostliny. Některé přípravky mají fungistatický účinek, který zastavuje růst hub, ale neničí je. Podle chemického složení se fungicidy rozdělují do několika skupin: měďnaté sloučeniny, rtuťnaté sloučeniny, anorganické sírné sloučeniny, ostatní anorganické i organické látky s obsahem kovů, organické fungicidy a antibiotika (Večeřa, 1964; Cremlyn, 1985).

#### 2.2.2.4 Herbicidy

Herbicidy jsou látky určené k hubení plevelů. Plevely jsou rostliny rostoucí z hlediska člověka na nežádoucím místě. Herbicidy jsou určeny k ničení vyšších rostlin, proto musí být velice přesně zacíleny, aby způsobily žádné, nebo minimální škody na úrodě. Používají se také totální herbicidy na nezemědělských objektech. Některé přípravky slouží k defoliaci nebo desifikaci, což je chemicky vyvolané odlistění, nebo zasychání zelených částí rostlin. Podle chemického složení dělíme herbicidy na organické a anorganické. Převládají organické herbicidy, které můžeme dále dělit takto: deriváty fenoxymastných kyselin, substituované karbonové kyseliny, estery N-substituovaných kambamidových a thiokambamidových kyselin, N-substituované močoviny, deriváty fenolu, heterocyklické sloučeniny. (Večeřa, 1964; Cremlyn, 1985)

Tabulka 2. Vybrané pesticidy a jejich funkce

Pesticid	Funkce
Algicidy	hubí řasy v jezerech, kanálech, bazénech a dalších vodních nádržích
Antifoulants	hubí nebo odpuzují vodní organismy přichycené na površích
Antimicrobials	hubí mikroorganismy – bakterie a viry
Attractanty	lákají škůdce do pastí (Potraviny nejsou považovány za atraktanty, když jsou použity jako návnada.)
Biocidy	hubí mikroorganismy
Defolianty	zapříčiňují opadání lisů z rostlin
Dessicants	podporují vysoušení nechtěné tkáně
Dezinfekce	hubí nebo zneškodňuje mikroorganismy způsobující nemoci
Fungicidy	hubí houby
Fumiganty	produkují výpary určené k hubení škůdců
Herbicidy	hubí rostliny
Regulátory růstu hmyzu	narušují dospívání hmyzu do dospělé formy
Insekticidy	hubí hmyz a další členovce
Miticidy	hubí roztoče
Moluskocidy	hubí hlemýžďe a slimáky
Nematocidy	hubí háďátka
Ovicidy	hubí vajíčka hmyzu
Feromony	narušují rozmnožování hmyzu
Regulátory růstu rostlin	Mění růst, kvetení a reprodukci rostlin (nezahrnují hnojiva)
Repelenty	odpuzují škůdce

Zdroj: Přeloženo z: The International Code of Conduct on Pesticide Management

### 2.2.3 Dělení podle způsobu působení na organismy

Pesticidy působí na ošetřovaný organismus i škůdce několika způsoby. Mezi tyto způsoby patří systémové pesticidy, dotykové pesticidy, fumiganty a repelenty (Yadav, 2017).

#### 2.2.3.1 Systémové pesticidy

Systémové pesticidy jsou pesticidy, které jsou aplikovány na rostlinu nebo živočicha, poté jsou vstřebány a následně mohou migrovat organismem do tkání, na které nebyl přípravek přímo aplikován. Některé systémové insekticidy se mohou používat v živočišné výrobě k ochraně zvířat před škodlivým hmyzem jako jsou blechy, mouchy nebo vši. Systémové herbicidy se používají k hubení plevelu. Jsou schopné zneškodnit rostliny i při pouze částečném zasažení pesticidním přípravkem (Yadav, 2017).

#### 2.2.3.2 Dotykové pesticidy

Dotykové, nebo také nesystémové pesticidy, působí na organismus pouze v místě dotyku. Organismus, na který jsou aplikovány, je jejich účinkem zasažen jen v místě přímého fyzického kontaktu. Dotykové pesticidy se používají například jako herbicidy k hubení plevelu (Yadav, 2017).

#### 2.2.3.3 Fumiganty

Fumiganty jsou pesticidy působící ve formě výparů, nebo plynů. Jsou skladovány za běžného tlaku nebo v kapalně formě v tlakových nádobách a při aplikaci se za atmosférického tlaku vypaří a rozptýlí. Do těla škůdce vnikají přes dýchací ústrojí. Používají se k odstraňování škůdců z půdy, nebo k hubení škůdců ve skladech potravin (Yadav, 2017).

#### 2.2.3.4 Repelenty

Repelenty jsou pesticidy určené k odpuzování škůdců, a ne k jejich hubení. Znesnadňují také škůdcům lokalizaci plodin (Yadav, 2017).

### 2.2.4 Klasifikace podle chemického složení

Nejčastěji používané dělení pesticidů je podle jejich chemického složení a povahy účinných látek. Z této klasifikace se dají nejnadhěji vyčíst chemické a fyzikální vlastnosti. Tyto vlastnosti předurčují efektivitu přípravku, jeho perzistenci a vliv na cílové organismy i okolní prostředí. Od toho by se měla odvíjet vhodná aplikace pesticidu a opatření s aplikací spojená. Pesticidy dělíme na syntetické pesticidy a pesticidy přírodního původu. Většina používaných pesticidů je připravována synteticky. Syntetické pesticidy dále dělíme na organické a anorganické. V současnosti převládá používání organických pesticidů, které se dělí na čtyři hlavní skupiny: organochloridy, organofosfáty, karbamáty a pyrethroidy (Yadav, 2017).

#### 2.2.4.1 Organochloridy

Organochloridy, někdy označované také jako chlorované uhlovodíky, jsou organické sloučeniny s alespoň pěti atomy chlóru. Jsou významnou skupinou organických pesticidů. Patří mezi první uměle vytvořené látky, které byly použity v zemědělství. Organochloridy jsou hojně využívány jako insekticidy. Používají se proti široké škále škůdců. Organochloridové insekticidy cílí na nervový systém hmyzu. Pokud nervový systém naruší, může tento zásah vést ke křečím, paralýze a smrti. Mají vysokou persistenci v prostředí (Yadav, 2017). Významným zástupce organochloridů je hexachlorcyklohexan (HCH), který se v reakční směsi vyskytuje ve formě pěti izomerů a to  $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$ ,  $\delta$  a  $\epsilon$ . Z těch se izoluje čistý  $\gamma$ -HCH, který má jako jediný silné insekticidní účinky a označuje se jako lindan. Lindan je z klasických organochloridových pesticidů jako je DDT nebo aldrin nejvíce mobilní. Dichlordifenyltrichloetan (DDT) je dalším významným organochloridem. DDT je směsí dvou izomerů p,p'-DDT a o,p-DDT společného vzorce, se kterými zároveň vzniká DDD, sloučenina, která má o jeden chlor méně. DDT biologickým rozkladem vytváří produkt p,p'-DDE. Všechny metabolity a vedlejší produkty DDT jsou poměrně perzistentní v prostředí, jejich poločas rozpadu se uvádí až na 15 let. Dalšími organochloridy jsou například aldrin, endrin a hexachlorbenzen (HCB). Používání organochlorových pesticidů je v řadě zemích zakázáno, kvůli své chemické a biologické stabilitě se i přes zákaz stále objevují v prostředí (Pitter, 2015).

#### 2.2.4.2 Organofosfáty

Organofosfáty jsou deriváty kyseliny fosforečné a fosfonové, alkyfosfáty, thiofosfáty a dithiofosfáty. Jsou to látky účinné proti široké škále škůdců. Fungují jako dotykové pesticidy i fumiganty napadající nervový systém. Organofosfáty jsou rozložitelné, způsobují minimální znečištění a škůdci si proti nim pomalu budují rezistenci. Organofosfáty napadají nervový systém cílových organismů a poškozením nervových spojů je paralyzují, nebo usmrcují. Do této kategorie pesticidů patří například parathion, malathion, diaznon a glyfosát (Yadav, 2017; Pitter, 2015).

#### 2.2.4.3 Karbamáty

Karbamáty jsou deriváty kyseliny karbamové a mají podobnou chemickou strukturu jako organofosfáty. Karbamáty působí na škůdce podobně jako organofosfáty, tedy přerušují jejich nervová spojení a tím usmrcují škůdce. Aplikují se jako dotykové pesticidy nebo fumiganty. Jsou dobře rozložitelné a působí malé environmentální znečištění. Mezi často používané karbamátové insekticidy patří karbaryl, karbofuran, propoxur a aminocarb (Yadav, 2017).

#### 2.2.4.4 Syntetické pyretroidy

Syntetické pyretroidy jsou organické pesticidy vyráběné syntézou z přírodních pyretrínů. Syntetické pyretroidy jsou v prostředí stabilnější oproti přírodním pyretrínům. Tyto látky jsou vysoce toxické pro hmyz a ryby a málo toxické pro savce a ptáky. Používají se zejména jako insekticidy. Jsou nestálé hlavně po vystavení světelnému záření. Díky svým vlastnostem jsou dostatečně bezpečné k ochraně jídla před hmyzem. Patří mezi ně Cypermethrin a Permethrin (Yadav, 2017).

### 3. Historický přehled aplikace pesticidů a studia vlivu na životní prostředí se zvláštním zaměřením na vodní ekosystémy, pitnou vodu a dopad na lidské zdraví (ve světě a v ČR)

#### 3.1. Historie vývoje a aplikace pesticidů

Od počátku systematického pěstování plodin se člověk potýkal se škůdci, kteří produktivitu zemědělské činnosti ohrožovali. Proto se zároveň s vývojem zemědělství rozvíjely i způsoby boje proti škůdcům. Z dochovaných zdrojů víme, že se už před rokem 1000 př. n. l. používala síra k potírání chorob kulturních rostlin a odpuzování hmyzu. Oxid siřičitý byl používán jako fumigant. Roku 79 n.l. v Římě a v 16. století v Číně byl arsen použit jako insekticid. V 17. století bylo poprvé využito insekticidního účinku nikotinu, získaného z tabákových listů. Na počátku 18. století byl chlorid rtuťnatý navrhnout jako prostředek k ochraně dřeva (Cremllyn, 1985).

