

VÝSKUMNÝ ÚSTAV VODNÉHO HOSPODÁRSTVA
Nábr. arm. gen. L. Svobodu č. 5, 812 49 Bratislava



Riešiteľ (titul, meno a priezvisko): Ing. Radoslav Bujnovský, CSc.
Názov úlohy: Hodnotenie difúzneho znečisťovania vôd dusíkom a fosforom
z využívanej z poľnohospodárskej pôdy ako podklad pre
efektívnu alokáciu dostupných opatrení a revíziu
zraniteľných oblastí

Interné číslo úlohy: 22007

Gestor: Mgr. Oliver Horváth, PhD.



Bratislava 12/2022

Generálny riaditeľ ústavu: Ing. Katarína Holubová, PhD.

Riaditeľ odboru: RNDr. Andrea Vranovská, PhD.

Vedúci oddelenia: Ing. Ivana Bajkovičová

Zodpovedný riešiteľ: Ing. Radoslav Bujnovský, CSc.

Spoluriešiteľ: -

Spolupracovníci: -

OBSAH

ÚVOD	4
1 ZNEČISŤOVANIE PODZEMNÝCH VÔD DUSÍKOM A JEHO ZNIŽOVANIE.....	5
1.1 Hodnotenie záťaže poľnohospodárskej pôdy dusíkom vo vzťahu k difúznemu znečisťovaniu vôd.....	5
1.2 Vymedzenie kritických oblastí poľnohospodárskej pôdy z pohľadu súčasného znečisťovania podzemných vôd dusíkom.....	11
1.3 Opatrenia na zníženie difúzneho znečisťovania vôd dusíkom na Slovensku	15
1.3.1 Požiadavky vyplývajúce z legislatívy EÚ (RSV, čl. 11.3a).....	15
1.3.2 Opatrenia na prevenciu alebo reguláciu vstupu znečisťujúcich látok z difúznych zdrojov, ktoré môžu spôsobiť znečistenie vôd (RSV, čl. 11.3 h).....	16
1.3.3 Doplnkové opatrenia	17
2 ZNEČISŤOVANIE POVRCHOVÝCH VÔD FOSFOROM A JEHO ZNIŽOVANIE	19
2.1 Hodnotenie záťaže poľnohospodárskej pôdy fosforom vo vzťahu k difúznemu znečisťovaniu vôd.....	19
2.2 Vymedzenie oblastí poľnohospodárskej pôdy významne prispievajúcich k vstupu fosforu do povrchových vôd.....	22
2.2.1 Odhad vstupu celkového fosforu viazaného na pôdne častice (TPP) do povrchových vôd procesom erózie pôdy	23
2.2.2 Odhad bioprístupného fosforu viazaného na pôdne častice (BPP) do povrchových vôd procesom erózie pôdy	25
2.2.3 Poznámky k hodnoteniu vstupu fosforu z poľnohospodárstva na eutrofizáciu vôd	26
2.3 Opatrenia na zníženie difúzneho znečisťovania vôd fosforom na Slovensku.....	28
2.3.1 Požiadavky vyplývajúce z legislatívy EÚ (RSV, čl. 11.3a).....	28
2.3.2 Opatrenia na prevenciu alebo reguláciu vstupu znečisťujúcich látok z difúznych zdrojov, ktoré môžu spôsobiť znečistenie vôd (RSV, čl. 11.3 h).....	28
2.3.3 Doplnkové opatrenia	29
2.3.4 Znižovanie difúzneho znečisťovania vôd fosforom – viacúrovňový koncept	30
3 ZÁVER.....	33
4 POUŽITÁ LITERATÚRA.....	34

ÚVOD

Difúzne znečisťovanie vôd (živinami aj pesticídmi) z poľnohospodárstva ostáva naďalej významným environmentálnym problémom (EEA, 2018) a podieľa na nedosahovaní dobrého ekologického stavu povrchových vôd, ako aj na nedosahovaní dobrého chemického stavu podzemných vôd. V oblasti živín to potvrdzujú aj výsledky modelovania emisií dusíka a fosforu do povrchových vôd (ICPDR, 2021b), ktoré v podmienkach Slovenska presahujú 30 % podiel.

Dosahovanie environmentálnych cieľov rámcovej smernice o vode (RSV) predpokladá návrh a realizáciu environmentálne účinných a nákladovo efektívnych opatrení. Ako uvádza dokument Európskej komisie COM(2015)120, napriek istému pokroku pri znižovaní spotreby priemyselných hnojív stále pretrvávajú mnohé nedostatky v základných opatreniach, ktoré zaviedli členské štáty s cieľom znížiť tlak z poľnohospodárstva. Veľkou výzvou pre zlepšovanie stavu vôd je zvýšenie ambícií zamerať opatrenia na riešenie príčin/zdroja znečisťovania (COM(2017) 63). V zmysle toho, pri návrhu opatrení sa treba sústreďovať na zdroje (znečistenia) a efekty príslušných opatrení (Wiering et al., 2020).

Ako vyplýva z viacerých dokumentov, napr. z oznámenia Európskej komisie „Z farmy na stôl“ (COM(2020) 381) alebo zo Stratégie EÚ v oblasti biodiverzity do roku 2030 (COM(2020) 380), EÚ kladie dôraz na znižovanie spotreby hnojív resp. intenzity hnojenia v poľnohospodárstve. Okrem toho, zlepšovanie stavu vôd z pohľadu živín si vyžaduje lepšie nastavenie a alokáciu základných opatrení, ktoré sa prednostne viažu na zraniteľné oblasti vymedzené v zmysle dusičnanej smernice, pričom presnejšie vymedzovanie vplyvu živín z poľnohospodárstva na kvalitu vôd je prostriedkom pre zvýšenie efektívnosti prijímaných opatrení (ICPDR, 2021a).

