

Pesticidy v malých zemědělských tocích a jejich vliv na společenstva vodních bezobratlých

HANA JANOVSKÁ, LIBUŠE BAREŠOVÁ, VÍT KODEŠ, VÁCLAVA MAŤAŠOVSKÁ,
LIBOR MIKL, BARBORA JÁCHYMOVÁ, MIROSLAV BAUER, TOMÁŠ DOSTÁL, PAVEL
KOŽENÝ

Klíčová slova: makrozoobentos – pesticidy – POCIS – sedimenty – SPEAR index

ABSTRAKT

Mezi hlavní příčiny antropogenního tlaku na vodní ekosystémy patří intenzivní zemědělství, a to zejména kvůli nadměrnému poškození půdní struktury, splachu orné půdy a kontaminaci agrochemikáliemi. Přímý monitoring pesticidů v malých tocích je problematický zejména kvůli jejich nízkým koncentracím pod mezí stanovitelnosti a nárazovému výskytu způsobenému aplikačními cykly a srážkoodtokovými událostmi. Tato studie proto na 10 malých vodních tocích v zemědělské krajině využila kombinaci přímého analytického sledování pesticidů pomocí pasivních vzorkovačů POCIS (129 účinných látek a metabolitů ve třech sezonách) a analýzy usazených sedimentů (11 insekticidů). Získaná data byla porovnána s charakteristikami povodí a s hodnocením citlivého biologického společenstva makrozoobentosu. Byla vyhodnocena i role orné půdy a pěstovaných plodin jak z hlediska množství zachycených pesticidů, tak z hlediska jejich vlivu na ekologický stav vodních bezobratlých. Počty detekovaných látek v pasivních vzorkovačích pozitivně korelovaly s modelovaným množstvím splavenin z povodí, zatímco obsah insekticidů v sedimentech vykazoval závislost na ploše orné půdy v příbřežních pásích. V jarním období se navíc projevila pozitivní korelace mezi pesticidy zachycenými v pasivních vzorkovačích a rozsahem ploch osetých kukuřicí. Zvýšený výskyt pesticidů negativně ovlivnil většinu biotických indexů, což poukazuje na zhoršenou ekologickou kvalitu makrozoobentosu v lokalitách. Z hlediska pěstovaných plodin vykazovala nejvyšší počet negativně ovlivněných biotických indexů řepka, což odráží její vysokou náročnost na pesticidní ochranu. S rostoucí plochou pěstovaných plodin v povodí monitorovaných profilů klesalo zejména zastoupení citlivých taxonů (jepic, pošvatek a chrostíků) a také hodnota indexu $SPEAR_{pesticide}$, který byl koncipován přímo ke kvantifikaci stresu vyvolaného pesticidy. Nekonzistentně se choval index diverzity, jenž reagoval pouze na koncentrace pesticidů v pasivních vzorkovačích. Index $SPEAR_{pesticide}$ vykazoval významnou rozporuplnost mezi výsledky z podzimní a jarní sezony.

ÚVOD

Malé vodní toky v horních částech povodí představují naprostou většinu tekoucích vod a jsou významné pro druhovou rozmanitost vodních organismů v celém povodí [1] **Chyba! Nenalezen zdroj odkazů..** Navíc jsou klíčové pro ekosystémové procesy, jako je koloběh živin a uhlíku [2, 3]. Vzhledem k jejich úzkým korytům, obvykle malému průtoku a tím omezené schopnosti samočištění jsou tyto vodní toky velmi zranitelné vůči působícím antropogenním tlakům v povodí [4, 5]. Podle Evropské agentury pro životní prostředí [6] **Chyba! Nenalezen zdroj odkazů.** dosahuje méně než 30 % evropských povrchových vod alespoň dobrého ekologického stavu dle Rámcové směrnice o vodách [7], přičemž za hlavní příčinu zátěže je považováno intenzivní zemědělství, a to zejména kvůli nadměrnému splachu živin a kontaminaci agrochemikáliemi. Pesticidy pronikají do vodních systémů prostřednictvím

povrchového odtoku, úletu přenášeného vzduchem během aplikace, vyplavování z půdy a procesů spojených s erozí, přičemž jsou často vázány na půdní částice [8]. Rychlost a množství pronikajících pesticidů ovlivňují také výběr plodin a agrotechnické postupy jejich pěstování. Nejvýraznější dopad na koncentraci těchto látek v pramenných oblastech malých toků mají monokultury kukuřice a sóji [9]. Intenzivní zemědělské postupy navíc narušují strukturu půdy a urychlují její erozi, což zvyšuje přísun sedimentů do přilehlých vodních toků [10]. **Chyba! Nenalezen zdroj odkazů..** Orné půdy v ČR jsou kontaminovány četnými pesticidy, které se vyskytují jako vícenásobné směsi ve významných koncentracích [11]. S nimi spojené sedimenty ve vodních tocích tak představují významnou zásobárnu a sekundární zdroj současně používaných i starých (tzv. legacy) pesticidů, což představuje trvalé toxické riziko pro vodní organismy a narušuje širší funkce ekosystému [12]. Tato chemická zátěž je navíc umocněna změnou klimatu, jež ovlivňuje hydrologický režim vodních toků a zvyšuje četnost extrémních jevů, jako jsou silná sucha a nárazové srážky [13, 14]. Dlouhá období nízkých průtoků vedou ke koncentraci polutantů, zatímco následné vydatné srážky způsobují nárazové splachy sedimentů a transport pesticidů ve vysokých koncentracích do vodních toků [15–17]. Ke klimatickým faktorům, jako jsou např. rozkolísanost průtoků a zvýšená teplota vody, se tak přidávají ještě zemědělské stresory, což vede k obtížně předvídatelným změnám ve společenstvech vodních organismů [18, 19]. Bentičtí bezobratlí představují ideální bioindikátory pro hodnocení dynamiky působení těchto stresorů, neboť odrážejí narušení vodního prostředí v rámci svého celého životního cyklu [20, 21]. Ačkoli běžně používané indexy diverzity či saprobní index dostatečně dobře odrážejí míru organického znečištění [22], zpravidla neumožňují odlišit toxicitu způsobenou pesticidy od jiných faktorů prostředí. Z tohoto důvodu byl vyvinut index SPEAR_{pesticide} využívající fyziologickou citlivost a ekologické charakteristiky jednotlivých taxonů makrozoobentosu ke kvantifikaci stresu vyvolaného pesticidy [23–25].

Monitoring vlivu pesticidů ve vodních ekosystémech je problematický vzhledem k jejich nízké koncentraci a velké dynamice jejich výskytu. Výskyt pesticidů závisí na době aplikace a aktuálních srážkách. Pesticidy ve vodním prostředí lze sledovat pomocí pasivních vzorkovačů, které jsou vhodné pro sledování látek s vysokou dynamikou změn koncentrací [26, 27]. Jejich expozice však musí být naplánována do období srážkových událostí a následného vnosu pesticidů do vodního toku. Obsah pesticidů lze také analyzovat v usazených sedimentech v toku, jež zejména v případě insekticidů, majících hydrofobní charakter, představují jejich úložiště [28]. To ale mohou znemožnit morfologické charakteristiky vodního toku, díky kterým může ve studovaném úseku docházet k usazování sedimentů v minimálním množství. Výskytem pesticidů ve vodách ČR se dlouhodobě zabývá Český hydrometeorologický ústav [29, 30]; vlastní monitoring pesticidů v povrchových vodách rutinně zajišťují správci povodí v rámci svých programů monitoringu. Ve specifických případech se monitoring zaměřuje např. na povodí vodárenských nádrží [31–34]. Cílený monitoring pesticidů v rámci výzkumných projektů byl realizován např. v rámci vybraných povodí vodárenských zdrojů [35, 36] nebo v tocích v krasovém území [37]. Výzkumný ústav monitoringu a ochrany půd, v. v. i., provedl jednorázovou vzorkovací kampaň zaměřenou na zhodnocení výskytu pesticidních látek a jejich metabolitů v povrchových vodách ČR v kontextu intenzivního zemědělského hospodaření [38]. Vlivem pesticidů na makrozoobentos se však doposud zabývaly jen zahraniční studie (např. [39–41], pokud se nejednalo o analýzu vlivu konkrétních látek uniklých do vodního prostředí [19], laboratorní testy [42, 43] nebo bioakumulaci těchto látek v makrozoobentosu [44].

Předložená studie se zaměřila na přímé porovnání dvou přístupů: analytického sledování pesticidů (ve vodním sloupci a v usazených sedimentech) a biologického hodnocení zátěže. Ekologické dopady na společenstvo makrozoobentosu byly vyjádřeny pomocí biotických indexů. Získané výsledky byly rovněž interpretovány v souvislosti s charakteristikami povodí, včetně struktury pěstovaných plodin. Vzhledem k nákladnosti analýz pesticidů byla studie omezena na deset lokalit a na období podzimu, jara a přelomu jara a léta.

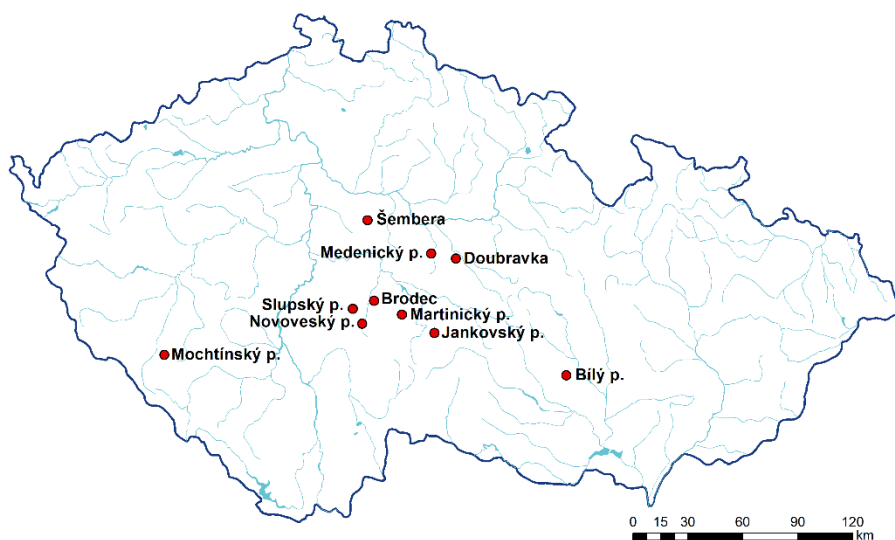
METODIKA

Výběr lokalit

Hlavním kritériem pro výběr lokalit (*obr. 1, tab. 1*) bylo vyloučení bodových zdrojů znečištění v povodí nad profilem. Ty byly vyloučeny podle metodiky [45], která pro rozlišení bodových a plošných zdrojů znečištění využívá – na základě minimálně 12 měsíčních odběrů vzorků – poměr dusičnanového dusíku k celkovému dusíku:

$$\text{N-NO}_3 / (\text{N-NH}_4 + \text{N-NO}_3 + \text{N-NO}_2) * 100$$

Hodnoty ročního mediánu překračující nebo rovnající se 98,5 ukazují na převahu plošných zdrojů znečištění, hodnoty nižší než 95 na převahu bodových zdrojů znečištění a hodnoty mezi těmito limity na smíšený zdroj znečištění. Byly vybrány lokality, u nichž z dostupných dat všech předchozích měření převažovalo plošné znečištění, a dále lokality se smíšenými zdroji znečištění (avšak s hodnotami poměru dusičnanového dusíku blízkými 98,5), u nichž byla ještě ověřena absence čistíren odpadních vod v povodí nad profilem.



Obr. 1. Umístění vybraných lokalit v rámci České republiky

Fig. 1. Location of selected sites within the Czech Republic

Zastoupení orné půdy v povodí nad profilem bylo jako další z kritérií výběru lokalit určeno pomocí ZABAGED vrstvy pro rok 2023 (zdroj: Český úřad zeměměřičský a katastrální). Z 10 vybraných lokalit vykazuje sedm lokalit poměrně vysokou intenzitu zemědělství v povodí (zastoupení orné půdy 45–71 %) a zbylé tři lokality mají naopak v povodí nižší intenzitu zemědělství (25–35 %). Pro zajištění srovnatelnosti biologických dat byly zvolené monitorovací profily omezeny na základě nadmořské výšky (234–492 m n. m.), plochy povodí (12–94 km²) a řádu vodního toku podle Strahlera (3. a 4.; po jedné lokalitě řádu 2 a řádu 5 bylo zahrnuto z důvodu srovnatelné plochy povodí se sousedními řády 3

a 4, viz *tab. 1*). Posledním, ale neméně důležitým kritériem byla přítomnost vhodného místa k umístění pasivního vzorkovače.

Proměnné prostředí

Prostorové analýzy proměnných prostředí v povodí byly provedeny v programu ArcGIS Pro. Za účelem posouzení dopadů zemědělství bylo analyzováno zastoupení orné půdy a lesů jak v celém povodí nad profilem, tak ve vymezených pásích kolem vodního toku. Ty byly definovány dle autorů [46, 47] na 50 m šířky od obou břehů vodního toku a 100, 500 a 5 000 m proti proudu od vzorkovaného profilu. Průměrné šířky těchto pásů byly stanoveny integrací digitalizovaných břehových zón. Způsob využití území byl vyhodnocen pomocí ZABAGED vrstvy pro rok 2023. Využití orné půdy, tj. analýza pěstovaných plodin, bylo stanoveno podle databáze LPIS 2023 a 2024 (Systém evidence půdních bloků, zdroj: Ministerstvo zemědělství ČR). Byla určena nejkratší vzdálenost lesa a orné půdy od profilů v povodí nad studovanými lokalitami. Eroze půdy a přísun sedimentů do vodních toků byly modelovány pomocí prostorově distribuovaného modelu transportu sedimentů WaTEM/SEDEM [48]. Model využívá rastrové mapy ve formátu Idrisi k výpočtu roční produkce sedimentů a jejich transportní kapacity, včetně trasování pohybu sedimentů v povodí, čímž poskytuje odhad průměrného ročního exportu sedimentů (za rok a na 1 km² povodí nad profilem) přes jednotlivé monitorovací profily [49].

Tab. 1. Přehled sledovaných lokalit

Tab. 1. Overview of monitored sites

tok	název profilu	povodí	plocha povodí (km ²)	řád toku dle Strahlera	nadmožská výška (m n. m.)	sklon (‰)	poměr orné půdy v povodí nad profilem (%)	splaveniny z povodí (t/km ²)
Bílý potok	Šmelcovna	Morava	93,9	4	340,0	17,9	45,7	29,9
Brodec	Hutiny-mostek	Vltava	28,2	4	427,3	6,5	55,2	73,0
Doubravka	Zvěstovice	Labe	20,0	3	265,9	11,5	68,6	127,2
Jankovský potok	Mladé Bříště - Hejkovy	Vltava	64,7	5	491,9	9,8	35,6	12,1
Martinický potok	Borek	Vltava	66,9	4	461,3	6,8	45,0	30,2
Medenický potok	silniční most Souňov-Hraběšín	Labe	11,8	2	278,7	16,7	71,1	36,9
Mochtínský potok	Sobětice	Vltava	35,0	4	411,3	6,7	25,6	35,5
Novoveský potok	Mladá Vožice	Vltava	37,2	4	429,8	4,1	63,2	66,7
Slupský potok	Nové Dvory	Vltava	11,5	3	470,9	17,0	60,0	51,8
Šembera	Doubravčice	Labe	27,2	4	234,2	6,5	31,8	66,9

Pasivní vzorkovače POCIS

POCIS (Polar Organic Chemical Integrative Sampler [50], *obr. 2*) má sběrnou fázi uloženou mezi dvěma hydrofilními membránami upevněnými v nerezových discích. Ta obsahuje směs sorbentů k zachytávání středně polárních látek, jako je většina pesticidů. Výsledkem je zjištění přítomnosti sledovaných kontaminantů v okolním prostředí po dobu expozice, která se u tohoto typu vzorkovače může pohybovat od dvou do tří týdnů. Dochází tedy k zachycení podstatně delšího období než při bodovém odběru vzorků vody, kdy bývají často výsledkem hodnoty pod mezemi stanovitelnosti. Pasivní vzorkovače POCIS v konfiguraci pro sledování pesticidů (AttractSPE®POCIS Pesticides, Affinise, Francie) byly instalovány na podzim 2023 (říjen), na jaře (březen/duben) a na přelomu jara a léta 2024 (květen) na

vybraných 10 profilech (na podzim z důvodu vyschnutí vodního toku Doubravka pouze na devíti), každý na dobu 21 dní. Termín instalace pasivního vzorkovače do vodního toku na podzim odpovídá období, kdy není předpokládán vysoký výskyt pesticidů ve vodním toku (s výjimkou preemergentní aplikace herbicidů na ozimé plodiny), konec března a začátek dubna odpovídá počátku jejich aplikace. Na přelomu jara a léta se naopak předpokládá maximální aplikace pesticidů a vyšší pravděpodobnost vnosu pesticidů z půd během intenzivních dešťů. Vzorkovač byl instalován do místa s mírným prouděním tak, aby neležel v říčním sedimentu a zároveň byl dostatečně hluboko, aby při poklesu hladiny nedošlo k jeho vynoření nad hladinu. Z důvodu zabránění možné degradace látek citlivých na sluneční záření bylo vybráno místo instalace zastíněné vegetací. Důležité bylo také zvolit místo s nízkou intenzitou pohybu lidí v okolí vodního toku. Po ukončení instalace byly disky ze vzorkovače vyjmuty a při -18 °C transportovány do laboratoře. Analýzy zachycených látek v extraktech ze sorbentu proběhly v laboratorích Fakulty rybářství a ochrany vod Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. Bylo analyzováno 93 účinných látek (55 herbicidů, 26 fungicidů a 12 insekticidů). Z metabolitů byly z analytických důvodů sledovány pouze metabolity herbicidů (35) a jeden metabolit ze skupiny insekticidů (3-hydroxykarbofuran).