Tyto objevy vlastností různých látek pravděpodobně vycházely z pozorování reakce prostředí na jejich úmyslnou nebo neúmyslnou aplikaci. V polovině devatenáctého století se začalo k boji se škůdci přistupovat vědeckými metodami. Byly objeveny dva zásadní přírodní insekticidy, rotenon z kořenů derrisu a pyrethrum z květu chryzantémy. Také se začalo používat mýdlo k hubení mšic a síra jako fungicid k ošetřování broskvoní. Později, během devatenáctého století, se jako pesticidy začaly používat i anorganické látky. Ve státě Mississippi se k hubení coloradského brouka používala tzv. pařížská zeleň, tedy arseničnan měďnatý a proti bekyni se používal arseničnan olovnatý (Cremllyn, 1985).

Jako insekticid se v té době testovaly dobře známé jedy. V Kalifornii se jimi hubily štítenky na citrusových stromech, tato metoda ale po čase ztratila na efektivitě, protože začali vznikat rezistentní kmeny štítenky. Poprvé byla zjištěna rezistence škůdce vůči pesticidu (Cremllyn, 1985).

V 30. letech dvacátého století začal rozmach syntetických organických pesticidů. Mezi nejvýznamnější patří insekticidy na bázi alkythiokyanátů a dithiokarbonátové fungicidy (Cremllyn, 1985). Roku 1874 byl poprvé syntetizován dichlordifenyltrichlorethan neboli DDT, ale jeho účinky a efektivita byly objeveny až během 2. světové války. Náklady na jeho výrobu jsou relativně nízké, není rozpustný ve vodě, a působí na široké spektrum škůdců. Používal se jako insekticid k hubení blech a klíšťat, která přenášela tyfus (Hayes, 2017). Brzy se stal nejpoužívanějším insekticidem na světě. Objev DDT a jeho masové používání vedlo k objevu analogických látek, jako je methoxychlor nebo organické chlorované látky, které se používají jako insekticidy. Po prokázání jeho dlouhodobých zhoubných účinků na ekosféru, se však jeho používání začalo regulovat (Cremllyn, 1985).

Období druhé světové války znamenalo velký skok ve vývoji pesticidů. Například organofosforové sloučeniny byly v Německu zkoumány za účelem vývoje chemických zbraní. Později se začali používat jako organické insekticidy. Mezi první používané prostředky patří insekticid schradan, určený proti mšicím a sviluškám a kontaktní insekticid parathion, používaným proti mšicím sviluškám a háďátkům. Tyto produkty jsou však vysoce toxické i pro savce, proto se následný výzkum zaměřil na selektivnější a méně jedovaté insekticidy (Cremllyn, 1985).

Dalším pesticidem původně vyvinutým pro válečné účely je 2,4-D, tedy kyselina dichlorfenoxyoctová. Působí jako organochloridový selektivní herbicid. Byl používán americkou armádou ve válce ve Vietnamu jako jedna z aktivních složek defoliantu označovaného jako „Agent Orange“, který ničil zemědělskou produkci, aby vyhladověl nepřítele (Hayes, 2017).

Podle U.S. Environmental Protection Agency bylo mezi lety 2008 a 2012 ročně na celém světě použito 2.3 miliardy kilogramů aktivních složek pesticidu. Z toho každý rok zhruba polovina váhy použitých aktivních složek patřila herbicidům, za nimi jsou nejpoužívanější fumiganty, insekticidy a fungicidy (USEPA, 2017).

### 3.2 Vliv pesticidů na životní prostředí

Rezidua pesticidů se pravděpodobně nacházejí ve všech větších organismech na Zemi (Simonich, 1995). Jaký vliv budou mít pesticidy na životní prostředí se odvíjí od několika faktorů. Jako příklad je možno uvést: perzistence látek a jejich metabolitů, mobilita, toxicita, množství přítomné v prostředí, kombinace pesticidních přípravků, ale i vlastnosti prostředí a

schopnost konkrétních ekosystémů se s vnějšími zásahy ve formě přísunu nepůvodních a syntetických látek vyrovnat (Yadav, 2017).

Většina pesticidů, které se dostávají do životního prostředí, má původ v jejich extenzivním využívání v zemědělství. Jejich šíření prostředím je po aplikaci prakticky nemožné zabránit. Podle charakteru pesticidů se mohou šířit vzduchem, absorbovat do půdy, rozpouštět se ve vodě a být odplaveny do povrchových toků a nádrží, nebo se mohou vsáknout do půdy a následně doputovat do podzemní vody. Pesticidy mohou působit okamžitě, způsobovat akutní znečištění prostředí a otravy organismů, nebo v prostředí setrvávat a působit dlouhodobě. Efekt pesticidů na ekosystém má různou intenzitu. V některých případech a množstvích může být dopad zanedbatelný, nebo může zapříčinit zásadní narušení stability, snížení biodiverzity a nenávratné poškození ekosystému. Například většina organochloridů jsou persistentní v životním prostředí a způsobují kontaminaci povrchových a podzemních vod, vzduchu i půdy (Yadav, 2017).

Každý rok se na světě použije 2.3 miliardy kilogramů aktivních složek pesticidů (USEPA, 2017). Část z tohoto množství se pomocí například atmosférické depozice, nebo oceánských proudů rozšíří po blízkém okolí nebo i stovky až tisíce kilometrů daleko od místa aplikace (Zheng, 2020). Výskyt pesticidů a jejich metabolitů byl zaznamenán na Antarktidě i v Himálaji (Kallenborn, 2013; Devi, 2015). Navíc probíhající klimatická změna by mohla procesy rozšiřující pesticidy po celé planetě ještě zintenzivnit (Nadal, 2015).

### 3.2.1 Vlastnosti pesticidů v prostředí

Jak se konkrétní polutanty chovají v konkrétním prostředí z velké části určuje, kde a v jakém množství se budou koncentrovat. Holoubek et al. (2009) zkoumali na území Česka vztah mezi širokým spektrem anorganických a organických polutantů (včetně pesticidů) a mezi různými typy půdního prostředí podle způsobu hospodaření a půdního profilu. Důležitá charakteristika prostředí je nadmořská výška, která má vliv na průměrnou roční teplotu a tím pádem i na druhovou skladbu lesa. Ve vyšších nadmořských výškách, kde se vyskytují téměř výhradně jehličnaté neopadavé lesy, mají lesní půdy průměrně více než sedminásobně vyšší obsah organického uhlíku než půdy v nížinách, kde převládají listnaté opadavé lesy a obdělávané plochy. Naopak pH půdy a obsah jílových částic se snižuje od obdělávaných půd v nížinách přes louky a pastviny k lesním půdám ve vrchovinách a horských oblastech.

V horských oblastech byl medián koncentrace DDT v půdě dvakrát vyšší než u obdělávaných půd v nížinách. To je podle autorů způsobeno vyšším obsahem organického uhlíku v horských lesních půdách. Zároveň obsah metabolitů DDT jako například DDE byl v těchto rozdílných půdách srovnatelný. DDT podléhá mikrobiálnímu rozkladu, který probíhá rychleji

v obdělávaných půdách, tudíž i přes nižší koncentraci původní látky je koncentrace jejích metabolitů srovnatelná. Naopak medián koncentrace hexachlorbenzenu (HCB), který je těkavější než DDT, byl více než dvojnásobně vyšší v obdělávaných půdách v nížinách než v lesních půdách vyšších nadmořských výšek. To by mohlo být podle autorů zapříčiněno rozsáhlým používáním fungicidů založených na HCB na ochranu zrn hospodářských plodin na polích (Holoubek, 2009).

Dalším příkladem vlivu interakce prostředí a pesticidu na jeho množství v prostředí je srovnání koncentrace polutantů ve dvou vysoko položených alpských vodních tocích. Jeden z nich má jako hlavní zdroj vody tající ledovec a druhý vytéká z pramene. Koncentrace DDT a jeho metabolitů byly celkově vyšší v bezobratlé populaci v toku ledovcového původu. Koncentrace HCB byly v obou populacích srovnatelné, metabolity HCB nebyly v bezobratlých naměřeny. Koncentrace a rozložení polutantů ve vodě a sedimentech se lišilo v tocích v průběhu roku. Na jaře byly hodnoty koncentrací polutantů ve vodě srovnatelné, protože jejich hlavním zdrojem byl v obou případech tající sníh. V letních měsících byla v neledovcovém toku naměřena nulová koncentrace všech polutantů a v ledovcovém toku se díky látkám uloženým v ledovci, který taje a zásobuje tok, vyskytovaly v měřitelném množství. V sedimentu byly koncentrace na podobné úrovni v obou tocích, a to kvůli větší erozi v korytě ledovcového toku a odplavování vrchní vrstvy sedimentu (Bizzotto, 2009).

Tyto dva příklady ukazují, kolik možných proměnných vstupuje do procesu šíření a akumulace pesticidů a jak složité je předpovědět, jak se budou konkrétní látky chovat.

### 3.3 Dopad pesticidů na organismy

Pesticidy se v životním prostředí šíří také pomocí organismů v jejichž tkáních se vyskytují. Kontaminované organismy šíří pesticidy z místa na místo, do ostatních organismů skrz potravní sítě a mohou je předat i svým potomkům (Furusawa, 2001). U některých druhů ptáků může přítomnost pesticidních látek ve vajíčku při vývoji plodu zapříčinit změny tloušťky skořápky a po vylíhnutí změněné fungování jater a reprodukčních orgánů (Kamata, 2013). Použití insekticidů, určených proti hmyzu ohrožujícímu hospodářský výnos zemědělské činnosti, negativně dopadá na necílová společenstva hmyzu. Zmenšují se například populace včel, motýlů i molů (Lang, 2010; Perry, 2010). Organismy si budují resistenci proti pesticidům, které se kterými přijdou do kontaktu, to vede ke genetickým změnám u cílových i necílových organismů (Hayes, 2017). Resistence vybudovaná organismem proti jednomu pesticidu je

v některých případech účinná i proti jiným pesticidům, a to i těm s rozdílným funkčním mechanismem (Ishak, 2015).