Predmetná úloha je orientovaná na hodnotenie difúzneho znečisťovania vôd dusíkom a fosforom z využívanej poľnohospodárskej pôdy. Informácie a údaje z riešenia tejto úlohy sú podkladom pre prípravu Vodného plánu Slovenska pre oblasť difúzneho znečisťovania vôd živinami z poľnohospodárstva a tiež aj podkladom pre revíziu zraniteľných oblastí v zmysle dusičnanej smernice.

1 ZNEČISŤOVANIE PODZEMNÝCH VÔD DUSÍKOM A JEHO ZNIŽOVANIE

1.1 Hodnotenie záťaže poľnohospodárskej pôdy dusíkom vo vzťahu difúznemu znečisťovaniu vôd

Základným východiskom pre výpočet vstupu dusíka do vôd je bilancia dusíka. Hrubá bilancia dusíka, zisťovaná na úrovni administratívnych jednotiek (Slovensko, okresy), predstavuje rozdiel vstupov dusíka (v priemyselných hnojivách, v exkrementoch hospodárskych zvierat, v organických hnojivách, symbioticky fixovaného N, dusíka v atmosférickej depozícii a v použitých osivách/sadivách) a výstupu tejto živiny v úrode odvezenej z poľa (EUROSTAT, 2013).

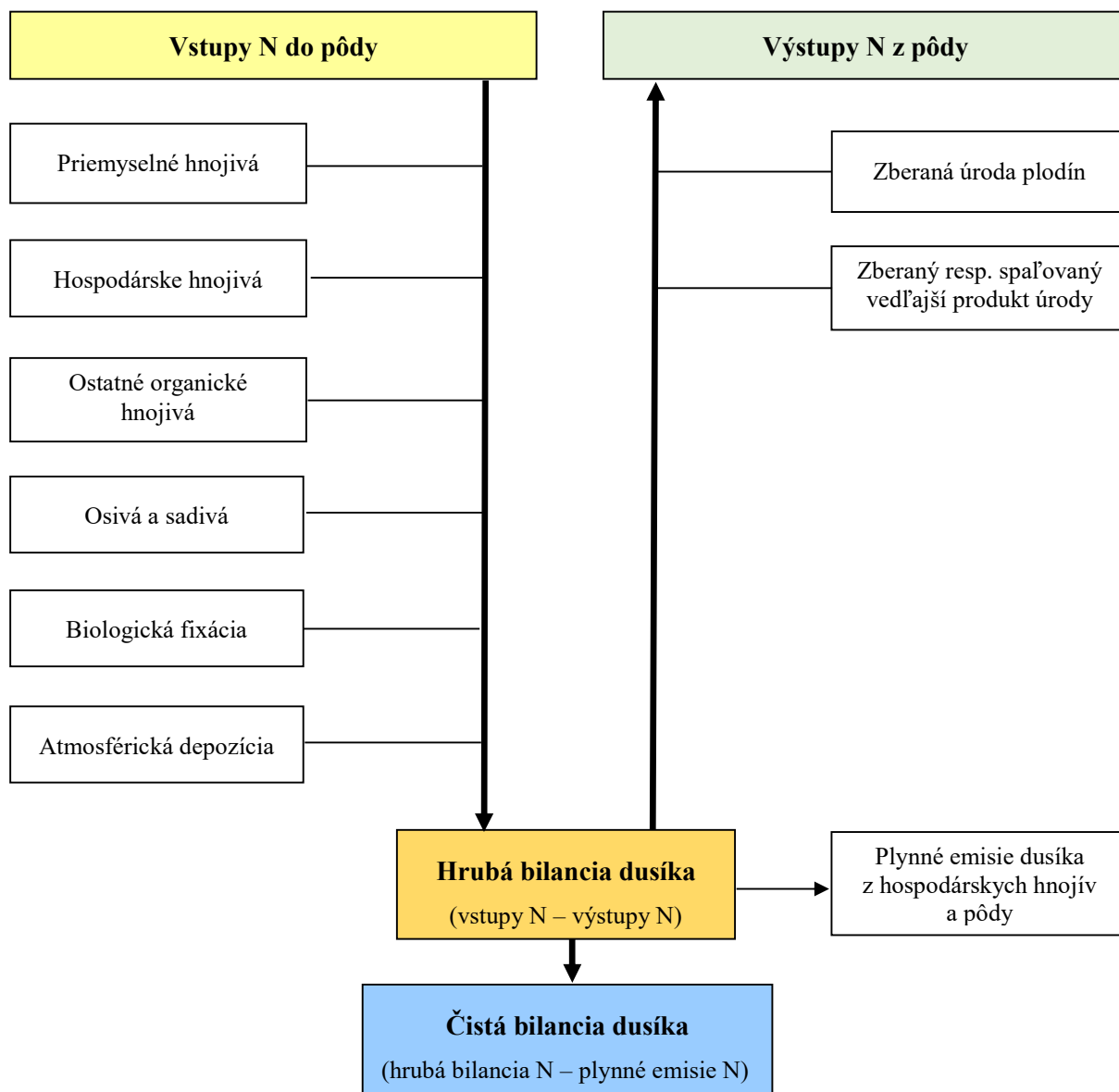
Odpočtom plyných strát N (pri ustajnení hospodárskych zvierat, pri skladovaní a po aplikácii hospodárskych hnojív) z hodnôt hrubej bilancie dusíka sa získajú hodnoty čistej bilancie dusíka (EUROSTAT, 2013; EEA, 2016), čo predstavuje potenciálne vyplaviteľný dusík do podzemných vôd resp. dusík vstupujúci do povrchových vôd (pozri Obr. 1).