Obr. 2. Pasivní vzorkovač POCIS

Fig. 2. POCIS passive sampler

Ze zjištěných koncentrací v pasivních vzorkovačích byl podle certifikované metodiky [51] vypočten časově vážený průměr koncentrace látek ve vodě. Jelikož metodika obsahovala vzorkovací rychlosti pouze pro omezený počet sledovaných látek, u zbývajících analytů byly použity rychlosti doporučené přímo výrobcem vzorkovačů Affinisep. Koncentrace látek ve vodě sloužily též pro výpočet tzv. toxických jednotek [23], což jsou koncentrace normalizované na jejich akutní toxicitu, obvykle odvozenou od organismu *Daphnia magna*.

Finálně byly spočítány sumy koncentrací (nad mezí stanovitelnosti – MS) a počet látek (nad MS) v jednotlivých vzorcích. Ze tří vzorků pro každou lokalitu (s výjimkou Doubravky, kde byly vzorky dva) byla spočítána suma, průměr a maximum koncentrací a byl stanoven počet nalezených látek (maximum). Následně byla podle těchto parametrů stanovena čtyři různá pořadí lokalit. Ze součtu těchto pořadí pak bylo určeno finální pořadí vodních toků z pohledu jejich zatížení pesticidy ve vodním sloupci (tab. 4).

Sedimenty

Sedimenty byly odebírány pro analýzu zaměřenou na výskyt insekticidů, které nejsou rozpustné ve vodě, a u nichž se předpokládá, že jsou pro bentické bezobratlé nejvíce toxické. Odběr sedimentu byl proveden v úsecích vodních toků, kde dochází v důsledku snížení rychlosti proudu nebo změny morfologie vodního toku k přirozenému usazování sedimentů. Vzhledem k mělkosti vodních toků byla k odběru použita plochá nerezová lžíce a odebírala se pouze svrchní vrstva sedimentu do hloubky 5 až 10 cm s vysokým podílem jemných frakcí z alespoň tří až pěti míst z minimálně 100metrového úseku vodního toku. Vzorek byl v lokalitě zbaven hrubých nečistot a homogenizován. Celkový objem odebraného vzorku sedimentu byl přibližně 0,5 l. Odběr sedimentů na podzim 2023 proběhl v den deinstalace pasivních vzorkovačů z vodního toku, tj. na konci října. V roce 2024 byl proveden odběr v den deinstalace druhého pasivního vzorkovače, tj. na konci května. Odebrané vzorky byly v terénu zchlazeny v automrazničce na teplotu max. 4 °C a následně až do zpracování v laboratoři uchovávány při teplotě -18 °C. Analýzy byly provedeny v laboratořích státního podniku Povodí Labe. Bylo analyzováno 11 účinných látek. Koncentrace byly poté normalizovány na obsah celkového organického uhlíku (TOC).

Následně byly spočítány sumy koncentrací a počet látek (nad MS) v jednotlivých vzorcích. Ze dvou vzorků byly spočítány suma, průměr a maximum koncentrací a byl stanoven počet nalezených látek (maximum). Bylo vytvořeno pořadí lokalit pro obě varianty koncentrací, původní koncentraci a normalizovanou na TOC, přičemž vyšlo sedm různých pořadí. Ze součtu těchto pořadí pak bylo určeno finální pořadí vodních toků z pohledu jejich zatížení pesticidy v sedimentech (tab. 4).

Makrozoobentos

Po ukončení expozice pasivního vzorkovače na podzim 2023 a druhého pasivního vzorkovače na přelomu jara a léta 2024 byl v co nejbližším možném termínu v řádu dní na lokalitách odebrán i vzorek makrozoobentosu. Mezi ukončením expozice pasivních vzorkovačů a odběrem makrozoobentosu nedošlo k žádným srážkoodtokovým epizodám. Odběr makrozoobentosu koncem května byl naplánován s cílem zachytit období nejvyšší expozice chemikálií používaných v zemědělství (aplikace fungicidů a herbicidů, případně insekticidů), což také odpovídá postupům uváděným v odborné literatuře [23].

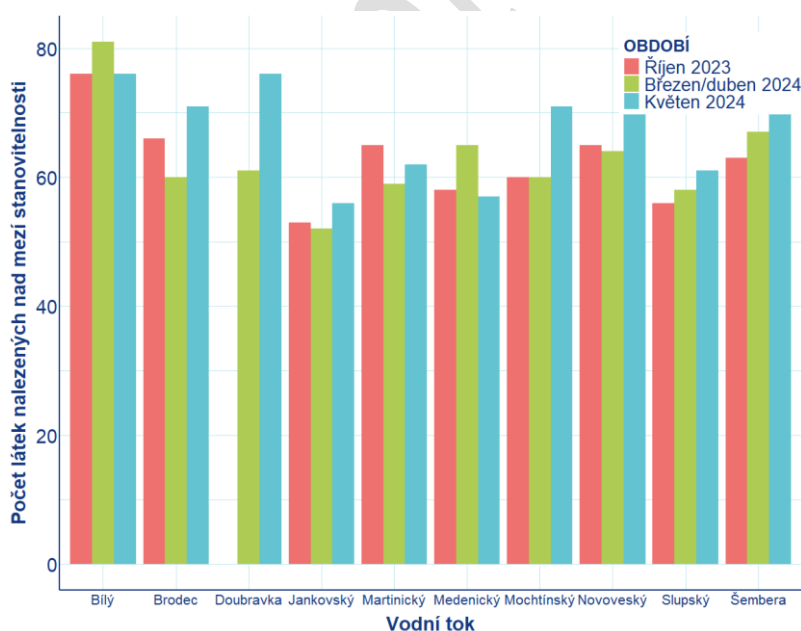
Vzorky makrozoobentosu byly odebrány v souladu s národní metodikou pro multihabitatový semikvantitativní odběr a zpracování vzorků (metoda PERLA [52, 53]). Jde o třiminutový odběr z různých habitatů ve vodním toku, kdy je rozvřený sediment (tzv. kick-sampling) zachycen do ruční bentosové sítě o velikosti ok 0,5 mm. Taxony vytríděné z odebraných vzorků byly determinovány na co nejnižší taxonomickou úroveň, většinou na úroveň druhu. Zjištěné taxonomické složení a abundance společenstva makrozoobentosu bylo sjednoceno na taxonomickou úroveň podle nastavení v informačním systému ČHMÚ ARROW. Z druhového složení a početnosti druhů byly vypočteny jednotlivé metriky, multimetrický index makrozoobentosu (MZB) a výsledná třída ekologického stavu vodního toku [54]. Pro posouzení dopadu intenzivního zemědělství byly kromě metriky SPEAR_{pesticide} zahrnuty i metriky saprobní index (SI), zastoupení jedinců preferujících kameny (LIT), zastoupení potravních strategií (RETI), diverzita Margalef a abundance (EPT Abu) i počet taxonů (EPT Tax) na znečištění citlivých druhů EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera).

VÝSLEDKY A DISKUZE

Výsledky analýz pasivních vzorkovačů

Analýza vzorků z pasivních vzorkovačů zahrnovala celkem 129 látek na ochranu rostlin a jejich metabolitů. Z hodnocení všech tří sledovaných období dohromady vyplývá, že na všech 10 lokalitách bylo alespoň v jednom termínu nalezeno 53 stejných látek v koncentracích nad MS, z toho 33 látek bylo nalezeno v koncentracích nad MS na všech lokalitách ve všech třech termínech vzorkování (tab. 3). Naopak 24 látek nebylo nalezeno na žádné lokalitě. Mezi účinné látky, jež byly nalezeny v pasivních vzorkovačích ve většině vzorků v koncentracích nad mezí stanovitelnosti (pro lepší srovnatelnost s jinými výsledky v rámci ČR jsou uvedeny i koncentrace přepočtené z pasivních vzorkovačů na koncentrace ve vodě) patřily terbuthylazin (max. 1 900 ng/POCIS, resp. 600 ng/l), diuron (460 ng/POCIS, 100 ng/l) a imidacloprid (150 ng/POCIS, 80 ng/l). Metabolity se nacházely ve vzorcích v násobně vyšších koncentracích a převládaly metabolity chloracetanilidových pesticidů (seřazeno podle sumy koncentrací ve všech vzorcích) – metolachlor_ESA (max. koncentrace 1 600 ng/POCIS, 7 600 ng/l), metazachlor_ESA (720 ng/POCIS, 1 900 ng/l), alachlor_ESA (780 ng/POCIS, 1 200 ng/l), acetochlor_ESA (480 ng/POCIS, 710 ng/l), dimethachlor_ESA (830 ng/POCIS, 2 300 ng/l) a metazachlor_OA (370 ng/POCIS, 770 ng/l). Z ostatních skupin se nacházely ve vyšších koncentracích metabolity chloridazonu a terbuthylazinu. Limity v nařízení vlády č. 401/2015 Sb. (tzv. normy environmentální kvality pro specifické znečišťující látky pro útvary povrchových vod) byly překročeny ve třech vzorcích (z 29) u acetochloru a jeho metabolitů (limit 400 ng/l), ve 24 vzorcích u alachloru ESA (limit 100 ng/l) a ve 22 vzorcích u metolachloru a jeho metabolitů (limit 200 ng/l). Informace jsou však pouze orientační, protože limit vyjádřený jako celoroční průměrná hodnota se srovnává s hodnotou přepočtenou z pasivního vzorkovače, jež reprezentuje časově vážený průměr za 21 dní.

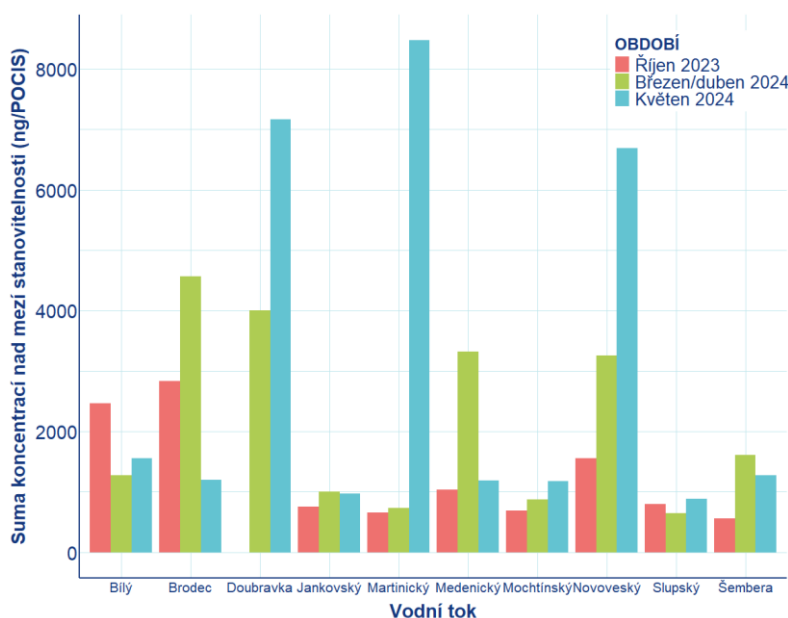
Obr. 3 ukazuje, že na většině lokalit bylo nejvíce látek nalezeno v měsíci květnu, kdy se předpokládá nejvyšší aplikace látek na ochranu rostlin, s výjimkou Bílého a Medenického potoka, kde bylo nejvíce látek nalezeno v březnu/dubnu, a Martinického potoka, kde jich bylo nejvíce zachyceno v říjnu. Největší počet látek nad MS (90) byl zaznamenán na Bílém potoce (přítok Svratky ústící ve Veverské Bítýšce), což zřejmě souvisí s vysokou různorodostí pěstovaných plodin. Bílý potok má zároveň v rámci hodnocených vodních toků největší plochu povodí i nejvyšší absolutní rozlohu orné půdy. V jeho povodí se pěstovala kukuřice, ozimé obiloviny, píce, řepka a také zelenina.



Obr. 3. Počet látek stanovených na sledovaných vodních tocích v pasivních vzorkovačích nad mezí stanovitelnosti ve třech různých obdobích

Fig. 3. Number of substances detected in the monitored watercourses using passive samplers at levels above the limit of quantification during three different periods

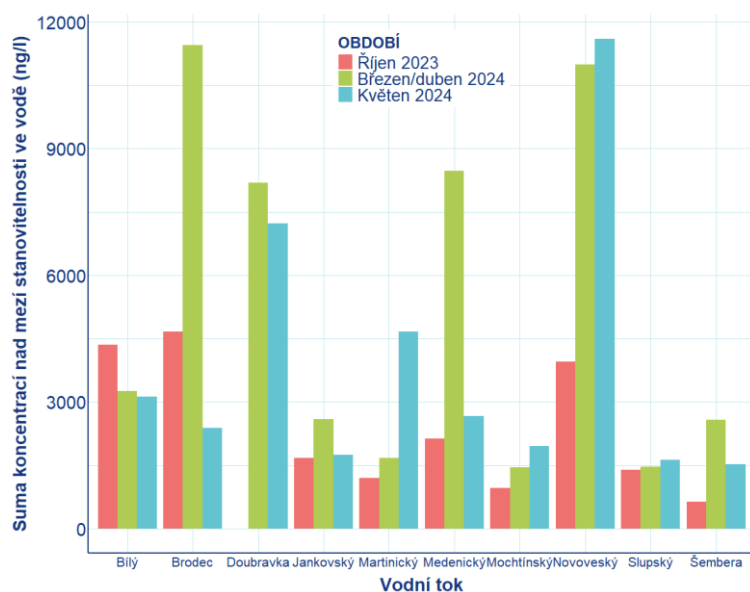
Z pohledu sum koncentrací nalezených látek vykazují některé lokality značné rozdíly (obr. 4 a 5). Podle součtu koncentrací pesticidů v pasivních vzorkovačích (obr. 4) mají Doubravka, Martinický a Novoveský potok výrazná maxima v květnu, zatímco Brodec a Medenický potok v březnu/dubnu. To je dáno odlišnou dobou jarní aplikace pesticidů a dynamikou vyplavování jejich metabolitů v jednotlivých povodích. Výjimkou je opět Bílý potok, který má nejvyšší sumu na podzim. Suma je dána nálezy metabolitů herbicidů používaných na kukuřici, které byly zřejmě aplikovány na jaře a do podzimu metabolizovaly (metolachlor ESA, metabolity terbuthylazinu), a aplikací herbicidů na ozimou řepku (nález metazachloru a jeho metabolitů). Terbuthylazin byl též nalezen ve výrazně vyšších koncentracích než na jaře dalšího roku, což by ukazovalo na aplikaci přímo v tomto období. Oproti jarnímu období byly ve vyšších koncentracích nalezeny i metabolity alachlor ESA a acetochlor ESA, jejichž mateřské účinné látky jsou už řadu let zakázané.



Obr. 4. Součet koncentrací látek stanovených na sledovaných vodních tocích v pasivních vzorkovačích nad mezí stanovitelnosti ve třech různých obdobích

Fig. 4. Sum of the concentrations of substances detected in passive samplers in the monitored watercourses above the limit of quantification during three different periods

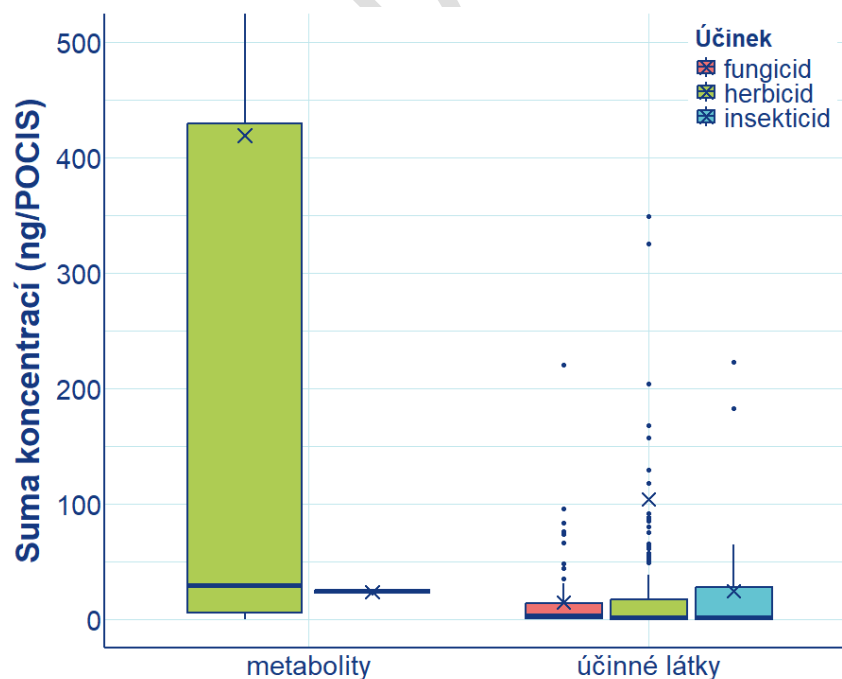
Přepočtem koncentrací z pasivních vzorkovačů na vodu se změnila maxima u některých součtů koncentrací (obr. 5). Nejnápadnější jsou změny v květnovém termínu u Doubravky a Martinického potoka, kde došlo k jejich výraznému snížení v porovnání s ostatními vodními toky. Je to dáno přítomností látek, jež v ostatních vodních tocích nebyly nalezeny v tak vysokých koncentracích a které mají výrazně jiné vzorkovací konstanty pro výpočet koncentrací ve vodě. U Doubravky jde o diuron, metabolity chloridazonu (obě účinné látky jsou již zakázané) a foramsulfuron. U Martinického potoka se jedná o pesticidy používané na brambory (metribuzin včetně jeho metabolitu, a metobromuron).