Některé pesticidy se chovají jako agonisté estrogenu a antagonisté androgenu, například některé metabolity DDT. Vystavení většímu množství takových látek v průběhu vývoje plodu může u samců způsobit morfologické změny pohlavních znaků i reprodukčních orgánů. Tyto změny zhoršují schopnost reprodukce jedince (Blomqvist, 2006). Atrazin, herbicid působící jako agonista estrogenu, může způsobit částečnou, nebo úplnou změnu pohlaví u ryb a plazů (Tillitt, 2010; De Solla, 2006). I další široce rozšířené pesticidy, jejichž funkční mechanismus působí na procesy, které se neodehrávají v cílových organismech, často působí jako endokrinní disruptory. Příkladem je herbicid 2,4-D a glyfosfát (Mayers, 2016).

### 3.3 Dopad pesticidů na lidské zdraví

Masová produkce a využívání persistentních organických polutantů (POP), mezi které patří i velká část pesticidů, zapříčinila jejich všudypřítomnost v průmyslově rozvinutých oblastech, mezi které patří i Česká republika. Na území Česka se za doby existence Československa v letech 1959 a 1984 ve velkém množství produkovaly a používaly organochloridové pesticidy jako lindan, dichlordifenyltrichlorethan (DDT) a hexachlorbenzen (HCB). Vzhledem k tomu jsou tyto látky stále přítomny v životním prostředí, a to v jeho neživé i živé složce včetně lidí. Přítomnost některých toxických látek byla objevena i v mateřském mléce. I přes zákaz používání těchto toxických látek, jsou koncentrace POP v Česku nad Evropským průměrem (Holoubek, 2009).

Pro lidské zdraví přináší riziko také masivní a plošné používání insekticidů. To přispívá k budování rezistence škůdců na insekticidy a vede k větší odolnosti hmyzu přenášející nemoci jako malárie, horečka dengue a virus Zika (Bona, 2016).

Ukázalo se, že i nízké koncentrace pesticidů v tkáních organismů, dříve považované za netoxické, mají negativní účinky na lidi i zvířata. Pesticidy působí na obratlovce jiným mechanismem, než kterým zneškodňují cílové organismy, například hmyz (Hayes, 2017). DDT usmrcuje hmyz otevřením sodíkových kanálů v nervovém systému, to vede ke křečím a smrti (Smith, 2018). Na obratlovce působí jako endokrinní disruptor, to znamená, že ovlivňuje produkci hormonů. Tyto dva funkční mechanismy však spolu nijak nesouvisí. DDT a další pesticidy jako dieldrin, lindan a atrazin se v tělech obratlovců chovají jako antagonisté androgenu, tedy negativně ovlivňují produkci samčích pohlavních hormonů (Maness, 1998). U mužů tento deficit androgenů vyvolává například: ztrátu hmotnosti pohlavních žláz, opoždění

poklesu varlat v pubertě, pokles plodnosti, inhibici spermatogeneze, vznik vaginálního vaku a další demaskulinizační malformace (Daxenberger, 2002). Zároveň se DDT a jeho metabolity mohou chovat i jako agonisté estrogenu. Zapříčiňují zvýšenu produkci estrogenu (Gaido, 1997). Kvůli tomuto efektu je vystavení DDT spojováno s rakovinou prsu. Vystavení DDT v prenatálním vývoji zvyšuje pravděpodobnost rakoviny prsu v dospělosti (Cohn, 2007). DDT v kombinaci s jeho metabolity může zapříčinit předčasný porod, který je významnou měrou přispívá ke kojenecké mortalitě (Longnecker, 2001).

Dalším příkladem pesticidu, který má jiný funkční mechanismus u cílových a necílových organismů je herbicid atrazin. Cílové organismy, tedy plevely, zneškodňuje inhibicí proteinu, který je klíčový v procesu fotosyntézy (Shimabukuro, 1971). U živočichů funguje jako inhibitor fosfodiesterázy a v konečném důsledku vede ke zvýšené produkci estrogenu (Hayes, 2011). U lidí zmenšuje produkci spermatu a snižuje fertilitu (Swan, 2003).

### 3.5 Dopad pesticidů na vodní prostředí

Ve vodách se mohou pesticidy vyskytovat v kapalně i v pevné fázi. Často se sorbují na pevné organické nebo minerální látky. Proto se při stanovování míry kontaminace vodního prostředí musí analyzovat i sedimenty, kaly a půdy. Pesticidy do podzemních vod příliš nepronikají, protože se silně sorbují v půdě. Do podzemních vod se dostanou, když je sorpční kapacita půdy nedostatečná. Proto se pesticidy vyskytují zpravidla v povrchových vodách. Ve vodě se dají prokázat hlavně v prostředí rezistentní organochlorové pesticidy a triazinové pesticidy. V porovnání s nimi málo rezistentní organofosforové pesticidy se prokazují jen zřídka. V Česku se ve vodním prostředí objevují DDT a jeho metabolity v areálech chemických závodů, které DDT vyráběly, a okolí (Pitter, 2015).

#### 3.5.1 Povrchové vody

Koncentrace pesticidů v podzemní i povrchové vodě je variabilní. V povodích s intenzivní zemědělskou činností se dají očekávat vysoké hodnoty koncentrací pesticidů a jejich metabolitů (Hintze, 2020).

#### 3.5.2 Podzemní vody

V podzemních vodách se častěji vyskytují metabolity pesticidů než původní látky. To je způsobeno jejich větší stabilitou v prostředí. Tento jev zvyšuje celkovou mobilitu pesticidů v podzemní vodě (Schuhmann, 2015). Největší vliv na vyluhování pesticidů z půd do vod bývá přisuzován srážko-odtokovým poměrům v dané lokalitě (Lennartz, 1999). Prostorová

distribuce pesticidů a jejich metabolitů v podzemní vodě je primárně určena způsobem hospodaření s půdou. Vliv na distribuci může mít také interakce mezi povrchovou a podzemní vodou. Infiltrace povrchové vody může snížit i zvýšit koncentraci metabolitů v podzemní vodě, záleží na míře zátěže (Hintze, 2020). Dalším významným faktorem ovlivňujícím mobilitu pesticidů v podzemní vodě je preferenční proudění (Kodešová, 2009).

## 4. Vývoj legislativy ve světě a v ČR

### 4.1 Vývoj světové legislativy

První opatření omezující používání pesticidů bylo ve Spojených státech amerických vyhlášeno na přelomu devatenáctého a dvacátého století. Používání takzvané pařížské zeleně k hubení coloradského brouka nabylo takových rozměrů, že byly úřady donuceny použití tohoto insekticidu regulovat (Cremllyn, 1985). Roku 1947 byl ve Spojených státech byl zveřejněn The Federal Insecticide Fungicide and Rodenticide Act (FIFRA), který požadoval regulaci použití některých pesticidních přípravků. Tyto požadavky však nebyly vyslyšeny do roku 1972, kdy byla založena U.S. Environmental Protection Agency (EPA), která převzala agendu týkající se pesticidů od Food and Drug Administration a U.S. Department of Agriculture. EPA má zajišťovat bezpečnost použití pesticidů a kontrolu dopadu jejich použití na životní prostředí a veřejné zdraví. Nedůsledná politika předchozích regulátorů pesticidů vedla k tomu, že EPA po převzetí agendy musela zkontrolovat 1235 aktivních složek používaných k výrobě 16810 pesticidních přípravků, které se prodávali v množství 46147 komerčních produktů. Mnoho z těchto produktů bylo už v té době masivně produkováno a aplikováno bez předchozí kontroly jejich bezpečnosti a vlivu na životní prostředí. Nízká koncentrace aktivní látky v prostředí, která je podle tradičních toxikologických standardů považována za netoxickou, může mít řadu negativních účinků. Tyto negativní účinky, jako je narušení soustavy žláz s vnitřní sekrecí, byly objeveny až v posledních dvaceti letech. Pesticidy, které dříve prošly schvalovací procesem, mohou přesto představovat velkou zátěž pro jednotlivé organismy i celé ekosystémy (Hayes, 2017).

Příkladem mezinárodní spolupráce ve snaze regulace persistentních organických polutantů (POPs) včetně pesticidů je Stockholmská úmluva. Roku 1995 začala řídicí rada Programu OSN pro životní prostředí (United Nations Environment Programme, UNEP) vyvíjet snahu o mezinárodní spolupráci na minimalizaci dopadů POPs na životní prostředí. Ve spolupráci s dalšími mezinárodními organizacemi byl vytvořen seznam dvanácti POPs, které mají být regulovány. Prvotní seznam obsahoval tyto látky: aldrin, DDT, dieldrin, endrin, heptachlor,

chlordan, mirex, toxafen, hexachlorbenzen (HCB), polychlorované bifenyly (PCB), polychlorované dibenzodioxiny (PCDD) a dibenzofurany (PCDF). Většina z nich je složkou pesticidních přípravků. Následovala série jednání na mezivládní úrovni, která vyvrcholila v roce 2001 ve Stockholmu, kde byla úmluva dokončena a připravena k podpisu. Úmluva vešla v platnost roku 2004. V současnosti má Stockholmská úmluva 152 signatářů. Úmluva byla později rozšířena o několik dodatků a látek, ke kterým se vztahuje. V současnosti úmluva zahrnuje více než 30 látek. Česko se k úmluvě připojilo už v roce 2001 a parlament ji ratifikoval o rok později.

Cílem Stockholmské úmluvy je ochrana lidského zdraví a životního prostředí před chemikáliemi, které zůstávají v prostředí po dlouhou dobu, jsou široce rozšířené, akumulují se v tukových tkáních lidí a ve volné přírodě a mají škodlivý vliv na lidské zdraví i životní prostředí. Po členech úmluvy požaduje, aby zavedli opatření vedoucí ke zastavení nebo snížení vypouštění POPs do životního prostředí (Stockholm Convention, 2019).