Následným odpočtom plyných strát dusíka z hodnôt čistej bilancie N procesom denitrifikácie v pôdnom prostredí sa získajú hodnoty o množstve dusíka, ktorý vstupuje do podzemných vôd – pozri časť 1.2.

Pri hodnotení vplyvu poľnohospodárstva na životné prostredie sa najčastejšie sledujú hodnoty hrubej bilancie dusíka (EUROSTAT, 2017; European Commission, 2022). Ako východisko pre nasledovné výpočty v časti 1.2 boli použité hodnoty hrubej a následne čistej bilancie dusíka v priemere za roky 2015-2018 na využívanej poľnohospodárskej pôde okresov Slovenska (Obr. 2 a 3).

Viacročný priemer do istej miery eliminuje pomerne značnú medziročnú variabilitu bilančného prebytku N (pozri graf 1), spôsobenú predovšetkým variabilitou úrod plodín v dôsledku sucha, ktoré sa najviac prejavuje v nížinných klimaticky teplých a veľmi teplých oblastiach.

Obrázok 1 Schematické znázornenie hrubej a čistej bilancie dusíka

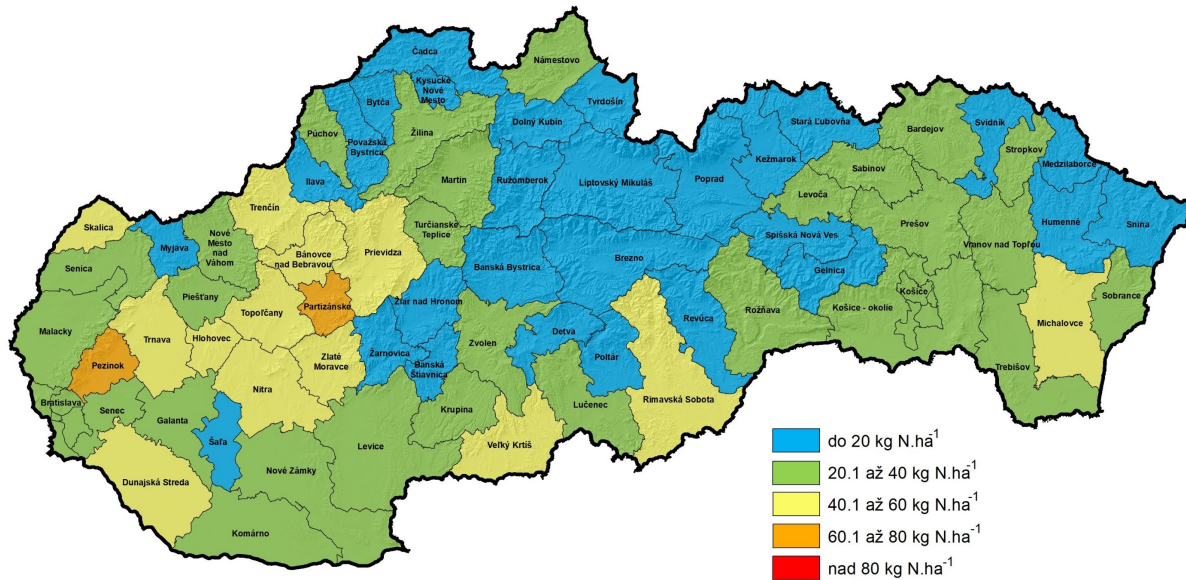


Porovnanie zaradenia hodnôt hrubej bilancie dusíka na úrovni okresov v priemere za roky 2015-2018 (podľa obrázku 2) a predbežných hodnôt v priemere za roky 2019-2021 ilustruje tabuľka 1. Zmeny kategórie za roky 2019-2021 v porovnaní s kategóriami v období 2015-2018 sú vyznačené nárastom (+) alebo poklesom (-).