Obr. 5. Součet koncentrací látek ve vodě přepočtených z koncentrací stanovených v pasivních vzorkovačích

Fig. 5. Sum of the concentrations of substances in the water, converted from the concentrations detected in passive samplers

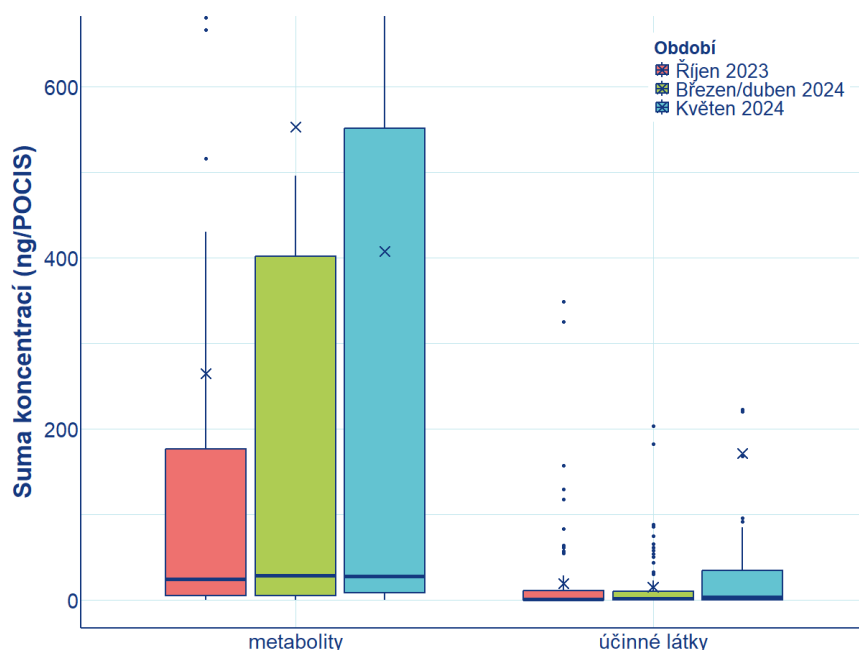
Ve výsledcích jsou také rozdíly v zastoupení účinných látek a jejich metabolitů (obr. 6), které se nacházejí ve vzorcích v podstatně větších koncentracích. U účinných látek byly sledovány a nalezeny skupiny látek podle jejich působení (fungicidy, herbicidy a insekticidy) ve vyrovnanějším zastoupení. Celková suma herbicidů však oproti fungicidům a insekticidům zahrnuje velké množství sledovaných látek. Mnohé z nich se vyskytovaly v nízkých koncentracích, zatímco pouze několik vykazovalo extrémně vysoké hodnoty (tzv. odlehlá měření). Tyto extrémy výrazně posouvají hodnotu průměru směrem nahoru vůči mediánu.



Obr. 6. Součet koncentrací účinných látek ve srovnání s jejich metabolity, s rozdělením podle jejich efektu (hranice boxu odpovídají 1. a 3. kvartilu, čára uvnitř boxu znázorňuje medián, křížek značí aritmetický průměr, tečky odlehlé hodnoty)

Fig. 6. Sum of the concentrations of active substances compared with those of their metabolites, categorised according to their effect (the boundaries of the box correspond to the 1st and 3rd quartiles, the line inside the box represents the median, the cross marks the arithmetic mean, the dots represent outliers)

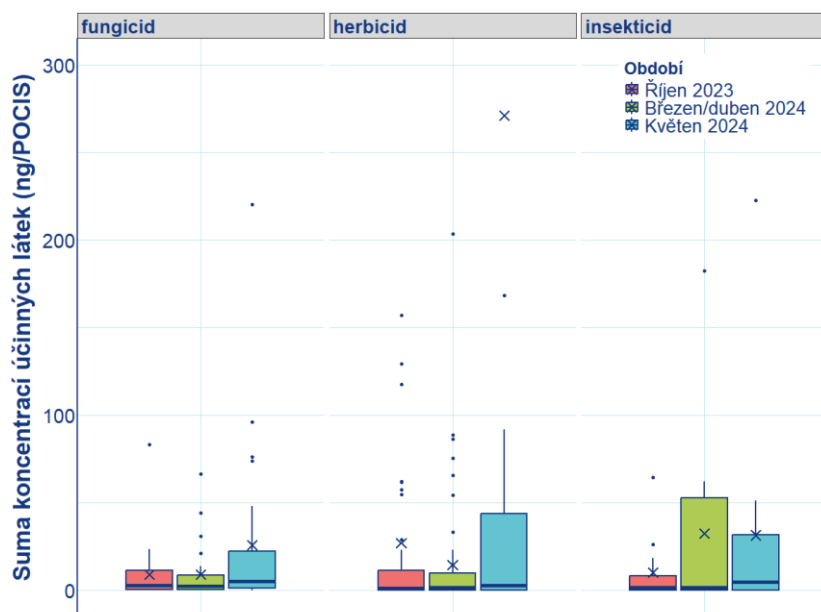
Nejvyšších koncentrací dosahovaly účinné látky i metabolity v jarním květnovém termínu vzorkování, zatímco nejnižších v podzimním termínu (*obr. 7*). Vysoké koncentrace některých metabolitů, příp. účinných látek, opět posouvají průměr výrazně výše, než je medián.



Obr. 7. Součet koncentrací účinných látek ve srovnání s jejich metabolity, s rozdělením podle období vzorkování (hranice boxu odpovídají 1. a 3. kvartilu, čára uvnitř boxu znázorňuje medián, křížek značí aritmetický průměr, tečky odlehlé hodnoty)

Fig. 7. Sum of the concentrations of active substances compared with those of their metabolites, categorised according to sampling period (the boundaries of the box correspond to the 1st and 3rd quartiles, the line inside the box represents the median, the cross marks the arithmetic mean, the dots represent outliers)

Z hlediska období aplikace, resp. nálezu účinných látek v pasivních vzorkovačích, se odlišují insekticidy, u nichž převažují nálezy v březnovém/dubnovém i květnovém termínu, zatímco u fungicidů a herbicidů převažují nálezy v květnovém termínu (*obr. 8*).



Obr. 8. Součet koncentrací účinných látek, s rozdělením podle jejich účinku a období vzorkování (hranice boxu odpovídají 1. a 3. kvartilu, čára uvnitř boxu znázorňuje medián, křížek značí aritmetický průměr, tečky odlehle hodnoty)

Fig. 8. Sum of the concentrations of active substances, categorised according to their effect and sampling period (the boundaries of the box correspond to the 1st and 3rd quartiles, the line inside the box represents the median, the cross marks the arithmetic mean, the dots represent outliers)

U zachycených koncentračních maxim (tab. 2) lze téměř s jistotou říct, že v některých případech byla vzorkováním zachycena aktuální aplikace pesticidu v povodí vodního toku. Jde o situace, kdy byly v lokalitách nalezeny účinné/mateřské látky v koncentracích násobně (až deseti- až stonásobně) vyšších, než je medián koncentrací ze všech lokalit. Mateřské látky většiny pesticidů se ve vodách drobných vodních toků objevují téměř výhradně během srážkoodtokových událostí, a to cca do 60 dnů po aplikaci pesticidu [55]. Příkladem může být metolachlor, herbicid používaný po zasetí kukuřice, jehož koncentrace v květnu 2024 byla na Novoveském potoce 1 200 ng/POCIS (po přepočtení na vodu 340 ng/l), zatímco medián koncentrací z ostatních lokalit činil v daný termín 0,92 ng/POCIS (0,28 ng/l) a průměr 48 ng/POCIS (14 ng/l). Aktuální aplikací herbicidů můžeme také vysvětlit nejvyšší pík v sumě koncentrací na Martinickém potoce (obr. 4). V povodí tohoto vodního toku se výrazně více pěstují brambory, a tak byly v pasivních vzorkovacích nalezeny podstatně vyšší koncentrace účinných látek clomazone, metobromuron a metribuzin, jež se používají především na brambory. U metribuzinu šlo o koncentraci 5 300 ng/POCIS (2 500 ng/l) vůči mediánu ze všech lokalit 0,17 ng/POCIS (ve většině vzorků byl nalezen pod MS) a průměru 190 ng/POCIS (92 ng/l).

Významným zjištěním bylo zachycení zakázaného a vysoce toxického preemergentního herbicidu diuronu (460 ng/POCIS, 100 ng/l) na Doubravce. Zjištěná koncentrace diuronu ve vodě odpovídá (podle počtu toxických jednotek [56]) prahové hodnotě efektu, kdy jsou pozorovány změny ve společenstvech makrozoobentosu. Ve vyšších koncentracích byly rovněž nalezeny metabolity již zakázaných látek 2-hydroxyatrazin (Bílý potok, 41 ng/POCIS, 49 ng/l), alachlor ESA (Brodec, 780 ng/POCIS, 1 200 ng/l, ve všech vzorcích na všech lokalitách nalezen v koncentracích nad 60 ng/l) a metabolity chloridazonu (Doubravka, 1 000 a 870 ng/POCIS, 780 a 550 ng/l). Metabolit zakázaného acetochloru (acetochlor ESA) byl také nalezen ve všech vzorcích na všech lokalitách v koncentracích nad 48 ng/l, s nejvyššími

koncentracemi 480 a 470 ng/POCIS, resp. 710 a 700 ng/l v Brodci). Nálezy zakázaných látek a především jejich metabolitů nejsou v ČR bohužel nic výjimečného, tyto látky potvrdily v povrchových vodách i další studie [15, 30, 37]. Metabolity chloridazonu a acetochlor ESA však nebyly nalezeny v koncentracích, jež by po přepočtení na toxické jednotky překročily prahovou hodnotu toxického tlaku na makrozoobentos. Pro ostatní uvedené metabolity nejsou akutní toxicity, ze kterých se toxické jednotky počítají, stanoveny.

Maxima koncentrací v různých obdobích roku lze u nálezů mateřských látek většinou vysvětlit termínem jejich doporučené aplikace, např. podzimní aplikace herbicidu flufenacet na ozimé obiloviny vedla ke zvýšené koncentraci ve vodním toku Brodec. Většina herbicidů je nicméně aplikována před vzejitím nebo po vzejití rostlin v jarních měsících, u ozimých plodin (ozimé obiloviny, řepka) pak i v podzimních měsících.

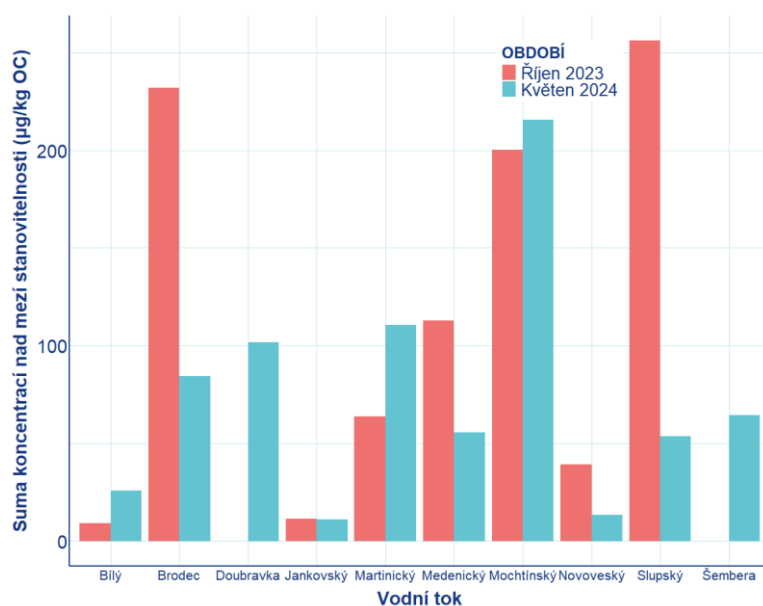
Tab. 2. Naměřené koncentrace vybraných pesticidů v pasivních vzorkovačích (ng/POCIS), nalezených na všech lokalitách v koncentraci nad mezí stanovitelnosti alespoň v jednom z termínů instalace (červeně uvedeny pesticidy nalezené nad mezí stanovitelnosti ve všech vzorcích, žlutě zvýrazněny maximální naměřené hodnoty daného pesticidu, šedě hodnoty větší než medián vypočtený z hodnot daného pesticidu napříč lokalitami)

Tab. 2. Measured concentrations of selected pesticides in passive samplers (ng/POCIS), found at all sites at concentrations above the limit of quantification on at least one of the installation dates (pesticides found above the limit of quantification in all samples are shown in red; the maximum measured values for a given pesticide are highlighted in yellow; values greater than the median calculated from the values of that pesticide across all sites are shown in grey)