## 4.2 Vývoj legislativy v ČR

Jedním z cílů rozhodnutí Evropského parlamentu a Rady č. 1600/2002/ES ze dne 22. června 2002 o Šestém akčním programu Společenství pro životní prostředí je dosažení úrovně jakosti vody, která nemá vážný dopad na lidské zdraví a životní prostředí, ani pro ně nepředstavuje riziko. Za účelem předcházení a kontroly znečišťování podzemních vod stanovuje směrnice Evropského parlamentu a Rady 2006/118/ES kritéria pro hodnocení dobrého chemického stavu podzemních vod a kritéria pro zjišťování a změnu významných a trvalých vzestupných trendů a pro definování počátku změny trendu.

Podle § 21 zákona č. 254/2001 Sb. vodní zákon – znění od 01.02.2022 a § 22 zákona č. 254/2001 Sb. vodní zákon – znění od 01.02.2022 „Zjišťování a hodnocení stavu povrchových a podzemních vod zahrnuje zejména zjišťování množství a jakosti povrchových a podzemních vod včetně jejich ovlivňování lidskou činností a zjišťování stavu vodních útvarů a ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých vodních útvarů.“ Způsob hodnocení stavu podzemních a povrchových vod určí Ministerstvo životního prostředí a Ministerstvo zemědělství vyhláškou. Podle vyhlášky č. 5/2011 Sb. v aktuálním znění, a dle směrnice Evropského parlamentu a Rady 2006/118/ES se hodnocení jakosti podzemní vody provádí pro ukazatele určené výsledky příslušného programu monitoringu. Hodnocení jakosti podzemní vody se provádí minimálně v rozsahu pro ukazatele uvedené v seznamu znečišťujících látek a ukazatelů a jejich hodnot

skupiny A. Skupina A obsahuje látky, které určují, zda je jakost podzemní vody vyhovující nebo nevhovující.

Tabulka 3. Seznam znečišťujících látek a ukazatelů a jejich hodnot skupiny A

Název látky	Jednotka	Norma jakosti	Prahová hodnota
acetochlor	µg/l	0,1	
acetochlor ESA	µg/l	0,1	
acetochlor OA	µg/l	0,1	
alachlor	µg/l	0,1	
alachlor ESA	µg/l	0,1	
alachlor OA	µg/l	0,1	
amonné ionty	mg/l		0,21-0,5 <sup>1</sup>
anthracen	µg/l		0,1
arsen a jeho sloučeniny	µg/l		10
atrazin	µg/l		0,1
bentazon	µg/l	0,1	
benzen	µg/l		1
benzo(b)fluoranthen	µg/l		0,03
benzo(k)fluoranthen	µg/l		0,03
benzo(g,h,i)perylene	µg/l		0,002
benzo(a)pyren	µg/l		0,01
clopyralid	µg/l	0,1	
p,p-DDT <sup>1</sup>	µg/l	0,1	0,01
desethylatrazin	µg/l	0,1	
dicamba	µg/l	0,1	
2,4 - dichlorfenoxycetová kyselina (2,4-D)	µg/l	0,1	
dimetachlor	µg/l	0,1	
dusičnany	mg/l	50	15,05
dusitany	mg/l		0,5
fluoranten	µg/l		0,1
fosforečnany	µg/l		0,5
hexazinon	µg/l	0,1	
hliník a jeho sloučeniny	µg/l		200
indeno( 1,2,3 -cd)pyren	µg/l		0,002
chloridazon	µg/l	0,1	
chloridy	mg/l		200
chlorotoluron	µg/l	0,1	
chlorpyrifos <sup>3</sup>	µg/l	0,1	0,03
isoproturon	µg/l	0,1	
kadmium a jeho sloučeniny	µg/l		0,25
kyanidy celkové	µg/l		500
kyselinová neutralizační kapacita dopH4.5 <sup>4</sup>	mmol/l		0,2
metolachlor	µg/l	0,1	
metolachlor ESA	µg/l	0,1	

metolachlor OA	µg/l	0,1	
naftalen	µg/l		0,1
nikl a jeho sloučeniny	µg/l		20
olovo a jeho sloučeniny	µg/l		5
pesticidy (suma)	µg/l	0,5	
prometryn	µg/l	0,1	
rtuť a její sloučeniny	µg/l		0,2
simazin	µg/l	0,1	
sírany	mg/l		400
terbuthylazin	µg/l	0,1	
terbuthylazin desethyl	µg/l	0,1	
terbuthylazine hydroxy	µg/l	0,1	
terbutryn	µg/l	0,1	
tetrachlorethen (PER)	µg/l		10 (suma)
1,1,2-trichlorethen			
trifluralin <sup>5</sup>	µg/l	0,1	0,03
trichlormethan	µg/l		2,5

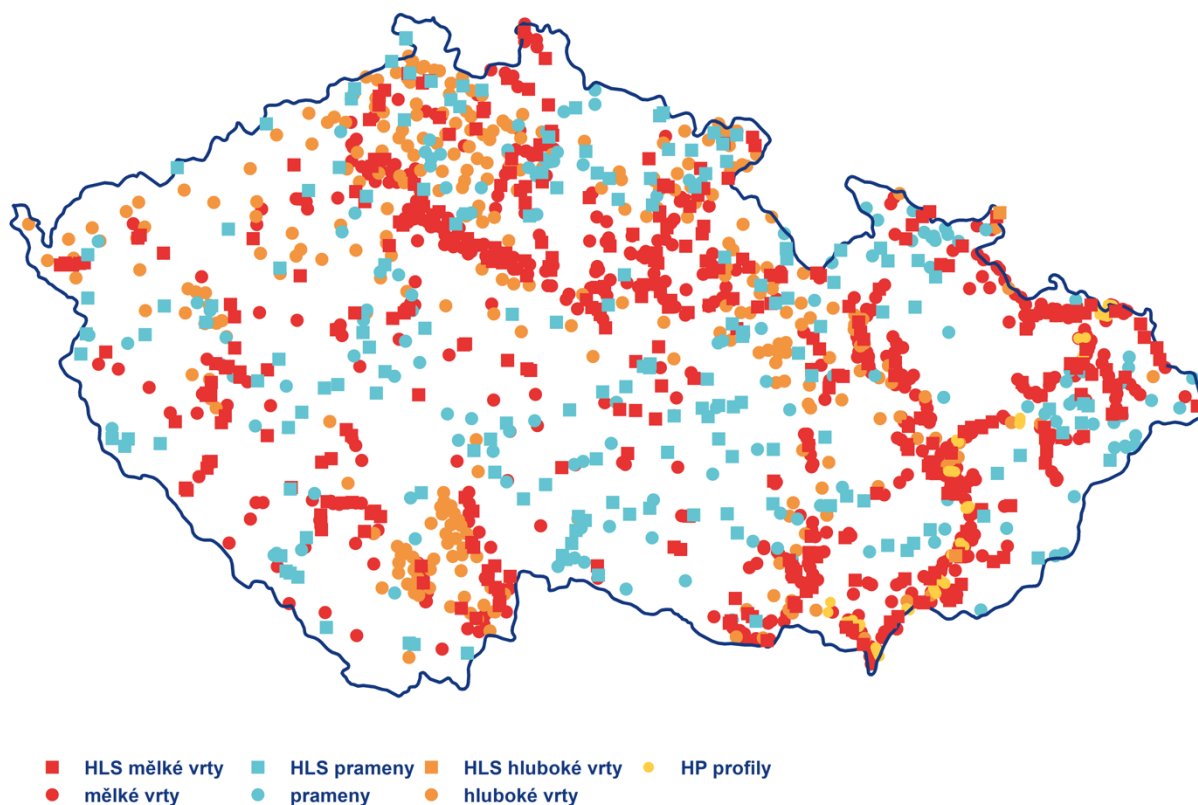
Zdroj: vyhláška č. 5/2011 Sb. o vymezení hydrogeologických rajonů a útvarů podzemních vod, způsobu hodnocení stavu podzemních vod a náležitostech programů zjišťování a hodnocení stavu podzemních vod – znění od 01.11.2016

## 5. Monitoring obsahu pesticidů v podzemních vodách v ČR

První systematické pozorování podzemních vod začalo v Československu na konci 30. let 20. století v rámci přípravy projektu kanálu Dunaj – Odra – Labe. Některé pozorovací objekty z tohoto období jsou používány i v současnosti v rámci státní pozorovací sítě (ČHMÚ). Jakost podzemní vody se na území České republiky začala monitorovat v roce 1957, kdy Český hydrometeorologický ústav ovzorkoval první čtyři prameny, určovány však byly pouze základní parametry. V následujícím období do roku 1983 se vzorky podzemních vod pro analýzu jejich kvality odebíraly v nepravidelných časových intervalech jednou za několik let a převážně z pramenů. Roku 1984 začal ČHMÚ monitorovat kvalitu podzemní vody systematicky. Prováděl se odběr vzorků dvakrát ročně z pramenů a mělkých vrtů. Na počátku 90 let se síť vzorkovacích objektů rozšířila o hluboké vodohospodářské vrty. Vyhodnocované parametry se odvíjely od v té době dostupných metod analýzy. První screening nebezpečných látek proběhl v roce 2002 a na základě jeho výsledků se analýza pravidelného monitoringu rozšířila v roce 2005 o další skupiny látek, zejména pesticidy. V roce 2009 byl proveden další screening a jeho výsledky umožnily přidat na seznam stanovovaných látek další pesticidy a jejich metabolity.

Do roku 2011 nebylo v Česku závazně určeno, jak určovat jakost podzemní vody. Roku 2011 se situace změnila implementací směrnice 2006/118/ES Evropského parlamentu o ochraně podzemních vod před znečištěním a zhoršování stavu. Další rozšíření pravidelného monitoringu následovalo v roce 2013, kdy v rámci screeningu narostl počet sledovaných látek o další pesticidy, jejich metabolity a prioritní nebezpečné látky (Kodeš, 2016).