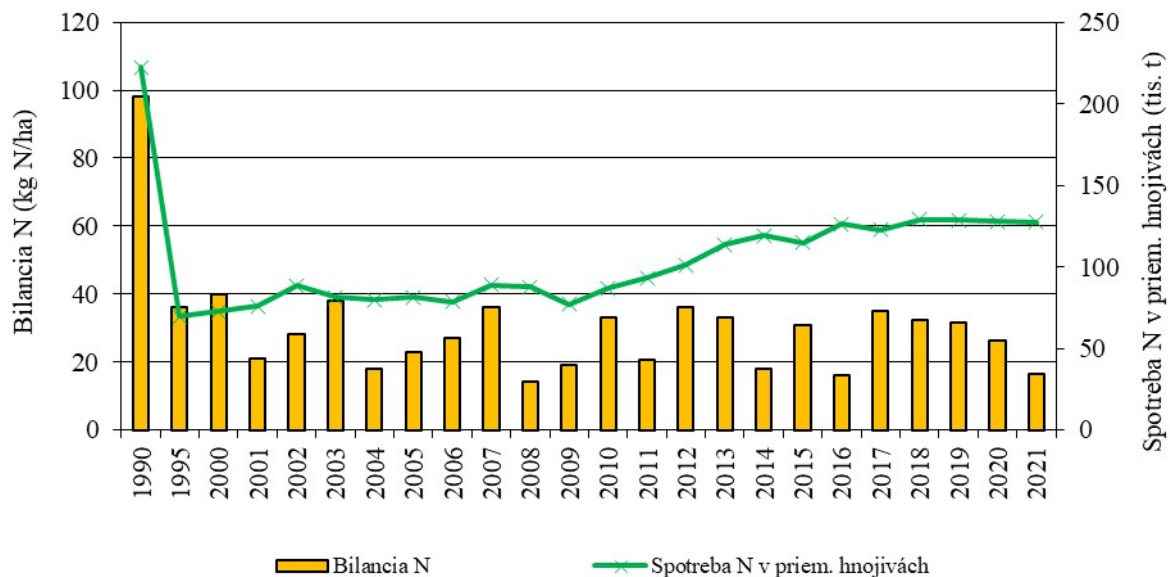
Pre hodnotenie hrubej bilancie dusíka na Slovensku slúži orientačná limitná hodnota OECD 50 kg.ha⁻¹, ktorú možno ponímať ako stred strednej kategórie prebytku N (40,1-60,0 kg.ha⁻¹). V prípade čistej bilancie dusíka možno predbežne uvažovať s polovičnými rozsahmi pre jednotlivé kategórie (Obr. 3). Ako sa uvádza v strategickom dokumente MPRV SR (MPRV SR, 2021), hodnoty bilančného prebytku (hrubej bilancie dusíka na úrovni

poľnohospodárskych podnikov) majú slúžiť ako východisko pre prehodnotenie vstupov dusíka a spôsobu pestovania plodín.

Obrázok 2 Hrubá bilancia dusíka na využívanej poľnohospodárskej pôde okresov Slovenska v priemere za roky 2015-2018



Graf 1 Vývoj hrubej bilancie dusíka a spotreby dusíka v priemyselných hnojivách na celoštátnej úrovni v období 1990-2021



Tabuľka 1 Kategorizácia priemerných hodnôt hrubej bilancie dusíka podľa okresov za obdobie 2015-2018 a hodnôt predbežného priemeru za roky 2019-2021

Okres	2015-18	2019-21
Bratislava	B	A (-)
Malacky	B	C (+)
Pezinok	D	D
Senec	B	C (+)
Dunajská Streda	C	B (-)
Galanta	B	A (-)
Hlohovec	C	C
Piešťany	B	B
Senica	B	B
Skalica	C	B (-)
Trnava	C	B (-)
Bánovce n. Bebravou	C	C
Ilava	A	A
Myjava	A	B
Nové Mesto n. Váhom	B	B
Partizánske	D	C (-)
Považská Bystrica	A	A
Prievidza	C	B(-)
Púchov	B	C
Trenčín	C	C
Komárno	B	B
Levice	B	C (+)
Nitra	C	C
Nové Zámky	B	C (+)
Šaľa	A	B (+)
Topoľčany	C	C
Zlaté Moravce	C	B (-)
Bytča	A	A
Čadca	A	A
Dolný Kubín	A	A
Kysucké Nové Mesto	A	A
Liptovský Mikuláš	A	A
Martin	B	B
Námestovo	B	A
Ružomberok	A	A
Turčianske Teplice	B	B
Tvrdošín	A	A
Žilina	B	A

Okres	2015-18	2019-21
Banská Bystrica	A	A
Banská Štiavnica	A	A
Brezno	A	A
Detva	A	A
Krupina	B	B
Lučenec	B	B
Poltár	A	A
Revúca	A	A
Rimavská Sobota	C	B (-)
Veľký Krtíš	C	C
Zvolen	B	B
Žarnovica	A	A
Žiar nad Hronom	A	A
Bardejov	B	A
Humenné	A	A
Kežmarok	A	A
Levoča	B	A (-)
Medzilaborce	A	A
Poprad	A	B (+)
Prešov	B	C (+)
Sabinov	B	A (-)
Snina	A	A
Stará Ľubovňa	A	A
Stropkov	B	B
Svidník	A	A
Vranov nad Topľou	B	B
Gelnica	A	A
Košice	B	B
Michalovce	C	B (-)
Rožňava	B	A (-)
Sobrance	B	B
Spišská Nová Ves	A	A
Trebišov	B	B