	Blank	Bílý potok			Brodec			Doubravka			Jankovský potok			Martinický potok			Medenický potok			Mochtínský potok			Novoveský potok			Slupský potok			Šembera			mez stanovitelnosti	
		říjen	břež/dub	květen	říjen	břež/dub	květen	říjen	břež/dub	květen	říjen	břež/dub	květen	říjen	břež/dub	květen	říjen	břež/dub	květen	říjen	břež/dub	květen	říjen	břež/dub	květen	říjen	břež/dub	květen	říjen	břež/dub	květen	min	max
2.4-D	<0,17	0,57	1,3	2,7	<MS	<MS	9,4	0,58	26	<MS	<MS	1,3	<MS	<MS	1,2	<MS	0,77	1,3	<MS	1,1	2	0,2	0,38	1,7	6	0,22	1,7	0,54	1,3	1,7	0,15	0,28	
Acetochlor_ESA	<0,082	160	39	69	470	480	130	110	96	89	93	71	100	66	48	53	230	60	150	140	96	170	170	390	98	36	52	32	60	49	0,082	0,14	
Acetochlor_OA	<0,3	3	<MS	0,66	1,2	1,9	0,59	3,1	4,7	0,52	<MS	<MS	0,53	0,46	<MS	2,8	10	3	<MS	<MS	0,99	0,87	1,3	1,5	0,82	<MS	<MS	0,54	1,7	1,7	0,3	0,51	
Alachlor_ESA	<0,7	260	66	120	760	780	210	91	84	120	130	100	160	100	72	55	260	69	230	240	160	280	270	630	160	59	86	45	71	62	0,7	1,2	
Alachlor_OA	<0,1	2	1,2	0,81	2,3	3,7	1,3	0,66	0,6	0,43	0,6	0,69	1,7	1	0,92	0,64	3,4	0,49	1,3	0,91	1,8	1,4	1,6	2,4	2,1	<MS	0,96	<MS	0,43	0,54	0,1	0,18	
Atrazine	<0,18	6,6	3,4	5,6	13	17	6,5	8,1	7,2	4,5	5,5	3,3	3,2	6,5	4,3	6,1	8,1	8,7	9,3	10	12	2,9	7,5	15	4,1	7	8,7	5	13	8,7	0,18	0,4	
Atrazine_2-hydroxy	<0,11	41	10	16	29	19	9,4	18	20	3,5	1,9	2	6,3	4,5	4,5	8,1	14	5,9	18	14	23	8,9	6,2	27	24	8,4	20	12	26	23	0,11	0,24	
Atrazine_desethyl	<0,19	22	6,2	13	46	53	18	24	18	15	16	11	10	12	10	19	20	27	23	27	29	5,7	14	30	15	17	25	15	35	26	0,19	0,44	
Atrazine_desethyl_2_hydroxy	<0,084	1,5	1,7	2,1	0,55	2,2	0,3	1,3	0,66	0,26	2,2	1,3	0,18	2,6	0,57	0,28	1,5	0,34	0,54	4,3	2,8	0,5	2,1	2	0,63	1,4	1,6	0,35	1,6	1,3	0,084	0,26	
Atrazine_desethyl_desisopropyl	<0,086	3,9	1,3	2,7	3,9	7,1	3,2	5,5	5,3	1,2	1,3	1,3	1,3	3,2	2	2	3,9	3	2,6	3,3	3,3	1,3	6,5	4,5	0,64	2,5	2	1,5	2	2,5	0,086	0,27	
Atrazine_desisopropyl	<0,17	11	2	3,3	3	4,7	1,7	5,4	9,3	2,3	1,3	1,3	2,5	2,7	2,9	2,4	3	2	1,7	3,3	6,1	1,8	3,2	9,3	2,8	2,4	3	1,5	3,5	2,5	0,17	0,38	
Azoxystrobin	<0,079	1,9	1	4,6	1,4	0,78	3,7	0,56	4,8	0,56	0,27	0,6	0,92	0,26	3,5	1	1,4	1,1	1,1	0,5	1,4	0,65	0,24	5	0,61	0,37	46	1,4	1,4	2,8	0,079	0,17	
Boscalid	<0,17	2,5	3,5	6,4	3,1	2,6	3,9	1,3	3,5	1,6	0,59	0,86	1,9	1,1	19	1,5	13	3,5	1,1	0,58	1,7	1,8	2,3	9,5	3,7	2,7	25	0,98	3,2	2,8	0,17	0,36	
Carbendazim	<0,19	8,2	3,1	10	2,7	1,6	2,2	0,87	1,3	0,91	0,56	12	2,3	1,4	4,1	0,47	1	0,64	2,2	0,89	1,7	2,1	0,95	8,9	3,2	1,4	4,9	1,3	1,9	2,1	0,19	0,59	
Carbofuran-3-hydroxy	<0,19	3,9	4,2	2,9	4,2	1,2	1,1	1,2	1,9	2	3,4	3,1	4,3	2	2,9	2,3	1,2	1,8	2,6	1,9	4,5	1,6	2,3	3,5	1,8	1,1	2,8	1,3	1,9	0,9	0,19	0,45	
Clomazone	<0,2	0,93	0,48	1,3	2,8	<MS	1,2	<MS	0,64	11	0,48	2,3	5,6	0,61	150	0,48	0,47	0,29	0,46	<MS	0,47	3,5	0,62	9,6	3,5	0,74	2,3	0,36	<MS	<MS	0,2	0,43	
Clothianidin	<0,55	2,7	4,4	2,9	2,4	4,1	5,4	14	8,8	1,3	2,1	1,1	2,5	2,6	3,8	3,8	7,4	6,7	0,68	1,2	1,3	1,4	13	13	1,4	4,5	3,2	2,1	8,5	4,9	0,17	0,52	
Cyproconazole	<0,09	0,72	0,37	0,49	0,72	0,48	0,36	0,22	0,37	0,23	<MS	<MS	0,23	0,12	<MS	0,74	1,3	0,56	0,24	0,24	0,24	1,2	0,36	1,8	2	4,57	1,4	0,14	0,36	0,23	0,09	0,19	
Dimethachlor_ESA	<0,11	34	140	140	240	830	160	21	14	92	77	55	8,8	11	8,3	75	180	95	5,3	5,9	7,7	180	430	530	26	30	29	5,3	28	14	0,11	0,26	
Dimethenamid_ESA	<0,15	50	55	46	21	64	9,4	26	19	22	39	21	6,4	13	8,3	11	98	22	4,4	23	42	<MS	6,3	4,8	2,4	14	10	1,7	32	12	0,15	0,36	
Diuron	<1,7	75	<MS	60	6,5	13	8	<MS	460	12	<MS	24	4,7	<MS	<MS	<MS	14	6	13	13	9,8	5	6,4	240	13	<MS	<MS	<MS	42	31	1,7	3,6	
Epoxiconazole	<0,14	1,2	0,64	1,2	1,7	0,77	0,69	1,4	2,5	0,52	0,4	0,23	0,67	0,38	2	<MS	1,5	0,43	0,23	<MS	0,39	0,4	0,54	1,8	0,23	<MS	0,7	0,44	1	0,82	0,14	0,29	
Flufenacet	<0,2	0,9	0,94	0,47	330	1,4	0,9	<MS	7,4	0,87	0,47	<MS	1,3	0,44	0,47	1,4	27	0,85	6,3	1,4	0,46	4,2	0,45	0,89	3,1	0,43	0,91	1	0,46	0,44	0,17	0,29	
Fluopicolide	<0,21	4,4	1,4	1,9	4,7	4,1	1,7	0,81	1,4	2,8	2,8	1,2	2,6	1,4	2,4	0,76	3	1	0,73	0,5	1,2	2	1,2	9	0,61	0,35	0,49	1,6	5,5	3,3	0,21	0,44	
Fluopyram	<0,2	2	1,8	2,3	3,9	5,3	24	8,2	12	0,9	0,57	0,7	0,72	0,44	0,88	3,9	12	3,9	0,54	0,46	35	2,4	4,4	6,4	1,8	1,5	2,7	3,3	9,2	8,1	0,2	0,43	
Hexazinone	<0,2	9,9	5,4	8,8	4,6	4,3	1,9	2,1	1,6	15	10	8,5	3,4	3,1	2,3	12	7,3	11	5,9	7,6	13	2,2	3,3	6,6	1,6	1,4	1,9	2,7	9,6	7,5	0,2	0,47	
Chloridazon	<0,51	8	4	6,4	1,2	2,2	1,4	39	34	1,1	0,84	0,75	1,1	2,2	1,8	2,6	5,6	6,1	1,8	1,7	1,9	1,9	2,7	5,8	1,7	1,2	1,6	3,6	6,1	5,8	0,51	1,2	
Chloridazon_desphenyl	<0,29	30	43	49	9,3	19	6,9	920	1000	26	30	16	28	20	22	170	120	150	42	36	24	21	28	29	20	12	11	170	180	250	0,29	0,93	
Chloridazon_methyl_desphenyl	<0,17	14	42	32	6	29	9,1	870	810	9,3	18	12	15	25	17	46	65	52	17	25	30	12	35	38	9,9	21	18	65	100	94	0,17	0,52	
Chlorotoluron	<0,2	2,6	3,9	3,1	59	77	52	5,6	5,3	8,2	2	0,92	2,8	2	2,2	3,3	66	4,4	9,2	20	4,7	17	3,2	6,1	9,2	4,9	5,2	6,2	19	7,8	0,2	0,44	
Chlorotoluron_desmethyl	<0,24	0,71	0,88	0,87	2,3	5,1	5,1	1,9	1,8	0,56	0,47	<MS	0,38	<MS	0,54	0,66	12	2,1	1,2	0,92	1,4	1,9	0,78	1,3	0,96	1,5	1,4	2	9,6	5	0,24	0,53	
Imidacloprid	<0,12	20	12	39	3,3	8,6	5,8	5,7	4,3	1,9	3,5	3,3	1,3	1,9	2,6	0,85	7,2	1,8	2,2	4	2,5	0,86	3,1	6,8	<MS	6,3	6,4	34	130	150	0,12	0,26	
MCPA	<0,22	2,2	1,2	10	1,3	3,3	39	<MS	1,1	<MS	<MS	1	1,2	0,33	11	<MS	0,64	<MS	0,43	0,75	0,82	0,69	<MS	3,4	11	0,19	1,5	0,23	7,2	17	0,17	0,27	
Metalaxyl	<0,14	6,7	0,57	2,8	0,84	0,33	0,41	<MS	1,1	<MS	0,2	0,26	0,49	0,31	0,47	<MS	0,27	<MS	<MS	<MS	4,1	<MS	0,22	1,3	<MS	0,25	0,38	0,57	0,76	0,34	0,14	0,3	
Metazachlor	<0,18	85	2	2,8	22	1,6	1,8	1,3	13	6,9	1,1	0,45	16	3,7	4,3	1,8	6,7	0,65	7,4	2,7	3	4,8	1,4	2,9	8	0,93	7,8	5,2	1,4	1,1	0,18	0,38	
Metazachlor_ESA	<0,02	87	190	140	210	720	120	450	300	130	230	140	75	210	110	180	710	250	33	140	250	160	360	410	220	220	240	27	350	130	0,02	0,034	
Metazachlor_OA	<0,14	150	160	120	40	370	33	170	83	16	76	35	24	69	37	85	240	69	18	59	130	44	170	110	28	66	67	25	260	93	0,14	0,32	
Metolachlor	<0,12	2,1	2,7	9,6	58	2,5	16	0,48	1,1	0,35	0,3	130	0,21	0,43	1,2	0,15	5,2	0,81	0,14	0,89	0,95	0,75	2,3	1200	0,29	0,48	4,6	<MS	0,51	1,1	0,1	0,17	
Metolachlor_ESA	<0,025	470	300	270	230	860	140	1000	660	120	230	140	87	120	77	170	870	230	22	37	45	450	1600	1400	24	83	67	25	52	36	0,025	0,059	
Metribuzin_desamino	<0,37	5,9	2,2	12	2,5	1,4	3,3	<MS	10	1,4	0,68	4	4,7	1,9	250	<MS	1,6	<MS	1,9	0,85	2,4	3,4	1,3	6,5	3,8	1	2,6	1,2	<MS	22	0,37	0,89	
Propazine	<0,17	0,61	0,28	0,32	1,1	0,77	0,49	0,29	0,39	0,26	0,28	<MS	<MS	0,23	<MS	0,47	0,54	0,57	0,65	0,67	0,7	0,24	0,27	0,76	0,3	0,33	0,54	0,44	1,3	0,82	0,17	0,36	
Propazine_hydroxy	<0,14	14	6,2	7,8	4,7	3,4	1,8	20	20	1,1	1,2	1,1	2,5	3	2,7	3,4	8,9	3,4	3,5	4,3	9,4	3,3	3,9	12	5,7	3,5	7	4,4	14	9,8	0,14	0,34	
Propiconazole	<0,11	2	0,84	1,5	2,7	1,6	1,9	0,32	1,4	0,22	0,24	0,23	0,34	1,9	4	0,12	0,35	0,22	4,8	1,6	1,1	0,48	0,35	2									

Výsledky analýz sedimentů

Ve vzorcích sedimentů bylo analyzováno 11 insekticidů (tab. 3), k dispozici byla dvě období (říjen 2023 a květen 2024). Jedna látka byla nalezena na všech 10 lokalitách, a to esfenvalerát (používaný proti škůdcům obilí a řepky). Na devíti lokalitách byly nalezeny bifenthrin (látka zakázaná pro použití v ČR od roku 2012) a permethrin (látka zakázaná pro použití v ČR od roku 2002), na osmi chlorpyrifos (látka zakázaná pro použití v ČR od roku 2021) a tau-fluvalinát (látka používaná pro ošetření obilovin, řepky, hořčice a brambor). Na většině lokalit bylo stanoveno šest až osm látek nad MS, s výjimkou Slupského (pět) a Jankovského potoka (čtyři). Nejvíce látek (osm) bylo nalezeno na Novoveském potoce. Součty koncentrací látek nad MS v jednotlivých vodních tocích jsou uvedeny na obr. 9.



Obr. 9. Součet koncentrací látek nad mezí stanovitelnosti stanovených v sedimentech sledovaných vodních toků ve dvou různých obdobích

Fig. 9. The sum of the concentrations of substances above the limit of quantification detected in the sediments of the monitored watercourses during two different periods

Tab. 3. Koncentrace insekticidů v sedimentech přepočítané na organický uhlík (µg/kg organického uhlíku), žlutě zvýrazněny maximální naměřené hodnoty daného insekticidu, červeně uveden insekticid nalezený nad mezí stanovitelnosti na všech lokalitách; meze stanovitelnosti nejsou uvedeny z důvodu přepočtení hodnot na organický uhlík

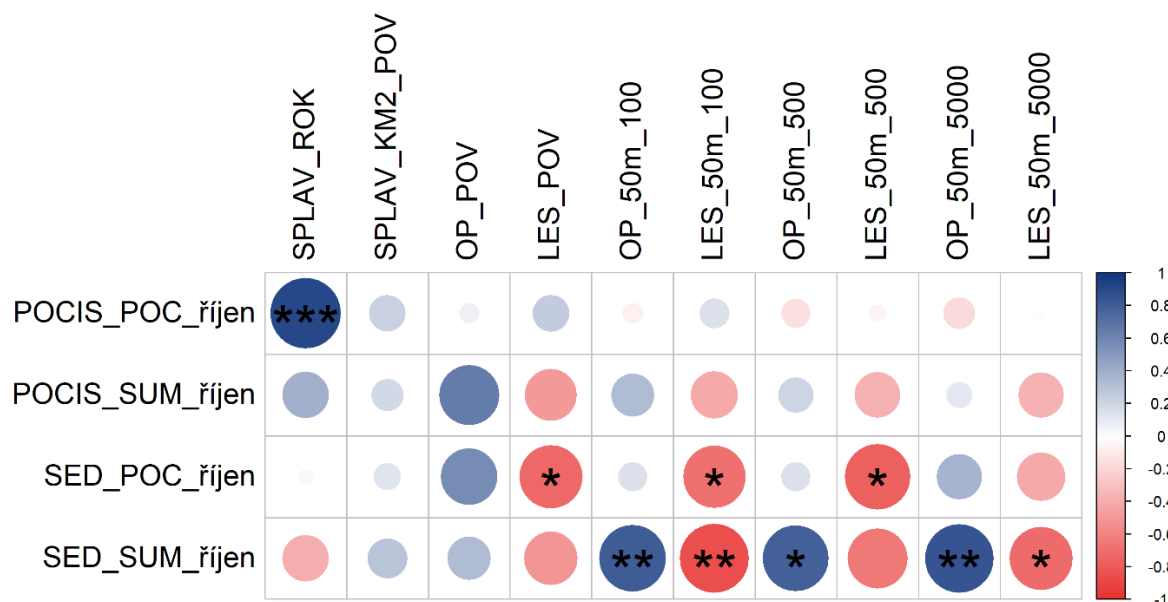
Tab. 3. Concentrations of insecticides in sediments, normalized to organic carbon (µg/kg organic carbon); the maximum measured values for each insecticide are highlighted in yellow; insecticides found above the limit of quantification at all sites are shown in red; the limits of quantification are not stated due to the conversion of the values to organic carbon

	Bílý potok		Brodec		Doubravka	Jankovský potok		Martinický potok		Medenický potok		Mochtínský potok		Novoveský potok		Slupský potok		Šembera	
	říjen	květen	říjen	květen	květen	říjen	květen	říjen	květen	říjen	květen	říjen	květen	říjen	květen	říjen	květen	říjen	květen
Chlorpyrifos	2,48	8,51	< MS	4,21	2,47	3,65	4,98	10,78	< MS	1,86	1,20	4,32	9,49	3,40	4,12	< MS	< MS	< MS	< MS
Chlorpyrifos-methyl	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS
Bifenthrine	< MS	4,56	100,59	11,72	8,54	< MS	< MS	4,54	35,32	16,77	7,35	23,20	42,72	8,76	1,57	43,92	< MS	< MS	1,79
Deltamethrin	< MS	< MS	< MS	< MS	1,83	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	0,93	1,20	< MS	< MS	< MS	1,79
Cypermethrin	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	6,24	< MS	13,04	< MS	< MS	< MS	3,20	1,41	< MS	< MS	< MS	< MS
Permethrin	< MS	< MS	23,08	36,55	42,68	< MS	6,19	6,81	41,82	31,06	28,57	49,60	87,03	12,37	2,87	40,54	22,55	< MS	25,51
Esfenvalerate	5,10	< MS	45,56	15,17	36,59	5,48	< MS	9,08	13,01	37,27	7,55	35,20	16,61	4,02	0,57	108,11	31,05	< MS	9,69
Lambda-cyhalothrin	< MS	1,33	5,92	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	1,13	1,51	< MS	< MS	< MS	< MS
Tau-fluvalinat	< MS	< MS	56,80	16,55	6,40	< MS	< MS	21,00	< MS	12,73	5,92	88,00	53,01	5,26	< MS	60,81	< MS	< MS	18,88
Tefluthrin	1,37	5,39	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	5,45	20,45	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	2,77	< MS	< MS	< MS
Beta-cyfluthrin	< MS	6,02	< MS	< MS	3,35	2,28	< MS	< MS	< MS	< MS	5,10	< MS	6,72	< MS	< MS	< MS	< MS	< MS	6,63

Přestože byla v sedimentech analyzována odlišná skupina látek než v pasivních vzorkovačích, ukázala se pozitivní závislost mezi počtem nalezených insekticidů v sedimentech a počtem a sumou látek identifikovaných v pasivních vzorkovačích v květnovém odběrovém termínu ($r = 0,66$). Pokud sečteme pouze koncentrace insekticidů v pasivních vzorkovačích, je statisticky významná i korelace mezi počtem nalezených insekticidů v sedimentech a jejich sumární koncentrací v pasivních vzorkovačích v dubnovém odběrovém termínu ($r = 0,65$).

Vztah počtu a součtu koncentrací nalezených pesticidů s charakteristikami povodí

Počty nalezených látek v pasivních vzorkovačích korelují na podzim 2023 pozitivně s modelovaným množstvím splavenin z povodí (obr. 10). Výrazné a smysluplné korelace se pak ukazují mezi sumárními koncentracemi insekticidů v sedimentech a zastoupením orné půdy (negativní korelace) a lesní půdy (pozitivní korelace) v pásech podél vodního toku, na rozdíl od jara roku 2024, kdy zůstávají významné pouze pozitivní korelace počtu a sumy pesticidů v pasivních vzorkovačích s množstvím splavenin z povodí a nejsou nacházeny korelace se sedimenty.