Obr. 1. Mapa pozorovací sítě podzemních vod ČHMÚ



Zdroj: Web ČHMÚ, dostupné z: <https://www.chmi.cz/aktualni-situace/hydrologicka-situace/podzemni-vody/pozorovaci-sit>

V roce 2020 bylo v rámci provozního monitoringu jakosti podzemních vod prováděného ČHMÚ sledováno 201 pramenů, 224 mělkých kvartérních vrtů a 270 vrtů hlubších zvodní. Z mapy pozorovací sítě ČHMÚ je patrné, že pozorovací objekty nejsou rozmístěny rovnoměrně. Největší koncentrace mělkých vrtů je v okolí významných povrchových toků v oblastech s intenzivní zemědělskou aktivitou. Hluboké vrtý jsou zase nejvíce koncentrované v oblastech s křídovými sedimenty.

Vzorky byly v roce 2020 odebrány a analyzovány dvakrát, a to v jarním a podzimním období. Z výsledků monitoringu z roku 2020 vyplývá, že vzorky podzemních vod s naměřenými nadlimitními koncentracemi pesticidů byly odebrány převážně z mělkých vrtů. Mělké vrtý zasahují do nejzranitelnějších vrstev podzemní vody. ČHMÚ monitoruje celkem 209 pesticidů

a jejich metabolitů v podzemních vodách. Všechny jsou uvedeny v Tabulce 3. Kvůli široké škále monitorovaných pesticidů a jejich metabolitů byly nadlimitní koncentrace pesticidů naměřeny ve všech monitorovaných dílčích povodích až na dílčí povodí ostatních přítoků Dunaje. Ukazatel suma pesticidů, byl nadlimitní u 26 % ze všech odebraných vzorků. Nejvyšší počet nadlimitních koncentrací měly metabolity herbicidů používaných v zemědělství pro ošetření plodin, a to konkrétně metabolity chloridazonu. Chloridazon desfenyl měl 28 % nadlimitních vzorků a chloridazon methyl desfenyl 11 % nadlimitních vzorků. Vysoký počet nadlimitních koncentrací měla i velká skupina herbicidních pesticidů ze skupiny chloracetanilidů. Metazachlor ESA měl 12 % nadlimitních vzorků, alachlor ESA a metolachlor ESA 10 %, dimethachlor CGA 369873 7 %, acetochlor ESA a metazachlor OA 4 %, dimethachlor ESA a metolachlor OA 2 %. Kolem jednoho procenta nadlimitních vzorků měly triazinové herbicidy odvozené od atrazinu, jako je atrazin 2-hydroxy. Četnější výskyt nadlimitních koncentrací ve vzorcích měly také bentazon, hexazinon, 2,6-dichlorbenzamid a klopuralid. U ostatních pesticidů byl výskyt nadlimitních vzorků vzácný (ČHMÚ, 2021).

## 6 Vybraná případová studie průzkumu lokality kontaminované pesticidy

Jako příklad studie zabývající se pesticidy v podzemní vodě lze uvést práci s názvem: Vliv vztahu povrchové a podzemní vody na prostorovou distribuci metabolitů pesticidů v podzemní vodě (Influence of surface water – groundwater interactions on the spatial distribution of pesticide metabolites in groundwater). Tato studie představuje typickou ukázkou optimálního rozsahu průzkumných prací, která je aplikovatelná na podobné přírodní podmínky i České republice.

Autoři práce se zabývali prostorovou distribucí metabolitů herbicidu chloridazon (CLZ) v nekonsolidované zvodni, která interaguje se dvěma povrchovými toky, jejichž povodí se liší způsobem užívání půdy. Cílem studie bylo zjistit míru vlivu interakce povrchové a podzemní vody na koncentraci a prostorové rozložení metabolitů pesticidů v podzemní vodě a dopad tohoto vztahu na koncentraci metabolitů v čerpacích vrtech.

### 6.1 Popis lokality a metodika

Studie probíhala v západní části Švýcarska, v kantonu Vaud, severozápadně od města Lausanne. Zhruba polovina zkoumaného území je užívána jako zemědělská půda a na necelé

třetině jsou lesy. Kolektor je složen z glacifluviálních a aluviálních sedimentů uložených řekou Venoge a je ohraničen zespodu a z boku bazální morénou z posledního glaciálu. Hydraulická vodivost kolektoru je mezi  $9 \times 10^{-4}$  až  $1,5 \times 10^{-2} \text{ m s}^{-1}$ , průměrná hydraulická vodivost je  $4 \times 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$ . Kolektor má mocnost 1 až 16 m, z toho saturovaná část se pohybovala mezi 1 až 6 m, při mediánu 2 m. Hlavní směr proudění vody byl ze severovýchodu na jihozápad. Monitorovány byly metabolity herbicidu chloridazon, konkrétně desphenyl-chloridazon (DPC) a methyl-desphenyl-chloridazon (MDPC). Tyto herbicidy se používají k hubení plevelu při pěstování cukrové třtiny.

Řeka Venoge je největším povrchovým tokem na zkoumané lokalitě. Přitéká ze severozápadu od úpatí pohoří Jura a má niválně-pluviální odtokový režim, s velkými výkyvy během roku, rychlou reakcí na srážky a nejvyšším průtokem během období tání sněhu. Druhým tokem je potok Combe. Combe přitéká z východní melasové plošiny a jeho průtok je silně ovlivněn odtokem z dálnice a zemědělským drenážním systémem, který do něj ústí. Do zkoumaného území přitéká skrz lesnatou rokli a aluviální kužel ze severovýchodu.

Ve spodní části lokality je čerpaný vrt, využívaný jako zdroj pitné vody. Na zkoumané lokalitě bylo zřízeno 20 monitorovacích vrtů a 4 mělké vrty v infiltrační zóně potoka. Vzorky byly odebírány jednou za dva měsíce v období od listopadu 2017 do dubna 2019. Každé vzorkování zahrnovalo 1 až 6 odběrů z povrchových toků, 11 až 23 odběrů z vrtů, 2 až 3 odběry z mělkých vrtů v oblasti infiltrace potoka Combe a odběr z čerpaného vrtu. Celkem bylo odebráno 204 vzorků. Ve vzorcích se zjišťovala přítomnost CLZ a jeho metabolitů DPC a MDPC. K vyhodnocení vztahu povrchové a podzemní vody byly navíc zjišťovány následující parametry: konduktivita, izotopové složení vody, stopovače odpadních vod, hlavní ionty a koncentrace bikarbonátů. V terénu byla měřena konduktivita, pH, rozpuštěný kyslík a teplota. Do šesti monitorovacích vrtů byla umístěna čidla, která kontinuálně zaznamenávala tlak a konduktivitu a do řeky Venoge jen tlakové čidlo.

### 6.3 Použitá metodika závěry autorů studie

Konduktivita byla výrazně nižší v řece Venoge než v potoce Combe. V kolektoru byla konduktivita vyšší ve východní části kolektoru než západní. Konduktivita v čerpaném vrtu byla srovnatelná s konduktivitou ve východní části kolektoru. Hodnoty  $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$  ve všech vzorcích se pohybovaly mezi 9,1 a 10,0 ‰. Hodnota  $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$  byla stejně jako konduktivita nižší v západní části kolektoru. Hodnoty  $\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$  silně korelovaly s hodnotami  $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ . Rozdílné izotopové složení v západní a východní části kolektoru může být způsobeno rozdílným

izotopovým složením srážek v nížinách a ve vyšších nadmořských výškách, odkud přitéká řeka Venoge. Konduktivita v řece Venoge a potoce Combe byla v čase málo variabilní. Ve Venoge snížilo konduktivitu pouze tání sněhu na jaře 2018 a v Combe se konduktivita zvýšila v únoru 2019. V kanále byla časová variabilita konduktivity vyšší. Celkově vyšší konduktivita, zapříčiněná přítokem vody z čističky odpadních vod, byla snížena vždy, když se otevřela retenční nádrž na dešťovou vodu. Konduktivita podzemní vody podél Venoge byla podobná konduktivě v toku pouze ve vlhčích obdobích a ve zbývajícím čase se konduktivita kolektoru od konduktivity Venoge značně lišila.

Ke zjištění vztahu kvality podzemní a povrchové vody byly použity také stopovače odpadních vod. Koncentrace benzotriazolu a acesulfamu v kanále byly výrazně vyšší, než ve Venoge a Combe. To je způsobeno výpustí čističky odpadních vod do kanálu. Vyšší hodnoty benzotriazolu a acesulfamu byly naměřeny v monitorovacích vrtech podél kanálu. V ostatních vrtech byly naměřeny nízké, nebo koncentrace benzotriazolu a acesulfamu pod hranicí měřitelnosti. Vliv kanálu na kvalitu podzemní vody byl pouze lokální a nijak se neprojevil v západní části kolektoru.

Koncentrace CLZ byla pod hranicí detekce v 76 % všech odebraných vzorků z povrchové i podzemní vody. V povrchových tocích se naměřené koncentrace pohybovaly mezi 0,0074 a 0,073  $\mu\text{g l}^{-1}$ , s jednou výjimkou, kdy byla v kanále naměřena koncentrace 0,91  $\mu\text{g l}^{-1}$ . Ve vzorcích z podzemních vod se koncentrace pohybovaly mezi 0,0060 a 0,053  $\mu\text{g l}^{-1}$ , s jednou výjimkou, kdy byla naměřena koncentrace 0,12  $\mu\text{g l}^{-1}$ . Zjistitelné koncentrace CLZ byly naměřeny převážně v kanále a ve vrtech v jeho blízkosti. Tyto vyšší koncentrace mohou být následkem čištění aplikačních zařízení vodou, která je odváděna do čističky odpadních vod. Ve Venoge a Combe byla přítomnost CLZ naměřena vzácně. Metabolity CLZ byly zaznamenány výrazně častěji a jejich koncentrace byly vyšší. DPC bylo detekováno v 82 % vzorků povrchové vody a 90 % vzorků podzemní vody. A jeho koncentrace dosáhla hodnoty až 2,7  $\mu\text{g l}^{-1}$  v povrchových vodách a 2,3  $\mu\text{g l}^{-1}$  v podzemních vodách. MDPC bylo detekováno v 100 % vzorků povrchové vody a 95 % vzorků podzemní vody. V povrchových vodách byla naměřena maximální koncentrace 2,3  $\mu\text{g l}^{-1}$  a v podzemních vodách 0,85  $\mu\text{g l}^{-1}$ . V řece Venoge byl medián koncentrací metabolitů velmi nízký, naopak v potoce Combe byly koncentrace metabolitů velmi vysoké. Medián koncentrací se snižoval ve směru proudu toku. Monitorovací vrty podél potoka ukázaly podobné koncentrace jako v Combe.