A = do 20 kg N.ha⁻¹

B = 20,1-40 kg N.ha⁻¹

C = 40,1-60 kg N.ha⁻¹

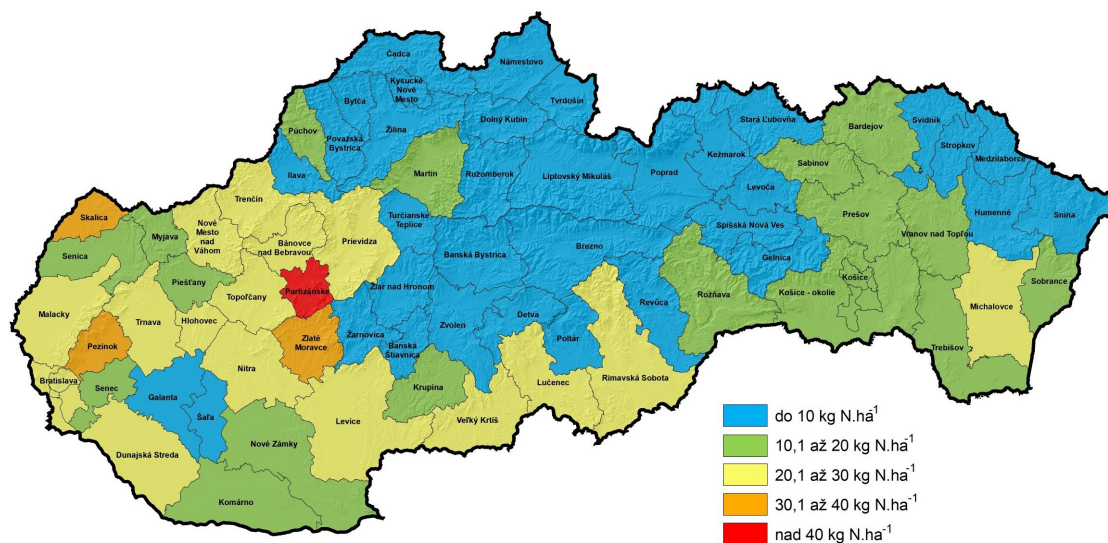
D = 60,1-80 kg N.ha⁻¹

E = nad 80 kg N.ha⁻¹

Priemerné hodnoty hrubej a čistej bilancie dusíka za roky 2019-2022 budú slúžiť pre aktualizáciu strát dusíka vyplavením a vymedzenie kritických oblastí („hot-spots“), ktoré je nateraz spravené na základe bilancie dusíka za roky 2015-2018 (časť 1.2). Uvedené priestorové informácie možno považovať za jeden z podkladov pre znižovanie znečisťovania vôd v mieste jeho vzniku ako to uvádza dokument EÚ – COM(2017) 63.

Dosahovanie environmentálne prijateľných hodnôt bilancie dusíka je základným východiskom pre zlepšenie stavu vôd (z pohľadu dusičnanov). A hoci v krajinách EÚ s intenzívnym poľnohospodárstvom sa veľký význam prikladá znižovaniu bilančného prebytku dusíka, z pohľadu zlepšenia stavu vôd tento limit treba vnímať ako orientačný (Kunkel et al., 2017), pretože rozhodujúcim parametrom/indikátorom vplyvu poľnohospodárstva na kvalitu podzemných vôd je koncentrácia dusičnanov v pôdnom roztoku.

Obrázok 3 Čistá bilancia dusíka na využívanej poľnohospodárskej pôde okresov Slovenska v priemere za roky 2015-2018



Porovnanie zaradenia hodnôt čistej bilancie dusíka na úrovni okresov v priemere za roky 2015-2018 (podľa Obr. 3) a predbežných hodnôt v priemere za roky 2019-2021 ilustruje tabuľka 2. Zmeny kategórie za roky 2019-2021 v porovnaní s kategóriami v období 2015-2018 sú vyznačené nárastom (+) alebo poklesom (-).

Tabuľka 2 Kategorizácia priemerných hodnôt čistej bilancie dusíka podľa okresov za obdobie 2015-2018 a hodnôt predbežného priemeru za roky 2019-2021

Okres	2015-18	2019-21
Bratislava	C	A (-)
Malacky	C	D (+)
Pezinok	D	E (+)
Senec	B	D (+)
Dunajská Streda	C	B (-)
Galanta	A	A
Hlohovec	C	D (+)
Piešťany	B	B
Senica	B	B
Skalica	D	B (-)
Trnava	C	C
Bánovce n. Bebravou	C	C
Ilava	A	A
Myjava	B	B
Nové Mesto n. Váhom	C	B (-)
Partizánske	E	C (-)
Považská Bystrica	A	A
Prievidza	C	B (-)
Púchov	B	B
Trenčín	C	C
Komárno	B	C (+)
Levice	C	C
Nitra	C	D (+)
Nové Zámky	B	C (+)
Šaľa	A	B (+)
Topoľčany	C	C
Zlaté Moravce	D	C (-)
Bytča	A	A
Čadca	A	A
Dolný Kubín	A	A
Kysucké Nové Mesto	A	A
Liptovský Mikuláš	A	A
Martin	B	A (-)
Námestovo	A	A
Ružomberok	A	A
Turčianske Teplice	A	B (+)
Tvrdošín	A	A
Žilina	A	A

Okres	2015-18	2019-21
Banská Bystrica	A	A
Banská Štiavnica	A	A
Brezno	A	A
Detva	A	A
Krupina	B	A (-)
Lučenec	C	C
Poltár	A	A
Revúca	A	A
Rimavská Sobota	C	B (-)
Veľký Krtíš	C	C
Zvolen	A	A
Žarnovica	A	A
Žiar nad Hronom	A	A
Bardejov	B	A (-)
Humenné	A	A
Kežmarok	A	A
Levoča	A	A
Medzilaborce	A	A
Poprad	A	A
Prešov	B	C (+)
Sabinov	B	A (-)
Snina	A	A
Stará Ľubovňa	A	A
Stropkov	A	A
Svidník	A	A
Vranov nad Topľou	B	C (+)
Gelnica	A	A
Košice	B	C (+)
Michalovce	C	B (-)
Rožňava	B	A (-)
Sobrance	B	B
Spišská Nová Ves	A	A
Trebišov	B	B

A = do 10 kg N.ha⁻¹

B = 10,1-20 kg N.ha⁻¹

C = 20,1-30 kg N.ha⁻¹

D = 30,1-40 kg N.ha⁻¹

E = nad 40 kg N.ha⁻¹

1.2 Vymedzenie kritických oblastí poľnohospodárskej pôdy z pohľadu súčasného znečisťovania podzemných vôd dusíkom

Koncentrácia dusičnanov vo vode, ktorá presakuje pôdnym prostredím, je významným indikátorom tak pre vymedzenie kritických oblastí („hot-spots“), ako aj pre posúdenie konečnej účinnosti prijatých opatrení zo strany poľnohospodárov.