Obr. 10. Korelační matice (Spearmanův korelační koeficient) počtu (POC) a sumy (SUM) nalezených látek v pasivních vzorkovačích (POCIS) a sedimentech (SED) na podzim 2023 s vybranými charakteristikami povodí (průměrný export sedimentů přes jednotlivé monitorovací profily za rok (SPLAV_ROK) a na 1 km² (SPLAV_KM2_POV) povodí nad profilem, zastoupení orné půdy a lesů v celém povodí nad profilem (OP_POV a LES_POV) a ve vymezených pásech kolem vodního toku v délce 100, 500 a 5 000 m proti proudu od vzorkovaného profilu (OP_50 m_100, OP_50 m_500, OP_50 m_5 000 m a LES_50 m_100, LES_50m_500, LES_50m_5 000 m)); velikost kolečka

odpovídá velikosti pozitivní (modrá barva) nebo negativní (červená barva) korelace (* - $p < 0,05$, ** - $p < 0,01$, *** - $p < 0,001$)

Fig. 10. Correlation matrix (Spearman's correlation coefficient) of the number (POC) and sum (SUM) of substances found in passive samplers (POCIS) and sediments (SED) in autumn 2023 with selected characteristics of the catchment area (average annual sediment export across individual monitoring profiles (SPLAV_ROK) and per 1 km² (SPLAV_KM2_POV) of the catchment upstream of the profile, the proportion of arable land and forests in the entire catchment upstream of the profile (OP_POV and LES_POV) and in defined strips around the watercourse extending 100, 500 and 5,000 metres upstream from the sampled profile (OP_50 m_100, OP_50 m_500, OP_50 m_5 000 and LES_50 m_100, LES_50 m_500, LES_50 m_5,000); the size of the circle corresponds to the strength of the positive (blue) or negative (red) correlation (* - $p < 0,05$, ** - $p < 0,01$, *** - $p < 0,001$)

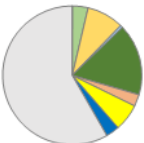
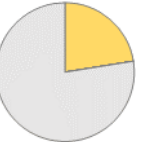
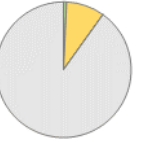
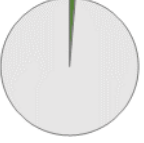
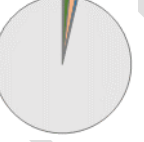
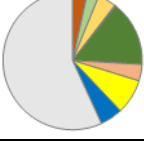
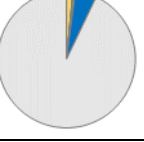
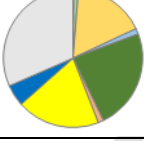
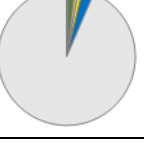
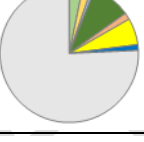
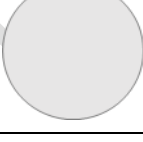
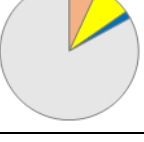
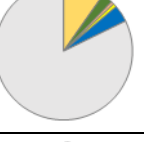
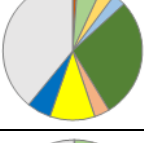
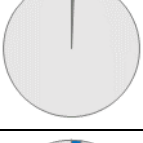
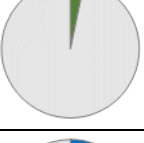
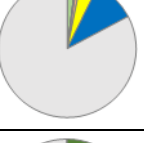
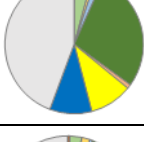
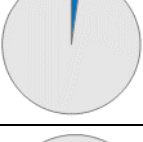
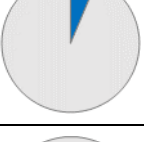
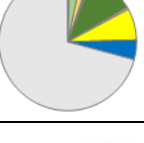
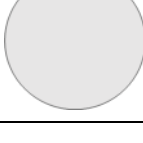
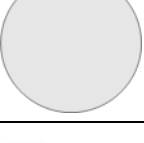
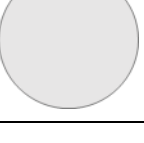
Obsah insekticidů v sedimentech výrazně lépe koreluje na podzim s plochou orné půdy v příbřežních pásech než nálezy v pasivních vzorkovačích, jelikož insekticidy se aplikují během pozdního jara a v létě a postupně se dostávají splachy do vodního toku, kde se v sedimentech akumulují, a na podzim tak představují úložiště použitých insekticidů za uplynulou vegetační sezonu. Pasivní vzorkovače zase lépe zachytí erozní srážkoodtokové události, kdy se do vodních toků dostává z polí více pesticidů ve vyšších dávkách. Počet látek zachycených v pasivních vzorkovačích na podzim (a na jaře i suma pesticidů) proto pozitivně koreluje s množstvím splavenin z povodí, vypočítaných modelem WaTEM/SEDEM.

Plodiny pěstované v povodí sledovaných monitorovacích profilů

V povodích nad monitorovanými profily byly v obou letech v největší míře pěstovány ozimé obiloviny (5–33 % plochy povodí), následované řepkou (3–19 %), pouze na Jankovském potoce převládaly jarní obiloviny (9–10 % plochy povodí) a kukuřice (5–6 % plochy povodí) (*obr. 11*).

Analýza plodin v 50metrovém pásu od břehů ukázala (*obr. 11*), že orná půda na některých lokalitách zasahuje až k samotnému vodnímu toku. V roce 2023 tento stav nastal na více než 5 % plochy v úseku 100 m nad profilem u Brodce, Medenického potoka, Martinického potoka a Doubravky. Žádná zemědělská činnost v příbřežním pásu ve smyslu pěstování různých plodin nebyla zjištěna v případě Bílého potoka a Šembery, v případě Jankovského potoka byla zjištěna až v nejdelším posuzovaném úseku nad profilem, a to v minimální míře. V roce 2024 byly plochy s plodinami v příbřežních pásech podobné jako v roce 2023, někde však došlo k obměně pěstovaných plodin.

Významná pozitivní korelace mezi zastoupením plodin v ploše povodí a mírou odnosu pevných částic z povodí (odhadované množství splavenin na km² povodí) vychází pouze v roce 2024 u luskovin a řepky. Významný pozitivní vztah byl zjištěn mezi sumou pesticidů zachycených v dubnovém termínu v pasivních vzorkovačích a podílem plochy, na níž byla pěstována kukuřice v jednotlivých povodích. Pro sumy pesticidů přepočítané na vodu vyšel tento vztah významný i v říjnovém odběrovém termínu. To neodpovídá studii [36], ve které byly v pasivních vzorkovačích nacházeny metabolity herbicidů používaných na kukuřici, ačkoli se v povodí kukuřice aktuálně nepěstovala. Pozitivní korelace mezi množstvím zachycených pesticidů a plochou pěstované kukuřice velmi pravděpodobně souvisí s vyšším smyvem půdy z širokořádkové kukuřice oproti lepšímu zadržování eroze úzkořádkovými plodinami, jako jsou např. obiloviny. Vztah mezi rozlohou pěstované kukuřice v povodí a množstvím splavenin však jako statisticky významný nevyšel.

Zastoupení pěstovaných plodin	Celé povodí	Pás 50 m na 100 m délky	Pás 50 m na 500 m délky	Pás 50 m na 5 000 m délky
Bílý potok				
Brodec				
Doubravka				
Jankovský potok				
Martinický potok				
Medenický potok				
Mochtínský potok				
Novoveský potok				
Slupský potok				
Šembera				

■ Brambory

■ Luskoviny

■ Řepka

■ Jarní obiloviny

■ Ozimé obiloviny

■ ostatní

■ Kukuřice

■ Pícniny

■ plocha mimo ornou půdu

Obr. 11. Zastoupení plodin pěstovaných v povodích a příbřežních pásech nad sledovanými profily v roce 2023

Fig. 11. Distribution of crops grown in catchment areas and riparian zones upstream of the monitored profiles in 2023

Accepted for print

Celkové zatížení sledovaných lokalit pesticidy a hodnocení stavu makrozoobentosu

Tab. 4 uvádí pořadí lokalit podle jejich pesticidního zatížení. Výsledky jsou stanoveny zvlášť pro pasivní vzorkovače a sedimenty na základě postupů popsanych v části Metodika. Pořadí lokalit se mezi oběma matricemi výrazně liší. Např. Slupský a Mochtínský potok se umístily v jednotlivých matricích na opačných koncích. Shodné (v rámci tří nejlepších lokalit) je hodnocení Jankovského potoka, u kterého vycházejí dobře i biotické indexy.

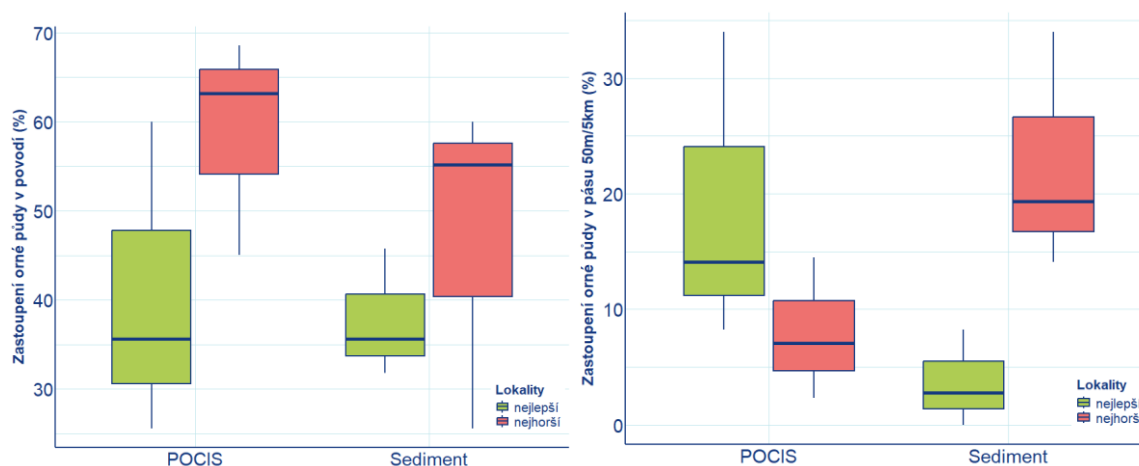
Lokalita	Bílý potok	Brodec	Doubravka	Jankovský potok	Martinický potok	Medenický potok	Mochtínský potok	Novoveský potok	Slupský potok	Šembera
Finální pořadí POCIS	6-7	6-7	9-10	2	8	5	3	9-10	1	4
Finální pořadí SEDIMENT	2	8-9	6	1	4	7	8-9	5	10	3

Tab. 4. Pořadí sledovaných vodních toků z pohledu výskytu pesticidů analyzovaných v pasivních vzorkovačích a sedimentech, červeně jsou označeny nejvíce zatížené lokality a zeleně nejméně zatížené lokality

Tab. 4. Ranking of monitored watercourses in terms of the presence of pesticides analysed in passive samplers and sediments; sites with the highest levels of contamination are marked in red and those with the lowest levels in green

Nejlepší zjištěný ekologický stav podle makrozoobentosu [54] byl v Bílém potoce (dobrý stav), Jankovském potoce a v Šemberě (střední stav blízko hranice s dobrým stavem), což odpovídá nejlepším vodním tokům i podle pořadí zatížení insekticidy v sedimentu (tab. 4). Zároveň jsou to vodní toky s malou plochou nebo absencí orné půdy v příbřežním pásu. Ostatní vodní toky jsou podle makrozoobentosu hodnoceny ve stavu středním, Martinický potok blízko hranice se stavem poškozeným. Nejhůře hodnocené vodní toky podle makrozoobentosu Slupský, Novoveský a Martinický potok jsou také nejhorší z hlediska zatížení pesticidy podle vzorků z pasivních vzorkovačů (Martinický a Novoveský potok) a ze sedimentů (Slupský), ale nepatří mezi vodní toky s největším podílem orné půdy v povodí či v příbřežních pásích.

Podle celkových výsledků však zatížení lokalit pesticidy v sedimentech i v pasivních vzorkovačích úzce souvisí se zastoupením orné půdy v povodí nad profilem (obr. 12). Grafické porovnání hodnot zastoupení orné půdy ve dvou skupinách lokalit (tři nejlepší a tři nejhorší lokality podle finálního pořadí POCIS a finálního pořadí SEDIMENT, viz tab. 4) ukazuje, že čím více je orné půdy v povodí, tím vyšší jsou nálezy pesticidů v obou matricích. Při posouzení podílu orné půdy v pásu podél vodního toku tato závislost platí pouze pro pořadí stanovené ze sedimentů, data z pasivních vzorkovačů ukazují obrácený vztah – lokality s vyššími nálezy pesticidů ve vodě mají nižší zastoupení orné půdy v pásu podél vodního toku. Zatímco tedy celé povodí určuje celkové množství a spektrum aplikovaných pesticidů, jež se do vodního toku dostanou (zejména u rozpustných látek), stav orné půdy v břehovém pásu může mít významný vliv především na bezprostřední transport na sediment vázaných pesticidů do koryta řeky [57].

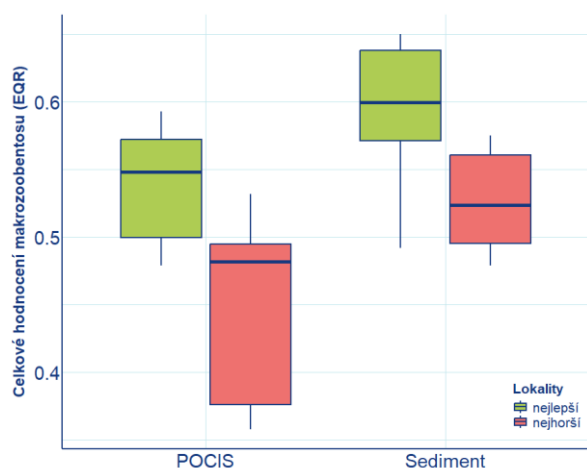


Obr. 12. Zastoupení orné půdy v celém povodí a příbřežním pásu nad sledovanými profily (hranice boxu odpovídají 1. a 3. kvartilu, čára uvnitř boxu znázorňuje medián)

Fig. 12. Proportion of arable land across the entire catchment area and riparian zone upstream of the monitored profiles (the boundaries of the box correspond to the 1st and 3rd quartiles, the line inside the box represents the median)

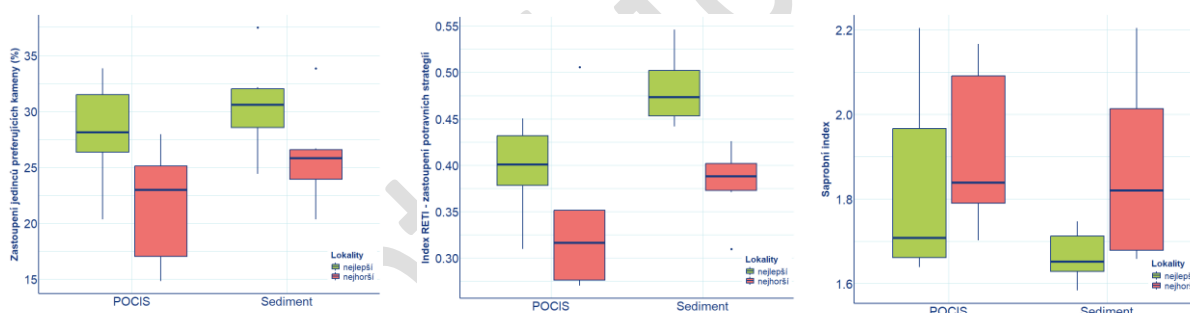
Podle literatury má podíl orné půdy v příbřežním pásu kolem vodního toku i v celém povodí negativní vliv na společenstvo makrozoobentosu [47, 58], nicméně zlepšení land-use v příbřežním pásu nemá podle některých autorů na běžné indexy makrozoobentosu vliv [59–61]. Naše výsledky ukazují, že příbřežní porosty mohou situaci se zatížením vodního toku pesticidy zlepšit z pohledu výskytu v sedimentech, ale zřejmě již méně z hlediska výskytu v samotné vodě. Studie potvrzují, že i když je břehový pás relativně zachovalý, vysoké procento orné půdy v povodí generuje trvalé znečištění vody rozpustnými pesticidy, které do vodních toků putují skrze hypodermický odtok, podzemní vody nebo meliorační sítě a drenáže, čímž břehový pás „podtékají“ [57].

Ve vodních tocích s vyšší zátěží pesticidy vykazovala většina biotických indexů nižší hodnoty, s výjimkou saprobního indexu, jenž při zhoršení nabývá hodnot vyšších. Tento stav poukazuje na zhoršenou ekologickou kvalitu makrozoobentosu na dotčených lokalitách, což prokazuje i celkový multimetrický index makrozoobentosu (obr. 13). Vliv však mohou mít i jiné parametry než koncentrace pesticidů, např. hydromorfologický stav vodního toku, kdy ve více zemědělsky využívané krajině lze předpokládat více upravené vodní toky s významnou změnou přirozeného substrátu dna vodního toku. Výrazné rozdíly mezi oběma skupinami lokalit v obou maticích (ve všech grafech se jedná o hodnoty biotických indexů ze stejných lokalit – tři nejlepších a tři nejhorších podle tab. 4, nicméně jsou to jiné lokality pro výsledky z pasivních vzorkovačů a jiné pro výsledky ze sedimentů) prokázaly zejména indexy popisující zastoupení organismů preferujících litál (kamenitý substrát) a jejich potravní nároky (RETI), dobře reaguje i saprobní index (obr. 14). Toto zjištění je v souladu i s ostatními výzkumy, jež dokazují, že po kontaminaci vodního toku pesticidy dramaticky ubývají organismy, které obývají kamenité substráty, jako jsou citlivé druhy jepic a chrostíků, a jsou nahrazovány organismy preferujícími jemný sediment a bahno [62, 63]. S tím souvisí i změna funkčních potravních skupin [64, 65].