To naznačuje, že hlavní zdroj podzemní vody v této oblasti pochází z infiltrace potoka. Koncentrace metabolitů v kanále se pohybovaly mezi hodnotami ve Venoge a Combe. Koncentrace metabolitů v podzemní vodě byly vyšší ve severovýchodní části kolektoru, kolem

kanálu, ve východní části kolektoru, ve vrtech vzdálenějších od kanálu a v jihozápadní části kolektoru. Zvýšená koncentrace metabolitů byla také v čerpaném vrtu. Časová variabilita koncentrace metabolitů ve Venoge a Combe byla nízká. V čerpaném vrtu byla variabilita koncentrace vyšší a v západní části kolektoru byla vysoká časová variabilita metabolitu DPC. Nízká koncentrace metabolitů v severozápadní části kolektoru byla způsobena infiltrací Venoge a kanálu. Vysoká variabilita podél toku Venoge byla zapříčiněna variabilitou vlivu Venoge na podzemní vodu. Vysoká koncentrace metabolitů ve východní části kolektoru byla ovlivněna přímým odtokem z polí.

Analýza faktorů ovlivňující koncentrace metabolitů v kolektoru může pomoci vysvětlit zvýšenou koncentraci metabolitu v čerpaném vrtu. Mírné kolísání koncentrace metabolitů v čerpaném vrtu může být způsobeno mícháním zdrojů vody v kolektoru. Pro kvantifikaci poměru zdrojů kontaminace při mísení autoři použili medián koncentrací DPC jednotlivých zdrojů. Váženým průměrem těchto hodnot došli k podobné hodnotě, jakou má medián koncentrací DPC čerpaný vrt. Vzhledem k těmto výpočtům 80 % DPC pochází z podzemní vody přiváděné z polí, 19 % DPC přichází z povodí potoka Combe a pouze 1 % pochází z řeky Venoge.

Studie ukazuje vliv interakce povrchové a podzemní vody na prostorovou distribuci metabolitů pesticidu. Ukázalo se, že povrchová voda může koncentraci metabolitů zvýšit i snížit, záleží na jejím původu, obecně však platí, že koncentrace CLZ v povrchových vodách je relativně nízká. Do podzemní vody se dostává infiltrací, ale kvůli nízké koncentraci v povrchových vodách je v podzemních vodách zřídka detekovatelná. Navíc původní pesticidní látky se v povrchových tocích objevují hlavně v jarním období, po jejich aplikaci. Naproti tomu metabolity se objevují v povrchových i podzemních tocích po celý rok, protože metabolity jsou obvykle více polární, stabilnější a méně se sorbují než původní látky. Zdroj metabolitů a interakce povrchové a podzemní vody ovlivňuje jejich prostorové rozložení, dlouhodobou dynamiku a čerpané vrty i po zastavení aplikace původního pesticidu.

Případová studie demonstruje kromě vlivu interakce povrchové a podzemní vody i různé postupy, jak se polutanty mohou od zdroje dostávat do podzemní vody, jejíž nezávadnost je potřebná hlavně v případech, kdy je užívána jako zdroj pitné vody. Ukazuje se zásadním problémem, nastává v místech, kde zdroj pitné vody leží v těsné blízkosti obdělávané půdy. Analogické procesy šíření pesticidů by se zřejmě daly pozorovat i v prostoru Česka.

## 7. Závěr

- Definice pesticidů není jednotná, ale její různé verze se často překrývají.
- Pesticidní účinky látek byly v mnoha případech objeveny náhodou a po jejich objevení se začaly široce používat. Na nechtěné účinky se často přicházelo až s větším časovým odstupem. Následky používání některých škodlivých a v současnosti již zakázaných látek si neseme dodnes.
- Pesticidy, nebo jejich metabolity se šíří pomocí různých medií.
- Pesticidní látky jsou často méně persistentní než jejich metabolity, jejichž výskyt tak bývá častější.
- Budování resistance škůdců na pesticidy vede k jejich intenzivnějšímu používání a důsledkem je zvýšená kontaminace životního prostředí.
- Některé pesticidy mají více než jeden funkční mechanismus, kterým působí na rozdílné skupiny organismů. Tyto vedlejší mechanismy byly objeveny až po jejich masovém rozšíření, kdy již byly patrné změny v ekosystémech.
- Do podzemních vod se dostávají hlavně persistentní pesticidy, tedy organochlorové a triazinové pesticidy
- Legislativní regulace používání pesticidů většinou přicházela v historii až poté, co se vyskytl závažný problém.

## 8. Použitá literatura

BIZZOTTO, E.C, S VILLA a M VIGHI. POP bioaccumulation in macroinvertebrates of alpine freshwater systems. *Environmental pollution* (1987) [online]. OXFORD: Elsevier, 2009, 157(12), 3192-3198 [cit. 2022-06-26]. ISSN 0269-7491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2009.06.001

BLOMQVIST, A, C BERG, L HOLM, I BRANDT, Y RIDDERSTRALE a B BRUNSTRÖM. Defective reproductive organ morphology and function in domestic rooster embryonically exposed to o,p'-DDT or ethynylestradiol. *Biology of reproduction* [online]. Madison, WI: Society for the Study of Reproduction, 2006, 74(3), 481-486 [cit. 2022-06-27]. ISSN 0006-3363.

BONA, Ana Caroline Dalla, Rodrigo Faitta CHITOLINA, Marise Lopes FERMINO, et al. Larval application of sodium channel homologous dsRNA restores pyrethroid insecticide susceptibility in a resistant adult mosquito population. *Parasites & vectors* [online]. LONDON: Springer Nature, 2016, 9(1), 397-397 [cit. 2022-06-26]. ISSN 1756-3305. Dostupné z: doi:10.1186/s13071-016-1634-y

COHN, Barbara A., Mary S. WOLFF, Piera M. CIRILLO a Robert I. SCHOLTZ. DDT and Breast Cancer in Young Women: New Data on the Significance of Age at Exposure. *Environmental Health Perspectives* [online]. RES TRIANGLE PK: National Institute of Environmental Health Sciences. National Institutes of Health. Department of Health, Education and Welfare, 2007, 115(10), 1406-1414 [cit. 2022-07-03]. ISSN 0091-6765. Dostupné z: doi:10.1289/ehp.10260

CREMLYN, Richard a Reiner SEIFERT. *Pesticidy*. Praha: SNTL – Nakladatelství technické literatury, 1985, s. 7-17.

DAXENBERGER, Andreas. Pollutants with androgen-disrupting potency. *European journal of lipid science and technology* [online]. Weinheim, Fed. Rep. of Germany: Wiley-VCH Verlag, 2002, 104(2), 124-130 [cit. 2022-06-30]. ISSN 1438-7697. Dostupné z: doi:10.1002/1438-9312(200202)104:2<124::AID-EJLT124>3.0.CO;2-T

DE SOLLA, Shane R., Pamela A. MARTIN, Kimberly J. FERNIE, Brad J. PARK a Gregory MAYNE. Effects of environmentally relevant concentrations of atrazine on gonadal development of snapping turtles (*Chelydra serpentina*). *Environmental toxicology and chemistry* [online]. Hoboken: Wiley Periodicals, 2006, 25(2), 520-526 [cit. 2022-07-15]. ISSN 0730-7268. Dostupné z: doi:10.1897/05-165R.1

DEVI, Ningombam Linthoingambi, Ishwar Chandra YADAV, Priyankar RAHA, Qi SHIHUA a Yang DAN. Spatial distribution, source apportionment and ecological risk assessment of residual organochlorine pesticides (OCPs) in the Himalayas. *Environmental science and pollution research international* [online]. Berlin/Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2015, 22(24), 20154-20166 [cit. 2022-06-26]. ISSN 0944-1344. Dostupné z: doi:10.1007/s11356-015-5237-5

FAO, WHO. *The International Code of Conduct on Pesticide Management*. Rome, 2014

FURUSAWA, N. a Y. MORITA. Residual profile of DDT in egg yolks of laying hens following an oral application. *New Zealand journal of agricultural research* [online]. WELLINGTON: Taylor & Francis Group, 2001, 44(4), 297-300 [cit. 2022-06-27]. ISSN 0028-8233. Dostupné z: doi:10.1080/00288233.2001.9513486

GAIDO, Kevin W, Linda S LEONARD, Stephanie LOVELL, Janet C GOULD, Dariouch BABAĬ, Christopher J PORTIER a Donald P MCDONNELL. Evaluation of Chemicals with Endocrine Modulating Activity in a Yeast-Based Steroid Hormone Receptor Gene Transcription Assay. *Toxicology and applied pharmacology* [online]. SAN DIEGO: Elsevier, 1997, 143(1), 205-212 [cit. 2022-07-03]. ISSN 0041-008X. Dostupné z: doi:10.1006/taap.1996.8069

HAYES, Tyrone B, Lloyd L ANDERSON, Val R BEASLEY, et al. Demasculinization and feminization of male gonads by atrazine: Consistent effects across vertebrate classes. *The Journal of steroid biochemistry and molecular biology* [online]. OXFORD: Elsevier, 2011, 127(1-2), 64-73 [cit. 2022-07-15]. ISSN 0960-0760. Dostupné z: doi:10.1016/j.jsbmb.2011.03.015

HAYES, Tyrone B. a Martin HANSEN. From silent spring to silent night: Agrochemicals and the anthropocene. *Elementa* (Washington, D.C.) [online]. OAKLAND: Univ California Press, 2017, 5 [cit. 2022-06-26]. ISSN 2325-1026. Dostupné z: doi:10.1525/elementa.246

HINTZE, Simone, Gaétan GLAUSER a Daniel HUNKELER. Influence of surface water – groundwater interactions on the spatial distribution of pesticide metabolites in groundwater. *The Science of the total environment* [online]. Netherlands: Elsevier B.V, 2020, 733, 139109-139109 [cit. 2022-07-18]. ISSN 0048-9697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2020.139109

HOLOUBEK, Ivan, Ladislav DUSEK, Milan SANKA, et al. Soil burdens of persistent organic pollutants; their levels, fate and risk; Part I, Variation of concentration ranges according to different soil uses and locations. *Environmental pollution* (1987) [online]. Barking: Elsevier, 2009, 157(12), 3207-3217 [cit. 2022-06-26]. ISSN 0269-7491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2009.05.031

HYDROLOGICKÁ ROČENKA ČESKÉ REPUBLIKY 2020. Český hydrometeorologický ústav, 2021. ISBN 978-80-7653-030-0.