V nadväznosti na výpočet hodnôt čistej bilancie dusíka (časť 1.1), v prípade dusičnanov vstupujúcich do podzemných vôd dochádza k ich odbúraniu v koreňovej vrstve pôdy procesom denitrifikácie. Výpočet (aktuálnej) denitrifikácie vychádza z Menten-Michelisovej kinetickej rovnice (Kunkel, Wendland, 2006):

$$dN_{stsoil}/dt_{soil} + D_{max} * N_{stsoil}/(N_{stsoil}/k + N_{stsoil}) = 0 \quad (1)$$

- N_s = zvyšný bilančný prebytok dusíka (čistá bilancia N) po transportom čase t_{soil} (v rokoch) v pôde,
 k = Michaelisova konštanta – určuje pokles denitrifikácie v prípade malého (zostatkového) prebytku dusíka,
 D_{max} = maximálna ročná denitrifikácia v koreňovej zóne pôdy ($kg \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1} N$),
 t_{soil} = doba zdržania vsiaknutej zrážkovej vody v pôde (vyjadrená v rokoch).

Maximálna ročná denitrifikácia bola odvodená na základe zatriedenia pôdných typov (hlavných pôdných jednotiek) do štyroch z piatich kategórií podľa autorov Wienhaus et al. (2008) a to veľmi nízka, nízka, stredná a vysoká, čomu zodpovedajú hodnoty 10, 20, 40 a 60 $kg \cdot rok^{-1} N$.

Doba zdržania zrážkovej vody v pôde je daná pomerom využiteľnej vodnej kapacity pôdy a množstva vsiaknutých zrážok (Q_p):

$$t_{soil} = FC_{eff} / Q_p \quad (2)$$

- t_{soil} = doba zdržania vsiaknutej zrážkovej vody v koreňovej vrstve pôdy (roky),
 FC_{eff} = využiteľná vodná kapacita pôdy (mm),
 Q_p = dlhodobé priemerné množstvo priesakovej vody ($mm \cdot rok^{-1}$).

Priemerné dlhodobé množstvo vsiaknutej vody do pôdy predstavuje rozdiel medzi priemerným ročným úhrnom zrážok za obdobie 1981-2010 a aktuálnou evapotranspiráciou zníženou o povrchový odtok podľa vzorca, ktorý opísali Kunkel a Wendland (2006):

$$Q_p = P - ET_a - Q_o \quad (3)$$

- Q_p = dlhodobé priemerné množstvo presakujúcej vody ($mm \cdot rok^{-1}$),
 P = dlhodobý priemer ročných zrážok ($mm \cdot rok^{-1}$),

ET_a = aktuálna evapotranspirácia vypočítaná z dlhodobých ročných zrážok a potenciálnej evapotranspirácie (mm rok^{-1}) za obdobie 1986-2015 osobitne pre zimný a letný polrok,
 Q_o = povrchový odtok (mm.rok^{-1}).

Povrchový odtok bol vypočítaný podľa vzťahu (Kunkel, Wendland, 2006):

$$Q_o = Q_p \cdot (P - 500)^{1,65} \quad (4)$$

Q_o = povrchový odtok (mm.rok^{-1}),
 Q_p = dlhodobé priemerné množstvo priesakovej vody (mm.rok^{-1}),
 P = dlhodobý priemer ročných zrážok (mm.rok^{-1}).

Koncentrácia dusičnanového dusíka v priesakovej vode bola vypočítaná nasledovne:

$$C_{NO_3} = 443 \cdot N_{stsoil} / Q_p \quad (5)$$

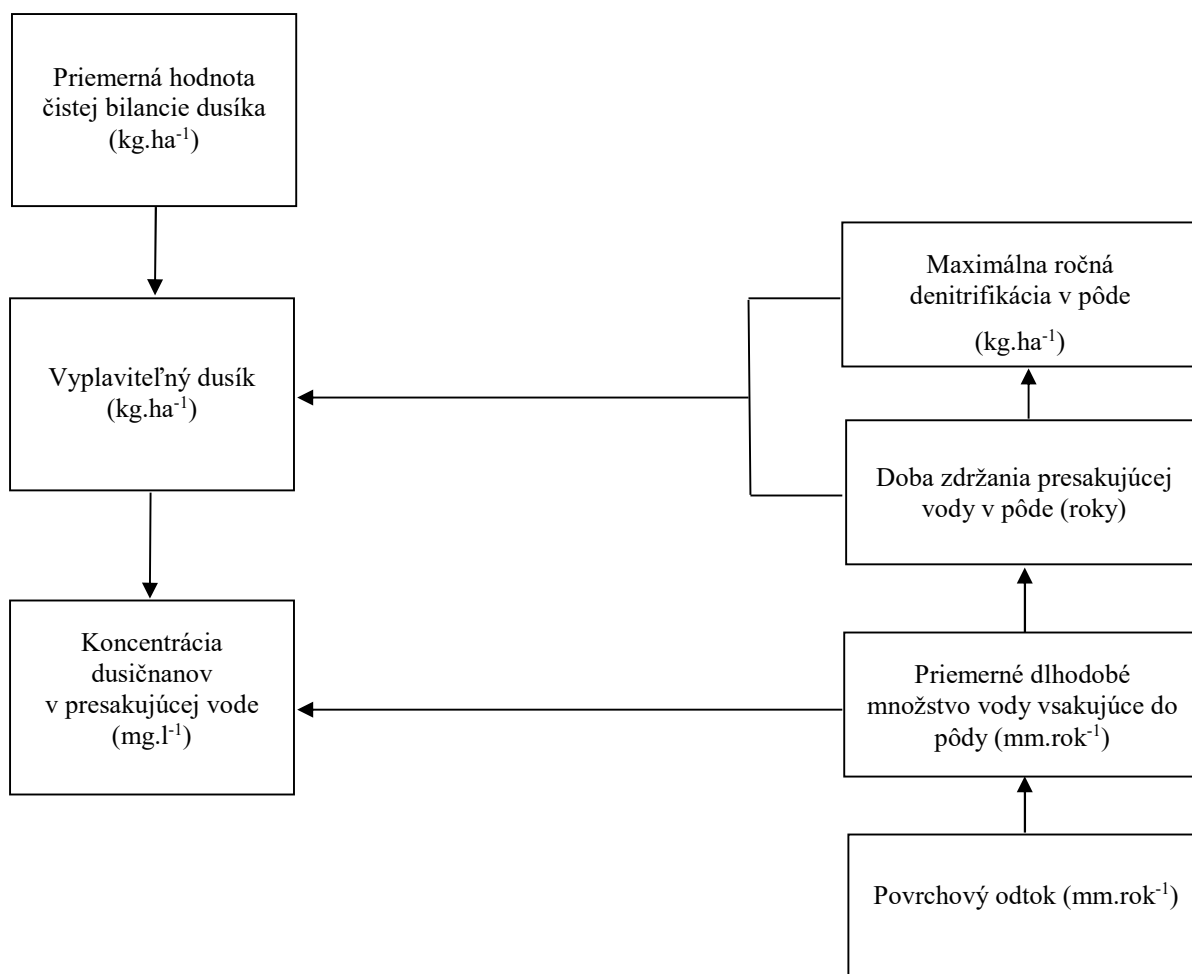
C_{NO_3} = koncentrácia dusičnanového dusíka v priesakovej vode (mg.l^{-1}),
443 = prepočítavací faktor,
 N_{stsoil} = prebytok dusíka v pôde po odpočte strát denitrifikáciou považovaný za vyplaviteľný dusík ($\text{kg ha}^{-1} \text{N}$),
 Q_o = povrchový odtok (mm.rok^{-1}).

Postup výpočtu koncentrácie dusičnanov v priesakovej vode (vstupujúcej do podzemných vôd) ilustruje obrázok 4. Priemerné ročné koncentrácie dusičnanov v priesakovej vode ilustruje obrázok 5.

Ako bolo spomenuté, koncentrácia dusičnanov v zrážkovej vode vsakujúcej do pôdy, ktorá presahuje 50 mg.l^{-1} , sa v zahraničí využíva ako základné východisko pre vymedzovanie rizikových oblastí z pohľadu znečisťovania podzemných vôd dusíkom/dusičnanmi prípadne ako podklad pre revíziu zraniteľných oblastí vymedzovaných v zmysle požiadaviek dusičnanovej smernice. Z pohľadu zníženia koncentrácie dusičnanov v podzemnej vode, ktorá v mnohých monitorovacích lokalitách na Slovensku presahuje 50 mg.l^{-1} , a v týchto lokalitách je odbúravanie dusičnanov procesom denitrifikácie vo zvodnenej vrstve malé resp. zanedbateľné, bola za cieľovú hodnotu dusičnanov v priesakovej vode zvolená nižšia hodnota a to 40 mg.l^{-1} .

V súlade s trojstupňovou koncepciou „kritické limity – kritické straty – kritické vstupy“ (de Vries et al., 2021), potreba zníženia prebytku dusíka bola založená na spätnom prepočte dusičnanov v priesakovej vode v koncentráciách nad 40 mg.l^{-1} na kilogramy dusíka ($\text{kg.ha}^{-1} \text{N}$).

Obrázok 4 Prehľadná schéma pre výpočet koncentrácie dusičnanov v priesakovej vode