Obr. 13. Celkové hodnocení makrozoobentosu vyjádřené jako poměr ekologické kvality – EQR (0 – nejhorší stav, 1 – velmi dobrý stav, hranice boxu odpovídají 1. a 3. kvartilu, čára uvnitř boxu znázorňuje medián)

Fig. 13. Overall assessment of macrozoobenthos expressed as the ecological quality ratio – EQR (0 – poorest status, 1 – very good status, the boundaries of the box correspond to the 1st and 3rd quartiles, the line inside the box represents the median)

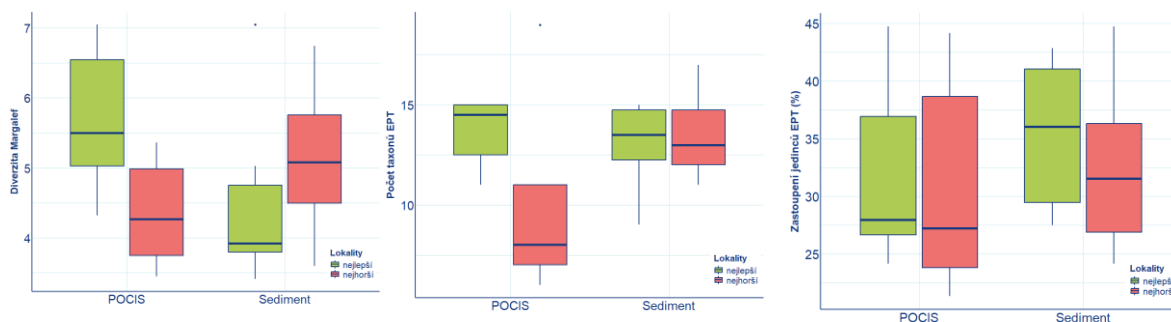


Obr. 14. Biotické indexy: litál (% zastoupení jedinců preferujících kamenitý substrát), RETI a saprobní index (hranice boxu odpovídají 1. a 3. kvartilu, čára uvnitř boxu znázorňuje medián, tečky značí odlehle hodnoty)

Fig. 14. Biotic indices: Lithal (percentage of individuals preferring a stony substrate), RETI and the saprobic index (the boundaries of the box correspond to the 1st and 3rd quartiles, the line inside the box represents the median, the dots mark outliers)

Index diverzity a metriky popisující výskyt a početnost citlivých taxonů ze skupin EPT (obr. 15) nevykazují stejnou odezvu v obou maticích. Nejvýraznější rozdíly se ukázaly u indexu diverzity (obr. 15). Ve skupinách podle pasivních vzorkovačů jsou na nejhorších lokalitách výrazně nižší hodnoty diverzity, na rozdíl od skupin podle sedimentů, kde jsou hodnoty diverzity na nejhorších lokalitách dokonce vyšší. Roli může hrát velký počet různých druhů pesticidů nalezených v pasivních vzorkovačích v Bílém potoce a vysoký nálezy (v porovnání s ostatními lokalitami) insekticidu imidaclopridu v pasivním vzorkovači v Šemboře. Pasivní vzorkovače zachycují látky rozpuštěné ve vodě a právě tato volně rozpuštěná forma pesticidů může být pro makrozoobentos nejvíce biologicky dostupná. Organismy ji přijímají celým povrchem těla nebo žábrami, což může vést k přímé toxicitě a poklesu biodiverzity [56]. Při podrobnější analýze dvou metrik EPT bylo zjištěno, že v podzimní sezoně

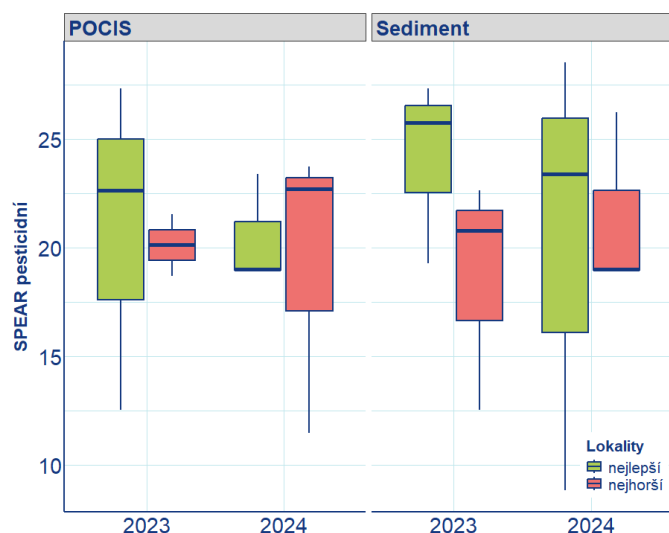
reagují tyto indexy v obou maticích na zatížení pesticidy lépe, celkové porovnání tak v některých případech ovlivňují nejasné vztahy v jarní sezoně. Podzimní vzorky poskytují v případě vlivu pesticidů lepší výsledek zřejmě proto, že podzimní stav makrozoobentosu je odrazem kumulativního toxického stresu za celou vegetační sezonu [66]. Na jaře také může docházet k driftu larev z horní nepostižené části povodí, což může zkreslovat vlastní toxický vliv pesticidů [67].



Obr. 15. Index diverzity a metriky popisující výskyt a početnost citlivých taxonů ze skupin EPT (jepice, pošvatky, chrostíci) (hranice boxu odpovídají 1. a 3. kvartilu, čára uvnitř boxu znázorňuje medián, tečky značí odlehlé hodnoty)

Fig. 15. Diversity index and metrics describing the occurrence and abundance of sensitive taxa from the EPT groups (mayflies, stoneflies, caddisflies) (the boundaries of the box correspond to the 1st and 3rd quartiles, the line inside the box represents the median, the dots mark outliers)

Průkaznost samotného indexu $SPEAR_{pesticide}$, který byl přímo koncipován ke kvantifikaci stresu vyvolaného pesticidy prostřednictvím složení společenstva makrozoobentosu, se liší v podzimní a jarní sezoně. V podzimní sezoně vychází dobře souvislost mezi hodnotami indexu a sumou koncentrací insekticidů v sedimentech stejně tak jako vztah k procentu orné půdy v povodí. Situace na přelomu jara a léta již není tak jasná. -Může to souviset s rozkolísaností hydrologického režimu v jarních měsících, která může narušovat usazenou vrstvu sedimentů, a zároveň s rozdílnou dobou aplikace pesticidů v jednotlivých povodích v závislosti na aktuálním počasí, důvodu agrotechnického zásahu (např. výskytu škůdců) a použitém druhu pesticidu. Situace na podzim je z tohoto pohledu stabilnější, insekticidy se aplikují na vzrostlou rostlinu koncem jara a v létě, takže podzimní vzorky reprezentují celé předchozí vegetační období. Je také vysoce pravděpodobné, že řada transformačních produktů účinných látek není ještě monitoringem podchycena. Výsledný obrázek o zatížení povodí a celkové dynamice změn může být proto podhodnocen [35]. $SPEAR_{pesticide}$ index také lépe reaguje na zatížení sedimentů než množství pesticidů zachycených pasivními vzorkovači (obr. 16), což může být dáno tím, že pasivní vzorkovače zachycují především velké množství herbicidů a jejich metabolitů. Index $SPEAR_{pesticide}$ byl však primárně vyvinut tak, aby reagoval na zatížení insekticidy, protože je zaměřen na citlivost vodního hmyzu [23].



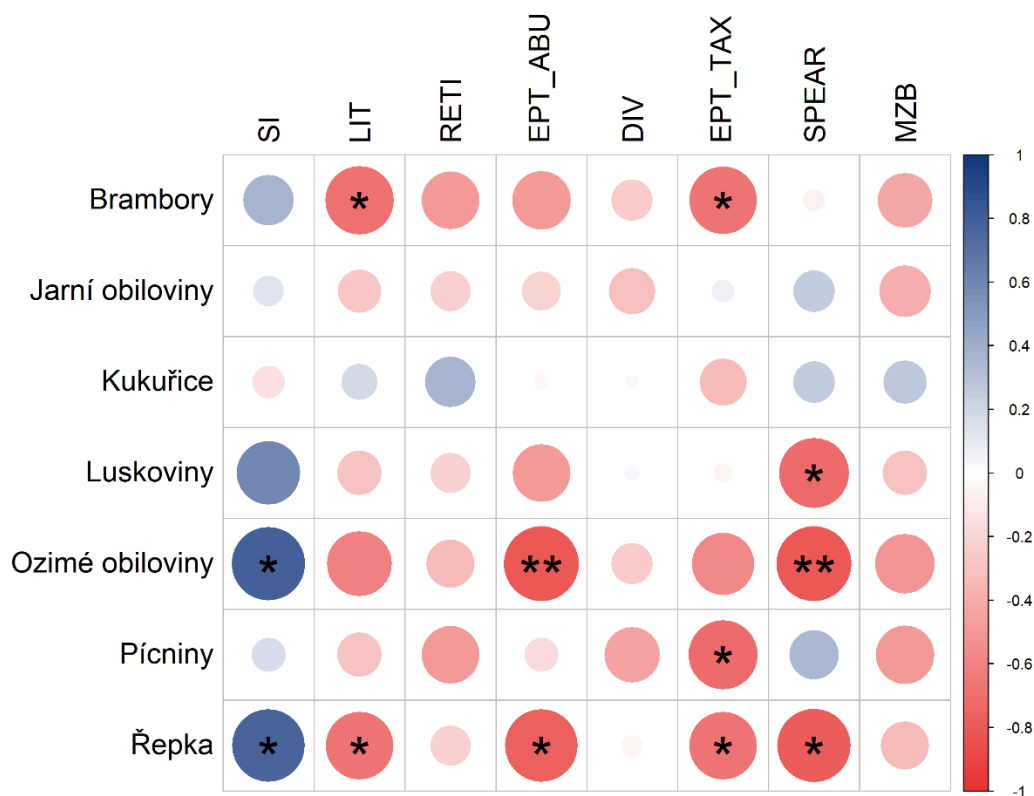
Obr. 16. $SPEAR_{pesticide}$ index na podzim 2023 a jaře 2024 (hranice boxu odpovídají 1. a 3. kvartilu, čára uvnitř boxu znázorňuje medián)

Fig. 16. $SPEAR_{pesticide}$ index for autumn 2023 and spring 2024 (the boundaries of the box correspond to the 1st and 3rd quartiles, the line inside the box represents the median)

Korelační analýzy zahrnující všechny lokality nepřinesly žádné nové ani průkaznější výsledky v porovnání s výše uvedenými analýzami vybraných skupin nejlepších a nejhorších lokalit. Tento fakt se nezměnil ani v případě, kdy byly pro pasivní vzorkovače namísto koncentrací na POCIS použity přepočtené koncentrace na vodu či toxické jednotky. Důvodem je mimo jiné pilotní charakter této studie, která zahrnuje pouze 10 lokalit sledovaných během tří, resp. dvou sezon. Pro dosažení statistické průkaznosti by bylo nezbytné monitorovat buď větší počet lokalit, nebo stávající počet lokalit po výrazně delší časové období.

Souvislosti mezi stavem makrozoobentosu a pěstovanými plodinami v povodí

Zajímavé výsledky však dávají vztahy rozsahu pěstování vybraných plodin v povodí monitorovaných profilů s hodnocením společenstva makrozoobentosu pomocí biotických indexů na podzim 2023 (obr. 17).



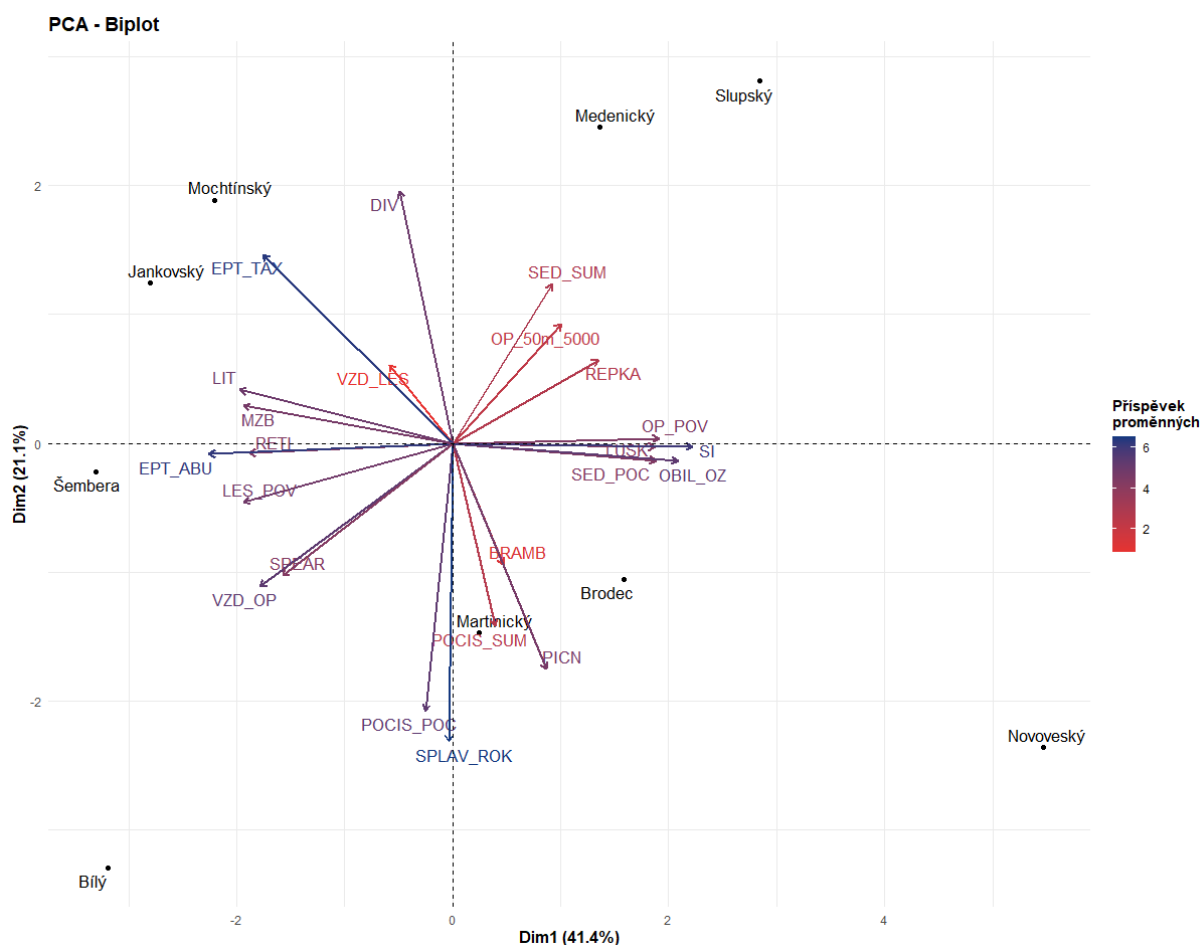
Obr. 17. Korelační matice (Spearmanův korelační koeficient) biotických indexů makrozoobentosu se zastoupením hlavních pěstovaných plodin v roce 2023 (Saprobní index (SI), zastoupení jedinců preferujících kameny (LIT), zastoupení potravních strategií (RETI), diverzita Margalef (DIV), abundance (EPT Abu) a počet taxonů (EPT Tax) na znečištění citlivých druhů EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera), SPEAR_{pesticide} index (SPEAR) a multimetrický index makrozoobentosu (MZB)). Velikost kolečka odpovídá velikosti pozitivní (modrá barva) nebo negativní (červená barva) korelace (* - $p < 0,05$, ** - $p < 0,01$, *** - $p < 0,001$)

Fig. 17. Correlation matrix (Spearman's correlation coefficient) showing the relationship between the biotic indices of macrozoobenthos and the proportion of the main crops grown in 2023 (Saprobic index (SI), proportion of individuals preferring stones (LIT), proportion of feeding strategies (RETI), Margalef diversity (DIV), abundance (EPT Abu) and number of taxa (EPT Tax) of pollution-sensitive EPT species (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera), the SPEAR_{pesticide} index (SPEAR) and the multimetric macroinvertebrate index (MZB)). The size of the circle corresponds to the strength of the positive (blue) or negative (red) correlation (* - $p < 0,05$, ** - $p < 0,01$, *** - $p < 0,001$)

Plochu pěstovaných plodin lze použít jako zástupný parametr vystihující zatížení povodí zemědělskou činností, a je tedy relevantní testovat souvislosti i s hodnotami biotických indexů. Obecně s rostoucí plochou pěstovaných plodin v povodí monitorovaných profilů klesá především index SPEAR_{pesticide} a zastoupení citlivých druhů jepic, pošvatek a chrostíků. Nejvyšší počet negativně ovlivněných biotických indexů vykazuje z hlavních pěstovaných plodin řepka. Ačkoli řepka není plodinou pěstovanou ve sledovaných povodích na největší ploše, v porovnání s ostatními plodinami je z pohledu ochrany rostlin jednou z nejnáročnějších plodin vůbec. Během jedné vegetační sezony se na ni běžně aplikují tři až čtyři insekticidní zásahy [68]. Hojně pěstovanou plodinou byly dále jak v celých povodích, tak v příbřežních páslech ozimé obiloviny (obr. 11). I pro ně vyšla významná korelace s některými biotickými indexy, konkrétně se saprobním indexem, zastoupením jedinců EPT a SPEAR_{pesticide} indexem.