ISHAK, Intan H, Zairi JAAL, Hilary RANSON a Charles S WONDJI. Contrasting patterns of insecticide resistance and knockdown resistance (kdr) in the dengue vectors *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* from Malaysia. *Parasites & Vectors* [online]. England: BioMed Central, 2015, 8(1), 181-181 [cit. 2022-06-29]. ISSN 1756-3305. Dostupné z: doi:10.1186/s13071-015-0797-2

KALLENBORN, R, K BREIVIK, S ECKHARDT, C. R LUNDER, S MANØ, M SCHLABACH a A STOHL. Long-term monitoring of persistent organic pollutants (POPs) at the Norwegian Troll station in Dronning Maud Land, Antarctica. *Atmospheric Chemistry and Physics* [online]. Copernicus, 2013, 13(14), 6983-6992 [cit. 2022-06-26]. ISSN 1680-7324. Dostupné z: doi:10.5194/acp-13-6983-2013

KAMATA, Ryo, Fujio SHIRAISHI, Shinji TAKAHASHI, Akira SHIMIZU, Daisuke NAKAJIMA, Shiho KAGEYAMA, Takushi SASAKI a Kyosuke TEMMA. The effects of transovarian exposure to p,p'-DDT and p,p'-DDE on avian reproduction using Japanese quails. *Journal of toxicological sciences* [online]. Japan: The Japanese Society of Toxicology, 2013, 38(6), 903-912 [cit. 2022-06-27]. ISSN 0388-1350. Dostupné z: doi:10.2131/jts.38.903

KODEŠ, V., SVÁTKOVÁ, M. a FREISLEBEN, J. Dvacet pět let systematického sledování jakosti podzemních vod v České republice. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 2016, roč. 58, č. 2, str. 4–10. ISSN 0322-8916.

KODEŠOVÁ, Radka, Nadia VIGNOZZI, Marcela ROHOŠKOVÁ, Tereza HÁJKOVÁ, Martin KOČÁREK, Marcello PAGLIAI, Josef KOZÁK a Jirka ŠIMŮNEK. Impact of varying soil structure on transport processes in different diagnostic horizons of three soil types. *Journal of contaminant hydrology* [online]. Netherlands: Elsevier B.V, 2009, 104(1), 107-125 [cit. 2022-07-19]. ISSN 0169-7722. Dostupné z: doi:10.1016/j.jconhyd.2008.10.008

LANG, A. a M. OTTO. A synthesis of laboratory and field studies on the effects of transgenic *Bacillus thuringiensis* (Bt) maize on non-target Lepidoptera. *Entomologia experimentalis et applicata* [online]. Accepted: 1 February 2010. Oxford, UK: Blackwell Publishing, 2010, 135(2), 121-134 [cit. 2022-06-28]. ISSN 0013-8703. Dostupné z: doi:10.1111/j.1570-7458.2010.00981.x

LENNARTZ, Bernd. Variation of herbicide transport parameters within a single field and its relation to water flux and soil properties. *Geoderma* [online]. Amsterdam: Elsevier, 1999, 91(3-4), 327-345 [cit. 2022-07-19]. ISSN 0016-7061. Dostupné z: doi:10.1016/S0016-7061(99)00008-7

MANESS, Susan C, Donald P MCDONNELL a Kevin W GAIDO. Inhibition of Androgen Receptor-Dependent Transcriptional Activity by DDT Isomers and Methoxychlor in HepG2 Human Hepatoma Cells. *Toxicology and applied pharmacology* [online]. SAN DIEGO: Elsevier, 1998, 151(1), 135-142 [cit. 2022-07-03]. ISSN 0041-008X. Dostupné z: doi:10.1006/taap.1998.8431

MYERS, John Peterson, Michael N. ANTONIOU, Bruce BLUMBERG, et al. Concerns over use of glyphosate-based herbicides and risks associated with exposures: A consensus statement. *Environmental health* [online]. LONDON: Springer Nature, 2016, 15(1), 19 [cit. 2022-07-17]. ISSN 1476-069X. Dostupné z: doi:10.1186/s12940-016-0117-0

NADAL, Martí, Montse MARQUÈS, Montse MARI a José L DOMINGO. Climate change and environmental concentrations of POPs: A review. *Environmental research* [online]. Netherlands: Elsevier, 2015, 143(Pt A), 177-185 [cit. 2022-06-26]. ISSN 0013-9351. Dostupné z: doi:10.1016/j.envres.2015.10.012

PERRY, J. N., Y. DEVOS, S. ARPAIA, et al. A mathematical model of exposure of non-target Lepidoptera to Bt-maize pollen expressing Cry1Ab within Europe. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* [online]. England: The Royal Society, 2010, 277(1686), 1417-1425 [cit. 2022-06-28]. ISSN 0962-8452. Dostupné z: doi:10.1098/rspb.2009.2091

PITTER, Pavel. *Hydrochemie*. 5. aktualizované a doplněné vydání. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 2015, s. 480-488. ISBN 978-80-7080-928-0.

SCHUHMANN, Andrea, Oliver GANS, Stefan WEISS, Johann FANK, Gernot KLAMMLER, Georg HABERHAUER a Martin H GERZABEK. A long-term lysimeter experiment to investigate the environmental dispersion of the herbicide chloridazon and its metabolites—comparison of lysimeter types. *Journal of soils and sediments* [online]. Berlin/Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2015, 16(3), 1032-1045 [cit. 2022-07-17]. ISSN 1439-0108. Dostupné z: doi:10.1007/s11368-015-1311-3

SHIMABUKURO, R.H., D.S. FREAR, H.R. SWANSON a W.C. WALSH. Glutathione Conjugation: An Enzymatic Basis for Atrazine Resistance in Corn. *Plant physiology* (Bethesda) [online]. United States: American Society of Plant Physiologists, 1971, 47(1), 10-14 [cit. 2022-07-15]. ISSN 0032-0889. Dostupné z: doi:10.1104/pp.47.1.10

SIMONICH, S.L. (Procter and Gamble Company a R.A HITES. Global distribution of persistent organochlorine compounds. Science (American Association for the Advancement of Science) [online]. Washington, DC: American Society for the Advancement of Science, 1995, 269(5232), 1851-1854 [cit. 2022-06-27]. ISSN 0036-8075. Dostupné z: doi:10.1126/science.7569923

SMITH, Letícia B, Shinji KASAI a Jeffrey G SCOTT. Voltage-sensitive sodium channel mutations S989P + V1016G in *Aedes aegypti* confer variable resistance to pyrethroids, DDT and oxadiazines. Pest Management Science [online]. Chichester, UK: John Wiley & Sons, 2018, 74(3), 737-745 [cit. 2022-06-29]. ISSN 1526-498X. Dostupné z: doi:10.1002/ps.4771

Stockholm Convention [online], 2019. [cit. 2022-07-21]. Dostupné z: <http://chm.pops.int/>

SWAN, Shanna H., Robin L. KRUSE, Fan LIU, et al. Semen Quality in Relation to Biomarkers of Pesticide Exposure. Environmental Health Perspectives [online]. RES TRIANGLE PK: National Institute of Environmental Health Sciences. National Institutes of Health. Department of Health, Education and Welfare, 2003, 111(12), 1478-1484 [cit. 2022-07-15]. ISSN 0091-6765. Dostupné z: doi:10.1289/ehp.6417

The International Code of Conduct on Pesticide Management, World Health Organization Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, 2014

TILLITT, Donald E, Diana M PAPOULIAS, Jeffrey J WHYTE a Catherine A RICHTER. Atrazine reduces reproduction in fathead minnow (*Pimephales promelas*). Aquatic toxicology [online]. AMSTERDAM: Elsevier B.V, 2010, 99(2), 149-159 [cit. 2022-07-15]. ISSN 0166-445X. Dostupné z: doi:10.1016/j.aquatox.2010.04.011

USEPA 2017 Pesticides Industry Sales and Usage: 2008–2012 Market Estimates [https://www.epa.gov/sites/production/files/2017-01/documents/pesticidesindustry-sales-usage-2016\\_0.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2017-01/documents/pesticidesindustry-sales-usage-2016_0.pdf).

VEČEŘA, Zdeněk. Pesticidy: Výroba, vlastnosti a použití. Praha: Státní nakladatelství technické literatury, 1964, s. 9-17

YADAV, ISHWAR CHANDRA; DEVI, NINGOMBAM LINTHOINGAMBI. Pesticides classification and its impact on human and environment. Environmental science and engineering, 2017, 6: 140-158.

ZHENG, Hongyuan, Yuan GAO, Yinyue XIA, Haizhen YANG a Minghong CAI. Seasonal Variation of Legacy Organochlorine Pesticides (OCPs) From East Asia to the Arctic Ocean. Geophysical research letters [online]. 2020, 47(19) [cit. 2022-06-26]. ISSN 0094-8276. Dostupné z: doi:10.1029/2020GL089775

Sine: Zákon č. 254/2001 Sb. vodní zákon

Sine: Vyhláška č. 83/2014 Sb.: Vyhláška, kterou se mění vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, ve znění pozdějších předpisů., částka 34/2014.