Vícerozměrná analýza

Závěrem byla provedena analýza hlavních komponent, jež umožňuje současně vizualizovat objekty (lokality) i proměnné (počty a koncentrace v pasivních vzorkovačích a sedimentech, biotické indexy) v jednom dvourozměrném grafu (obr. 18).



Obr. 18. Vizualizace objektů a proměnných jako výstup z analýzy hlavních komponent (PCA); vysvětlivky proměnných viz obr. 10 a 17, dále nejkratší vzdálenost k orné půdě a lesu v povodí nad profilem (VZD_OP a VZD_LES) a velikost plochy v povodí s pěstovanými ozimými obilovinami (OBIL_OZ), bramborami (BRAMB), luskovinami (LUSK), píceňinami (PICN) a řepkou (REPKA)

Fig. 18. Visualisation of objects and variables as the output of principal component analysis (PCA); for explanations of the variables, see Fig. 10 and 17; also, the shortest distance to arable land or forest in the catchment upstream of the profile (VZD_OP and VZD_LES) and the area within the catchment under winter cereals (OBIL_OZ), potatoes (BRAMB), pulses (LUSK), forage crops (PICN) and rapeseed (REPKA)

Grafický výstup je v souladu s výsledky předchozích analýz. Hlavní gradient probíhá od lokalit s dobrým stavem makrozoobentosu k lokalitám s povodími zatíženými vyššími plochami orné půdy, vyšším podílem pěstovaných plodin a s vyšším zatížením sedimentů insekticidy. Podél druhé osy probíhá gradient od lokalit zatížených splaveninami a pesticidy ve vodě k lokalitám s vysokou diverzitou a přítomností citlivých druhů makrozoobentosu. Zároveň je z výstupu zřejmé, že lokality jsou z hlediska sledovaných parametrů značně odlišné, i když byly vybírány typově podobné vodní toky. Přes poměrně vysokou vysvětlenou variabilitu v datech (41,4 + 21,1 %) lze vzhledem ke vzdálenosti lokalit od šipek proměnných usuzovat, že lokality se liší ještě v jiných parametrech, než které byly

sledovány. To naznačuje přítomnost i jiného vlivu, než je zemědělská činnost. Přestože výběr lokalit cílil na omezení vlivu větších bodových zdrojů znečištění, výsledky mohou stále ovlivňovat menší lokální zdroje a také stupeň narušení hydromorfologického stavu sledovaných lokalit [20].

ZÁVĚR

Na 10 malých vodních tocích v zemědělské krajině v České republice byly porovnány výsledky sledování širokého spektra pesticidů ve vodě (za použití pasivních vzorkovačů) a insekticidů v sedimentu dna. Výsledky byly dány do souvislosti mezi sebou a s různými biotickými indexy společenstva makrozoobentosu, které je na tyto látky významně citlivé. Přestože byla studie omezena menším počtem lokalit, což vedlo k vyššímu množství statisticky neprůkazných výsledků, poskytla zajímavé poznatky.

Nejvyšší výskyt a koncentrace pesticidů ze tří sledovaných období byly zaznamenány převážně na přelomu jara a léta (v květnu). V pasivních vzorkovačích výrazně dominovaly metabolity látek používaných na kukuřici, řepku a řepu. V některých případech byla vzorkováním zachycena aktuální aplikace pesticidu v povodí vodního toku. Významným zjištěním byla detekce zakázaných a vysoce toxických látek v sedimentech (bifenthrin, permethrin a chlorpyrifos), ale i v pasivních vzorkovačích (diuron). Paradoxní výsledky jsou z Bílého potoka, který i přes nejvyšší počet nalezených pesticidů ve vodě vykázal nejlepší stav sedimentů a biotických indexů, což potvrzuje vysokou složitost vodních ekosystémů.

Podzimní vzorky, odrážející celou předchozí vegetační sezonu, poskytly lepší korelace. Výsledky naznačují, že příbřežní vegetace účinně snižuje množství insekticidů v sedimentech, nikoli však pesticidů ve vodě. Porovnání tří nejlepších a tří nejhorších lokalit ukázalo, že většina biotických indexů – včetně celkového indexu makrozoobentosu – na horších lokalitách klesala, což značí zhoršenou ekologickou kvalitu těchto citlivých společenstev. Vícerozměrná analýza však zároveň naznačila, že mezi sledovanými lokalitami jsou výrazné rozdíly, strukturu makrozoobentosu proto ovlivňují s největší pravděpodobností i další nesledované faktory.

Nejvýraznější negativní dopad na biotu měla velikost ploch řepky, což odráží její intenzivní chemickou ochranu. Vyšší podíl orné půdy v povodí vedl k úbytku citlivých skupin (jepice, pošvatky, chrostíci) a k poklesu indexu $SPEAR_{pesticide}$. Index diverzity reagoval nekonzistentně a odrážel především znečištění zachycené pasivními vzorkovači, což ukazuje na vliv ve vodě rozpustných látek. Samotný index $SPEAR_{pesticide}$ vykazoval sezonní rozporuplnost – ačkoli je koncipován pro jarní aplikace insekticidů, v této studii prezentující výsledky z odlišných matric, vykazoval silnější vazby na podzim.

Výzkum poskytuje dobrý základ pro budoucí dlouhodobější studie na větším počtu lokalit, které by měly zahrnout i hydromorfologii vodního toku a celkovou jakost vody. Velkým přínosem práce je získání dat z matric, jež se běžně na malých zemědělských tocích nesledují, což je cenným doplněním standardního monitoringu pesticidů ve vodě.

Poděkování

Príspevek vznikl v rámci řešení projektu č. SS02030027 „Vodní systémy a vodní hospodářství v ČR v podmínkách změny klimatu (Centrum Voda)“. Autoři děkují všem kolegům za pomoc při terénních pracích a Nele Zancanaro za cenné komentáře a návrhy k analýzám dat. Autoři také děkují oběma recenzentům za podnětné připomínky, které významně přispěly ke zlepšení finální verze rukopisu.

Literatura

- [1] MEYER, J. L., STRAYER, D. L., WALLACE, J. B., EGGERT, S. L., HELFMAN, G. S., LEONARD, N. E. The Contribution of Headwater Streams to Biodiversity in River Networks. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* [on-line]. 2007, 43(1), pp. 86–103. ISSN 1093-474X. Available at: <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00008.x>
- [2] BATTIN, T. J., BESEMER, K., BENGTSSON, M. M., ROMANI, A. M., PACKMANN, A. I. The ecology and biogeochemistry of stream biofilms. *Nature Reviews Microbiology* [on-line]. 2016, 14(4), pp. 251–263. ISSN 1740-1534. Available at: <https://doi.org/10.1038/nrmicro.2016.15>
- [3] BIGGS, J., VON FUMETTI, S., KELLY-QUINN, M. The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers. *Hydrobiologia* [on-line]. 2017, 793(1), pp. 3–39. ISSN 1573-5117. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3007-0>
- [4] HALBACH, K., MÖDER, M., SCHRADER, S., LIEBMANN, L., SCHÄFER, R. B., SCHNEEWEISS, A., SCHREINER, V. C., VORMEIER, P., WEISNER, O., LIESS, M., REEMTSMA, T. Small streams–large concentrations? Pesticide monitoring in small agricultural streams in Germany during dry weather and rainfall. *Water Research* [on-line]. 2021, 203. ISSN 18792448. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117535>
- [5] SZÖCS, E., BRINKE, M., KARAOGLAN, B., SCHÄFER, R. B. Large Scale Risks from Agricultural Pesticides in Small Streams. *Environmental Science & Technology* [on-line]. 2017, 51(13), pp. 7378–7385. ISSN 0013-936X. Available at: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00933>
- [6] EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. *Europe's state of water 2024: The need for improved water resilience* (EEA Report). 2024. Available at: <https://doi.org/10.2800/02236>
- [7] SMĚRNICE EVROPSKÉHO PARLAMENTU A RADY 2000/60/ES ze dne 23. října 2000, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky. Úřední věstník evropských společenství, L 327, 22. 12. 2000.
- [8] SCHWEIGER, L., FOIT, M., VORMEIER, P., SCHÄFER, R., LIESS, M. Pesticide contamination is associated with invertebrate community change in non-agricultural streams. *Water Research* [on-line]. 2025, 282, p. 123903. ISSN 0043-1354. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2025.123903>
- [9] TOTH, J., FUGÈRE, V., YARGEAU, V. Relationship between stream size, watershed land use, and pesticide concentrations in headwater streams. *Environmental Pollution* [on-line]. 2024, 349, p. 123940 [citováno 2026-09-03]. ISSN 0269-7491. Available at: <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2024.123940>
- [10] SHUKLA, M. K. *Soil Physics: An Introduction*, Second Edition (2nd ed.). CRC Press. 2023. <https://doi.org/10.1201/9780429264849>
- [11] HVĚZDOVÁ, M., KOSUBOVÁ, P., KOŠÍKOVÁ, M., SCHERR, K. E., ŠIMEK, Z., BRODSKÝ, L., ŠUDOMA, M., ŠKULCOVÁ, L., SÁŇKA, M., SVOBODOVÁ, M., KRKOŠKOVÁ, L., VAŠÍČKOVÁ, J., NEUWIRTHOVÁ, N., BIELSKÁ, L., HOFMAN, J. Currently and recently used pesticides in Central European arable soils. *Science of The Total Environment* [on-line]. 2018, 613–614, pp. 361–370 [citováno 2026-09-09]. ISSN 0048-9697. Available at: <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.09.049>
- [12] BEKETOV, M. A., KEFFORD, B. J., SCHÄFER, R. B., LIESS, M. Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. *Proceedings of the National Academy of Sciences* [on-line]. 2013, 110(27), pp. 11039–11043. Available at: <https://doi.org/10.1073/pnas.1305618110>
- [13] BĂNĂDUC, D., CURTEAN-BĂNĂDUC, A., BARINOVA, S., LOZANO, V. L., AFANASYEV, S., LEITE, T., BRANCO, P., GOMEZ ISAZA, D. F., GEIST, J., TEGOS, A.,

- SIMIĆ, S. B., OLOSUTEAN, H., CIANFANGLIONE, K. Multi-Interacting Natural and Anthropogenic Stressors on Freshwater Ecosystems: Their Current Status and Future Prospects for 21st Century. *Water* [on-line]. 2024, 16(11). ISSN 2073-4441. Available at: <https://doi.org/10.3390/w16111483>
- [14] HERMANN, M., PEETERS, E. T. H. M., VAN DEN BRINK, P. J. Heatwaves, elevated temperatures, and a pesticide cause interactive effects on multi-trophic levels of a freshwater ecosystem. *Environmental Pollution* [on-line]. 2023, 327, p. 121 498 [citováno 2026-07-08]. ISSN 0269-7491. Available at: <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2023.121498>
- [15] DOBIÁŠ, J., KOŽELUH, M., ZAJÍČEK, A., FUČÍK, P., LIŠKA, M. Dynamika vyplavování pesticidních látek v povodí Čechtického potoka. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*. 2018, roč. 60, č. 4, str. 10–16. ISSN 0322-8916.
- [16] ZAJÍČEK, A., FUČÍK, P., KAPLICKÁ, M., MAXOVÁ, J. Vyplavování pesticidních látek zemědělskou drenáží. *Rostlinolékař*. 2017, č. 4, s. 24–28.
- [17] VORMEIER, P., SCHREINER, V. C., LIEBMANN, L., LINK, M., SCHÄFER, R. B., SCHNEEWEISS, A., WEISNER, O., LIESS, M. Temporal scales of pesticide exposure and risks in German small streams. *Science of the Total Environment* [on-line]. 2023, 871. ISSN 18791026. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162105>
- [18] KATTWINKEL, M., KÜHNE, J.-V., KÜHNE, K., FOIT, K., LIESS, M. *Climate change, agricultural insecticide exposure, and risk for freshwater communities. Ecological Applications*. 2011, 21(6), 2068–2081. DOI 10.1890/10-1993.1
- [19] LET, M., ŠPAČEK, J., FERENČÍK, M., KOUBA, A., BLÁHA, M. Insecticides and drought as a fatal combination for a stream macroinvertebrate assemblage in a catchment area exploited by large-scale agriculture. *Water (Switzerland)* [on-line]. 2021, 13(10). ISSN 20734441. Available at: <https://doi.org/10.3390/w13101352>
- [20] BIRK, S., CHAPMAN, D., CARVALHO, L., SPEARS, B. M., ANDERSEN, H. E., ARGILLIER, C., AUER, S., BAATTRUP-PEDERSEN, A., BANIN, L., BEKLIOĞLU, M., BONDAR-KUNZE, E., BORJA, A., BRANCO, P., BUCAK, T., BUIJSE, A. D., CARDOSO, A. C., COUTURE, R.-M., CREMONA, F., DE ZWART, D., FELD, C. K., FERREIRA, M. T., FEUCHTMAYR, H., GESSNER, M. O., GIESWEIN, A., GLOBEVNIK, L., GRAEBER, D., GRAF, W., GUTIÉRREZ-CÁNOVAS, C., HANGANU, J., IŞKIN, U., JÄRVINEN, M., JEPPESEN, E., KOTAMÄKI, N., KUIJPER, M., LEMM, J. U., LU, S., SOLHEIM, A. L., MISCHKE, U., MOE, S. J., NÖGES, P., NÖGES, T., ORMEROD, S. J., PANAGOPOULOS, Y., PHILLIPS, G., POSTHUMA, L., POUSO, S., PRUDHOMME, C., RANKINEN, K., RASMUSSEN, J. J., RICHARDSON, J., SAGOUIS, A., SANTOS, J. M., SCHÄFER, R. B., SCHINEGGER, R., SCHMUTZ, S., SCHNEIDER, S. C., SCHÜLTING, L., SEGURADO, P., STEFANIDIS, K., SURES, B., THACKERAY, S. J., TURUNEN, J., UYARRA, M. C., VENOHR, M., VON DER OHE, P. C., WILLBY, N., HERING, D. Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems. *Nature Ecology & Evolution* [on-line]. 2020, 4(8), pp. 1060–1068. ISSN 2397-334X. Available at: <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1216-4>
- [21] JOHNSON, R. K., WIEDERHOLM, T., ROSENBERG, D. M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. B.m.: Chapman & Hall, 1993.
- [22] BONADA, N., PRAT, N., RESH, V. H., STATZNER, B. DEVELOPMENTS IN AQUATIC INSECT BIOMONITORING: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Annual Review of Entomology* [on-line]. 2006, 51(Volume 51, 2006), pp. 495–523. ISSN 1545-4487. Available at: <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124>

- [23] LIESS, M., VON DER OHE, P. C. Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry* [on-line]. 2005, 24(4), pp. 954–965. ISSN 07307268. Available at: <https://doi.org/10.1897/03-652.1>
- [24] BEKETOV, M. A., FOIT, K., SCHÄFER, R. B., SCHRIEVER, C. A., SACCHI, A., CAPRI, E., BIGGS, J., WELLS, C., LIESS, M. SPEAR indicates pesticide effects in streams – Comparative use of species- and family-level biomonitoring data. *Environmental Pollution* [on-line]. 2009, 157(6), pp. 1841–1848 [citováno 2026-07-14]. ISSN 0269-7491. Available at: <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2009.01.021>
- [25] MÜNZE, R., ORLINSKIY, P., GUNOLD, R., PASCHKE, A., KASKE, O., BEKETOV, M. A., HUNDT, M., BAUER, C., SCHÜÜRMANN, G., MÖDER, M., LIESS, M. Pesticide impact on aquatic invertebrates identified with Chemcatcher® passive samplers and the SPEARpesticides index. *Science of the Total Environment* [on-line]. 2015, 537, pp. 69–80. ISSN 18791026. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.012>
- [26] VRANA, B., ALLAN, I. J., GREENWOOD, R., MILLS, G. A., DOMINIÁK, E., SVENSSON, K., KNUTSSON, J., MORRISON, G. Passive sampling techniques for monitoring pollutants in water. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* [on-line]. 2005, 24(10), pp. 845–868 [citováno 2026-09-06]. ISSN 0165-9936. Available at: <https://doi.org/10.1016/J.TRAC.2005.06.006>
- [27] AHRENS, L., DANESHVAR, A., LAU, A. E., KREUGER, J. Characterization of five passive sampling devices for monitoring of pesticides in water. *Journal of Chromatography A* [on-line]. 2015, 1405, pp. 1–11 [citováno 2026-09-06]. ISSN 0021-9673. Available at: <https://doi.org/10.1016/J.CHROMA.2015.05.044>
- [28] SCHÄFER, R., PETTIGROVE, V., ROSE, G., WIGHTWICK, A., VON DER OHE, P. C., SHIMETA, J., KÜHNE, R., KEFFORD, B. Effects of Pesticides Monitored with Three Sampling Methods in 24 Sites on Macroinvertebrates and Microorganisms. *Environmental Science & Technology* [on-line]. 2011, 45. Available at: <https://doi.org/10.1021/es103227q>
- [29] KODEŠ, V. Metazachlor a jeho vliv na kvalitu vod v ČR. *Agromanuál*. 2020, 11–12, s. 57–61.
- [30] KODEŠ, V., VEJVODOVÁ, J., SIROTKOVÁ, K. Kvalita povrchových vod z pohledu pesticidních látek a faktory mající vliv na výskyt pesticidů ve vodách. *Vodní hospodářství*. 2023, 11, s. 2–8.
- [31] LIŠKA, M., SOUKUPOVÁ, K., DOBIÁŠ, J., METELKOVÁ, A., GOLDBACH, J., KVÍTEK, T. Jakost vody ve vodárenské nádrži Švihov na Želivce a jejím povodí se zaměřením na specifické organické látky. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*. 2016, 58(3), s. 4–10.
- [32] FERENČÍK, M. Rezidua pesticidů v povrchových vodách – legislativa, rizika, aktuální stav. *Agromanuál*. 2017, 9–10, s. 43–45.
- [33] FERENČÍK, M. Výskyt znečišťujících látek – pesticidů, léčiv a hygienických prostředků ve vodárenské nádrži Vrchlice a jejich důsledky. *Agromanuál*. 2018, 9–10, s. 38–40.
- [34] FERENČÍK, M. Výskyt a možnosti snížení vnosu znečišťujících látek – pesticidů a léčiv ve vodárenské nádrži Vrchlice. *Agromanuál*. 2020, 9-10, s. 50–53.
- [35] LIŠKA, M., FUČÍK, P., DOBIÁŠ, J., WILDOVÁ, P., KOŽELUH, M., VÁLEK, J., SOUKUPOVÁ, K., ZAJÍČEK, A. Problematika výskytu pesticidních látek v povrchových vodách v povodí vybraných vodárenských zdrojů. *Vodní hospodářství*. 2015, 1, s. 1–6.
- [36] MIČANÍK, T., SÝKORA, F., CHRASTINA, D., POSPÍCHALOVÁ, D., VERLÍKOVÁ, N., KRISTOVÁ, A., HRADIL, M. Dynamika vnosu pesticidů do vodárenských nádrží Vír I, Opatovice a Ludkovice. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*. 2023, 65 (1), s. 4–22.

- [37] HALEŠOVÁ, T., KONEČNÁ, J., VÁCLAVÍKOVÁ, M., KARÁSEK, P., NOVÁKOVÁ, E. Výskyt pesticidních látek v řece Punkvě. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*. 2022, 64 (2), s. 29–33. DOI 10.46555/VTEI.2021.12.001
- [38] SNOPOKOVÁ, K., TOMEŠOVÁ, D., BÍLKOVÁ, Z., VAGENKNECHOVÁ, A., KONEČNÁ, J., KARÁSEK, P. Kvalita povrchových vod v zemědělské krajině České republiky z pohledu pesticidních látek. *Vodní hospodářství*. 2025, 9: 1–5.
- [39] LIESS, M., LIEBMANN, L., VORMEIER, P., WEISNER, O., ALTENBURGER, R., BORCHARDT, D., BRACK, W., CHATZINOTAS, A., ESCHER, B., FOIT, K., GUNOLD, R., HENZ, S., HITZFELD, K. L., SCHMITT-JANSEN, M., KAMJUNKE, N., KASKE, O., KNILLMANN, S., KRAUSS, M., KÜSTER, E., LINK, M., LÜCK, M., MÖDER, M., MÜLLER, A., PASCHKE, A., SCHÄFER, R. B., SCHNEEWEISS, A., SCHREINER, V. C., SCHULZE, T., SCHÜÜRMAN, G., VON TÜMLING, W., WEITERE, M., WOGRAM, J., REEMTSMA, T. Pesticides are the dominant stressors for vulnerable insects in lowland streams. *Water Research* [on-line]. 2021, 201. ISSN 18792448. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117262>
- [40] BIGHIU, M. A., HÖSS, S., TRAUNSPURGER, W., KAHLERT, M., GOEDKOOP, W. Limited effects of pesticides on stream macroinvertebrates, biofilm nematodes, and algae in intensive agricultural landscapes in Sweden. *Water Research* [on-line]. 2020, 174. ISSN 18792448. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115640>
- [41] WIBERG-LARSEN, P., NØRUM, U., RASMUSSEN, J. J. Repeated insecticide pulses increase harmful effects on stream macroinvertebrate biodiversity and function. *Environmental Pollution* [on-line]. 2021, 273. ISSN 18736424. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116404>
- [42] TRESNAKOVA, N., STARA, A., VELISEK, J. *Effects of glyphosate and its metabolite AMPA on aquatic organisms* [on-line]. B.m.: MDPI. 1. October 2021. ISSN 20763417. Available at: <https://doi.org/10.3390/app11199004>
- [43] ŠIGUTOVÁ, H., GEISLEROVÁ, P., ŠIGUT, M., PYSZKO, P. Trace amounts of insecticide, herbicide, and their combination disrupt the bacterial and fungal microbiome of a nontarget aquatic invertebrate. *Environmental Pollution* [on-line]. 2026, 398, p. 128065 [citováno 2026-09-06]. ISSN 0269-7491. Available at: <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2026.128065>
- [44] KOSUBOVÁ, P., GRABIC, R., HOLOUBEK, I. (HR)GC-MS/MS analysis of toxaphene congeners in various matrices from the Czech environment. *Fresenius Environmental Bulletin*. 2003, 12, pp. 1303–1308.
- [45] ROSENDORF, P., FIALA, D. *Metodika vymezení zranitelných oblastí podle eutrofizace vod pro potřeby implementace směrnice Rady 91/676/EHS o ochraně vod před znečištěním způsobeném dusičnany ze zemědělských zdrojů*. VÚV TGM, v. v. i., Praha. 2011, 51 pp.
- [46] RASMUSSEN, J. J., BAATTRUP-PEDERSEN, A., LARSEN, S. E., KRONVANG, B. Local physical habitat quality cloud the effect of predicted pesticide runoff from agricultural land in Danish streams. *Journal of Environmental Monitoring* [on-line]. 2011, 13(4), pp. 943–950. ISSN 14640325. Available at: <https://doi.org/10.1039/c0em00745e>
- [47] PALT, M., LE GALL, M., PIFFADY, J., HERING, D., KAIL, J. A metric-based analysis on the effects of riparian and catchment landuse on macroinvertebrates. *Science of the Total Environment* [on-line]. 2022, 816. ISSN 18791026. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151590>
- [48] VESTRAETEN, G., GOVERS, G., VAN OOST, K., VAN ROMPAEY, A., NOTEBAERT, B., VAN DE WAUW, J., RENDERS, D., GOBEYN, S., VAN HOEY, S., DE VLEESCHOUWER, N., CALLEWAERT, S., DEPROOST, P. *Watem-sedem/watem-sedem: 5.0.3 (Version 5.0.3)* [Computer software]. Zenodo. 2025. Available at: <https://doi.org/10.5281/zenodo.15518980>
- [49] WINTEROVÁ, J., KRÁSA, J., BAUER, M., NOREIKA, N., DOSTÁL, T. Using WaTEM/SEDEM to Model the Effects of Crop Rotation and Changes in Land Use on Sediment

Transport in the Vrchlice Watershed. *Sustainability*. 2022, 14(10), 5748.

<https://doi.org/10.3390/su14105748>

- [50] ALVAREZ, D.A., PETTY, J.D., HUCKINS, J.N., JONES-LEPP, T.L., GETTING, D.T., GODDARD, J.P., MANAHAN, S.E. Development of a passive, in situ, integrative sampler for hydrophilic organic contaminants in aquatic environments. *Environ. Toxicol. Chem.* 2004, 23(7): 1640–1648. DOI 10.1897/03-603
- [51] GRABIC, R., VRANA, B., FEDOROVA, G., ŠVECOVÁ, H., URÍK, J., ČERVENÝ, D., GOLOVKO, O., GRABICOVÁ, K., ŠANDOVA, M., TUREK, J., RANDÁK, M. *Využití pasivních vzorkovačů POCIS pro monitoring farmak a pesticidů v povrchových vodách*. Metodika č. 167, Edice Metodik, FROV JU, Vodňany, 2018, 50 s.
- [52] KOKES, J., NĚMEJCOVÁ, D. *Metodika odběru a zpracování vzorku makrozoobentosu tekoucích vod metodou PERLA*. VÚV TGM, v. v. i., 2006, 10 pp.
- [53] ČSN 75 7701 Jakost vod – *Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou PERLA*. Český normalizační institut, Praha, 2008. 16 pp.
- [54] OPATŘILOVÁ, L., SYROVÁTKA, V., ZAHŘÁDKOVÁ, S., HORKÝ, P. *Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích pomocí biologické složky makrozoobentos*. VÚV TGM, v. v. i., Praha. 2011, aktualizace z března 2018, 24 s.
- [55] FUČÍK, P., ZAJÍČEK, A., DUFFKOVÁ, R., MAXOVÁ, J., KAPLICKÁ, M. *Metodický postup pro monitoring dynamiky pesticidů v zemědělských drenážích a drobných vodních tocích*. Certifikovaná metodika. VÚMOP, v. v. i. a Povodí Vltavy, s. p. 2017, 100 pp.
- [56] SCHÄFER, R. B., VON DER OHE, P. C., RASMUSSEN, J., KEFFORD, B. J., BEKETOV, M. A., SCHULZ, R., LIESS, M. Thresholds for the effects of pesticides on invertebrate communities and leaf breakdown in stream ecosystems. *Environmental Science and Technology* [on-line]. 2012, 46(9), pp. 5134–5142. ISSN 0013936X. Available at: <https://doi.org/10.1021/es2039882>
- [57] IJZERMAN, M. M., RABY, M., LETWIN, N. V., BLACK, T., KUDLE, Y. M., OSBORNE, R. K., SIBLEY, P. K., PROSSER, R. S. Pesticide presence in stream water, suspended sediment and biofilm is strongly linked to upstream catchment land use and crop type. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 288, 117382, DOI 10.1016/j.ecoenv.2024.117382.
- [58] VORMEIER, P., LIEBMANN, L., WEISNER, O., LIESS, M. Width of vegetated buffer strips to protect aquatic life from pesticide effects. *Water Research* [on-line]. 2023, 231. ISSN 18792448. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119627>
- [59] MUNDAHL, N., VARELA, W., WEAVER, C., MUNDAHL, E., COCHRAN-BIEDERMAN, J. Stream Habitats and Aquatic Communities in an Agricultural Watershed: Responses to a Mandatory Riparian Buffer Law. *Environmental Management*. 2023, volume 72, 5, 945–958 pp. Available at: <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-2625011/v1>
- [60] WEIGEL, B. M., LYONS, J., PAINE, L. K., DODSON, S. I., UNDERSANDER, D. Using stream macro invertebrates to compare riparian land use practices on cattle farms in southwestern Wisconsin. *J Freshw Ecol.* 2000, 15: 93–106.
- [61] DUEHR, J. P., SIEPKER, M. J., PIERCE, C. L., ISENHART, T. M. Relation of riparian buffer strips to in-stream habitat, macroinvertebrates and fish in a small Iowa stream. *J Iowa Acad Sci.* 2006, 113(1-2): 49–55.
- [62] SCHULZ, R., LIESS, M. A field study of the effects of agriculturally derived insecticide input on stream macroinvertebrate dynamics. *Aquatic Toxicology* [on-line]. 1999, 46(3–4), pp. 155–176 [citováno 2026-09-05]. ISSN 0166-445X. Available at: [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(99\)00002-8](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(99)00002-8)
- [63] RASMUSSEN, J., WIBERG-LARSEN, P., BAATTRUP-PEDERSEN, A., FRIBERG, N., KRONVANG, B. Stream habitat structure influences macroinvertebrate response to pesticides.

- Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* [on-line]. 2012, 164, pp. 142–149. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.01.007>
- [64] SOLIS, M., ARIAS, M., FANELLI, S., BONETTO, C., MUGNI, H. Agrochemicals' effects on functional feeding groups of macroinvertebrates in Pampas streams. *Ecological Indicators* [on-line]. 2019, 101. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.036>
- [65] HOU, L., XIONG, W., CHEN, M., XU, J., JOHNSON, A., ZHAN, A., JIN, X. Pesticide pollution reduces the functional diversity of macroinvertebrates in urban aquatic ecosystems. *Environmental Science and Technology*, 59 (17), 8 568–8 577. 2025. Available at: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5c01093>.
- [66] MATTINGLEY, L. Chemical Pollution – S & TC Riverfly Census monitoring and the WFD Watch List. A case study from the River Wensum, Norfolk. *Salmon & Trout Conservation*. 2019. Available at: [Chemical-Investigations-on-the-Wensum-watch-list-vs-SPEAR-1.pdf](#)
- [67] KATTWINKEL, M., RÖMBKE, J., LIESS, M. Ecological recovery of populations of vulnerable species driving the risk assessment of pesticides. *EFSA Supporting Publications* [on-line]. 2012, 9(9). ISSN 23978325. Available at: <https://doi.org/10.2903/sp.efsa.2012.en-338>
- [68] BEČKA, D. Patnáctero úspěšného pěstitele řepky. *Syngenta*. 2020. [citováno 2026-09-06]. Available at: <https://www.syngenta.cz/news/aktuality/patnactero-uspesneho-pestitele-repy>

Autoři

RNDr. Hana Janovská¹

hana.janovska@vuv.cz

ORCID: 0000-0001-7259-1418

Mgr. Libuše Barešová²

libuse.baresova@chmi.cz

ORCID: 0000-0003-2646-8579

Mgr. Vít Kodeš, Ph.D.²

vit.kodes@chmi.cz

ORCID: 0000-0001-9637-6237

Ing. Bc. Václava Matásovská¹

vaclava.matasovska@vuv.cz

ORCID: 0000-0001-9229-463X

Mgr. Libor Mikl, Ph.D.²

libor.mikl@chmi.cz

ORCID: 0009-0000-0593-5225

Ing. Barbora Jáchymová, Ph.D.³

barbora.jachymova@cvut.cz

ORCID: 0000-0002-9510-4085

Ing. Miroslav Bauer, Ph.D.³

miroslav.bauer@cvut.cz

ORCID: 0000-0001-5178-7497

prof. Dr. Ing. Tomáš Dostál³

dostal@fsv.cvut.cz

ORCID: 0000-0003-3984-3462

Mgr. Pavel Kožený¹

pavel.kozeny@vuv.cz

ORCID: 0000-0002-6091-4205

¹Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Praha (Czech Republic)

²Český hydrometeorologický ústav, Praha (Czech Republic)

³České vysoké učení technické v Praze (Czech Republic)

Příspěvek prošel recenzním řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2026.09.003

ISSN 0322-8916/© 2026 Autoři. Tuto práci je kdokoli oprávněn šířit a využívat za podmínek licence CC BY-NC 4.0

Pesticides in small agricultural streams and their impact on aquatic invertebrate communities

JANOVSKÁ, H.¹; BAREŠOVÁ, L.²; KODEŠ, V.²; MAŤAŠOVSKÁ, V.¹; MIKL, L.²; JÁCHYMOVÁ, B.³; BAUER, M.³; DOSTÁL, T.³; KOŽENÝ, P.¹

¹T. G. Masaryk Water Research Institute, Prague (Czech Republic)

²Czech Hydrometeorological Institute, Prague (Czech Republic)

³Czech Technical University in Prague (Czech Republic)

Keywords: benthic invertebrate fauna – pesticides – POCIS – sediments – SPEAR_{pesticide} index

The main causes of anthropogenic pressure on aquatic ecosystems include intensive agriculture, particularly due to excessive damage to soil structure, increasing erosion of arable land and contamination by agrochemicals. Direct monitoring of pesticides in small watercourses is problematic, particularly due to their low concentrations below the limit of quantification and their irregular occurrence caused by application cycles and rainfall-runoff events. This study therefore utilised a combination of direct analytical monitoring of pesticides using POCIS passive samplers (129 active substances and metabolites across three seasons) and analysis of deposited sediments (11 insecticides) in ten small watercourses within an agricultural landscape. The data obtained were compared with catchment characteristics and an assessment of the sensitive macroinvertebrate community. The study also evaluates the role of arable land and cultivated crops, both in terms of the quantity of pesticides and their impact on the ecological status of benthic invertebrate fauna. The numbers of substances detected in passive samplers correlated positively with the modelled amount of sediment transport from the catchment, whilst the concentration of insecticides in sediments was found to depend on the area of arable land in riparian zones. Furthermore, during the spring, a positive correlation was observed between the pesticides detected in passive samplers and the area sown with maize. The increased presence of pesticides had a negative impact on most biotic indices, indicating a deterioration in the ecological quality of the benthic invertebrate fauna at the study sites. In terms of crops grown, oilseed rape showed the highest number of negatively affected biotic indices, reflecting its high reliance on pesticide protection. As the area under cultivation increased in the catchment of the monitored profiles, there was a decline in particular in the proportion of sensitive taxa (mayflies, caddisflies and stoneflies) and also in the value of the SPEAR_{pesticide} index, which was specifically designed to quantify pesticide-induced stress. The diversity index behaved inconsistently, responding only to pesticide concentrations in passive samplers. The SPEAR_{pesticide} index, in turn, showed significant inconsistency between results from the autumn and spring seasons.