Sine: Vyhláška č. 5/2011 Sb. o vymezení hydrogeologických rajonů a útvarů podzemních vod, způsobu hodnocení stavu podzemních vod a náležitostech programů zjišťování a hodnocení stavu podzemních vod

## Přílohy

Tabulka 4. Seznam pesticidů v podzemní vodě monitorovaných ČHMÚ

Pesticidy / Pesticides
1,2,4-triazol / 1,2,4-triazole
1H-benzotriazol / 1H-benzotriazole
1-methyl-1H-benzotriazol / 1-methyl-1H-benzotriazole
2,3-dihydroxyquinoxalin / 2,3-dihydroxyquinoxaline
2,4,5-T ((2,4,5-trichlorofenoxy)octová kyselina) / 2,4,5-T (2,4,5-trichlorophenoxyacetic acid)
2,4-D (2,4-dichlorofenoxyoctová kyselina) / 2,4-D (2,4-dichlorophenoxyacetic acid)
2,4-DP (2-(2,4-dichlorofenoxy)propanová kyselina) / 2,4-DP (2-(2,4-dichlorophenoxy)propionic acid)
2,6-dichlorbenzamid / 2,6-dichlorobenzamide
2-amino-N-(isopropyl)benzamid / 2-amino-N-(isopropyl)benzamide
2-chlor-2,6-diethylacetanilid / 2-chloro-2,6-diethylacetanilide
3,4-dichlorfenyl močovina / 3,4-dichlorophenyl urea
3-hydroxycarbofuran / 3-hydroxycarbofuran
5-methyl-1H-benzotriazol / 5-methyl-1H-benzotriazole
acetamiprid / acetamiprid
acetochlor / acetochlor
acetochlor ESA / acetochlor ESA
acetochlor OA / acetochlor OA
aclonifen / aclonifen
alachlor / alachlor
alachlor ESA / alachlor ESA
alachlor OA / alachlor OA
amidosulfuron / amidosulfuron
aminopyralid / aminopyralid
atraton / atraton
atrazin / atrazine
atrazin 2-hydroxy / atrazine 2-hydroxy
atrazin desethyl / atrazine desethyl
atrazin desethyldeisopropyl / atrazine desethyldeisopropyl
atrazin desisopropyl / atrazine desisopropyl
azoxystrobin / azoxystrobin
azoxystrobin o-demethyl / azoxystrobin o-demethyl
benalaxyl / benalaxyl
bentazon / bentazone
bentazon methyl / bentazone methyl
boskalid / boscalid
bromacil / bromacil
bromoxynil / bromoxynil
carbendazim / carbendazim
clopyralid / clopyralid
cyanazin / cyanazine
cyproconazol / cyproconazole
cyprodinil / cyprodinil
DEET (diethyltoluamid) / diethyltoluamid
desmedipham / desmedipham
desmetryn / desmetryne
diazinon / diazinon

dicamba / dicamba
difenoconazole / difenoconazole
diflufenikan / diflufenican
dichlobenil / dichlobenil
dichlormid / dichlormid
dimethachlor / dimethachlor
dimethachlor CGA 369873 / dimethachlor CGA 369873
dimethachlor ESA / dimethachlor ESA
dimethachlor OA / dimethachlor OA
dimethazon (clomazone) / clomazone
dimethenamid / dimethenamid
dimethenamid ESA / dimethenamid ESA
dimethenamid OA / dimethenamid OA
dimethipin / dimethipin
dimethoat / dimethoat
dimethomorf / dimethomorph
dimoxystrobin / dimoxystrobin
diuron / diuron
diuron desmethyl / diuron desmethyl
epoxiconazol / epoxiconazol
ethofumesat / ethofumesate
fenarimol / fenarimol
fenhexamid / fenhexamid
fenmedifam / phenmedipham
fenpropidin / fenpropidin
florasulam / florasulam
fluazifop-butyl / fluazifop-butyl
fluazifop-p / fluazifop-p
fluazifop-p-butyl / fluazifop-p-butyl
flufenacet ESA / flufenacet ESA
flufenacet / flufenacet
flufenacet OA / flufenacet OA
fluopicolide / fluopicolide
fluopyram / fluopyram
fluroxypyr / fluroxypyr
flusilazole / flusilazole
flutriafol / flutriafol
foramsulfuron / foramsulfuron
forat / phorate
fosalon / phosalone
fosfamidon / phosphamidon
haloxyfop / haloxyfop
haloxyfop-P-methyl / haloxyfop-P-methyl
hexazinon / hexazinone
chlorbromuron / chlorbromuron
chloridazon / chloridazon
chloridazon desfenyl / chloridazon desphenyl
chloridazon methyl desfenyl / chloridazon methyl desphenyl
chlorpyrifos / chlorpyrifos
chlorsulfuron / chlorsulfuron
chlortoluron / chlorotoluron

chorotoluron desmethyl / chorotoluron desmethyl
imazamethabenz-methyl / imazamethabenz-methyl
imazamox / imazamox
imazethapyr / imazethapyr
imidacloprid / imidacloprid
imidakloprid olefin / imidacloprid olefin
iprodion / iprodione
isoproturon / isoproturon
isoproturon desmethyl / isoproturon desmethyl
isoproturon monodesmethyl / isoproturon monodesmethyl
isoxaflutole (Ref: RPA 202248) / isoxaflutole (Ref: RPA 202248)
isoxaflutole (Ref: RPA 203328) / isoxaflutole (Ref: RPA 203328)
isoxaflutole / isoxaflutole
jodosulfuron methyl (sodná sůl) / iodossulfuron-methyl (sodium salt)
karbofuran / carbofuran
kresoxim-methyl / kresoxim-methyl
lenacil / lenacil
linuron / linuron
mandipropamid / mandipropamid
MCPA (kyselina (4-chlor-2-methylfenoxi)octová) / MCPA ((4-chloro-2-methylphenoxy)acetic acid)
MCPB (kyselina 4-(4-chlor-2-tolyl)oxy propanová) / MCPB (4-(4-chloro-2-methylphenoxy)butanoic acid)
MCPP (mecoprop) / MCPP (mecoprop)
mesosulfuron methyl / mesosulfuron methyl
mesotrione / mesotrione
metalaxyl / metalaxyl
metamitron / metamitron
metazachlor / metazachlor
metazachlor ESA / metazachlor ESA
metazachlor OA / metazachlor OA
metconazol / metconazole
methabenzthiazuron / methabenzthiazuron
methamidophos / methamidophos
methidathion / methidathion
methiocarb / methiocarb
methiocarb sulfoxid / methiocarb sulfoxide
methoxyfenozid / methoxyfenozide
metobromuron / metobromuron
metolachlor / metolachlor
metolachlor ESA / metolachlor ESA
metolachlor OA / metolachlor OA
metoxuron / metoxuron
metrafenon / metrafenon
metribuzin / metribuzin
metribuzin desamino / metribuzin desamino
metribuzin desaminodiketo / metribuzin desamino-diketo
metribuzin diketo / metribuzin diketo
metsulfuron methyl / metsulfuron methyl
monolinuron / monolinuron
myklobutanil / myclobutanil
napropamid / napropamide
nicosulfuron / nicosulfuron

o,p'-DDD / o,p'-DDD
o,p'-DDE / o,p'-DDE
o,p'-DDT / o,p'-DDT
oxamyl / oxamyl
p,p'-DDD / p,p'-DDD
p,p'-DDE / p,p'-DDE
p,p'-DDT / p,p'-DDT
paklobutrazol / paclobutrazol
pendimethalin / pendimethalin
pethoxamid / pethoxamid
pethoxamid ESA / pethoxamid ESA
picoxystrobin / picoxystrobin
pikloram / picloram
pirimikarb / pirimicarb
prochloraz / prochloraz
prometryn / prometryn
propachlor / propachlor
propachlor ESA / propachlor ESA
propachlor OA / propachlor OA
propamokarb / propamocarb
propaquizafop / propaquizafop
propiconazol / propiconazole
propoxycarbazone sodium / propoxycarbazone sodium
propyzamid / propyzamide
prosulfocarb / prosulfocarb
prothioconazole / prothioconazole
pyraclostrobin / pyraclostrobin
pyrimethanil / pyrimethanil
quinmerac / quinmerac
quizalofop / quizalofop
quizalofop-p-ethyl / quizalofop-p-ethyl
rimsulfuron / rimsulfuron
sedaxan / sedaxan
simazin / simazine
simazin 2-hydroxy / simazine 2-hydroxy
spiroxamin / spiroxamin
sulfosulfuron / sulfosulfuron
tebuconazol / tebuconazole
terbuthylazin / terbuthylazine
terbuthylazin 2-hydroxy / terbuthylazine 2-hydroxy
terbuthylazin desethyl / terbuthylazine desethyl
terbuthylazin desethyl 2-hydroxy / terbuthylazine desethyl 2-hydroxy
terbutryn / terbutryn
thiabendazol / thiabendazole
thiacloprid / thiacloprid
thiamethoxam / thiamethoxam
thifensulfuron-methyl / thifensulfuron-methyl
thiofanat-methyl / thiophanate-methyl
triadimefon / triadimefon
triadimenol / triadimenol
tri-allate / tri-allate

triasulfuron / triasulfuron
tribenuron-methyl / tribenuron-methyl
triclopyr / triclopyr
trifloxystrobin / trifloxystrobin
triflusulfuron-methyl / triflusulfuron-methyl
triforin / triforine
triticonazol / triticonazole
$\alpha$ -hexachlorocyklohexan / $\alpha$ -hexachlorocyklohexane
$\beta$ -hexachlorocyklohexan / $\beta$ -hexachlorocyklohexane
$\gamma$ -hexachlorocyklohexan (lindan) / $\gamma$ -hexachlorocyklohexane (lindane)

Zdroj: HYDROLOGICKÁ ROČENKA ČESKÉ REPUBLIKY 2020. Český hydrometeorologický ústav, 2021.