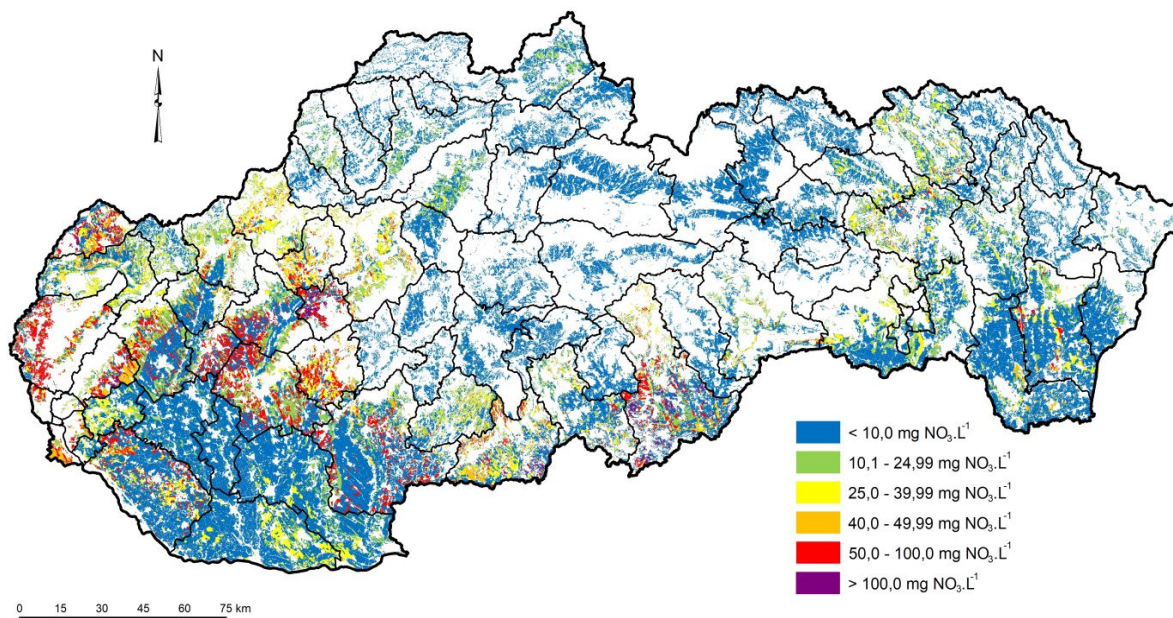


Výmera poľnohospodárskej pôdy, kde sa ukazuje potreba znížiť bilančný prebytok dusíka, zodpovedá tým oblastiam, kde koncentrácia dusičnanov vyplavovaných z pôdy je nad 40 mg.l^{-1} , čo zodpovedá takmer 213 000 ha využívanej poľnohospodárskej pôdy. K okresom, v ktorých výmera príslušnej poľnohospodárskej pôdy presahuje 5000 ha, patria: BA, MA, PK, DS, HC, SE, SI, TT, BN, PE, PD, LV, NR, TO, ZM, RS a ZV.

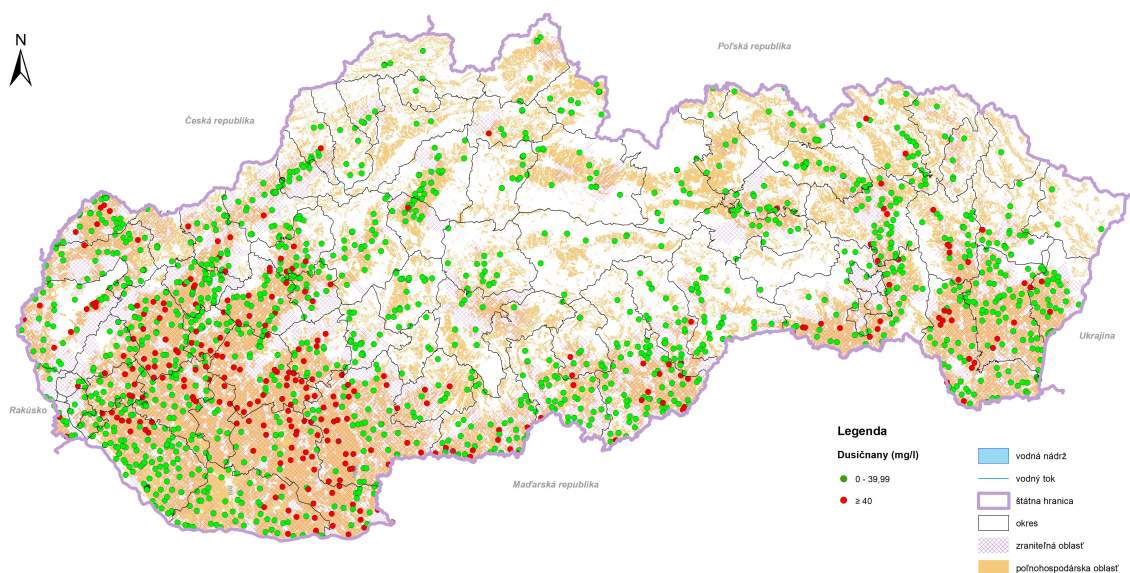
Ako vyplýva z obrázku 6, priemerné koncentrácie dusičnanov v podzemných vodách nie vždy odzrkadľujú súčasnú intenzitu hnojenia a reálnu potrebu zmeny opatrení. Príkladom môže byť okres Nové Zámky, kde podiel monitorovacích miest v rámci poľnohospodárskej pôdy s koncentráciou dusičnanov nad 40 mg.l^{-1} bol 52,5% no výmera poľnohospodárskej pôdy, kde koncentrácia dusičnanov v priesakovej vode je do 40 mg.l^{-1} bol 10 ha. Podobne v okrese Senec, kde podiel monitorovacích miest v rámci poľnohospodárskej pôdy s koncentráciou dusičnanov v podzemnej vode nad 40 mg.l^{-1} bol 19,4% výmery

poľnohospodárskej pôdy, koncentrácia dusičnanov v priesakovej vode nad 40 mg l^{-1} nebola zistená.

Obrázok 5 Priemerné ročné koncentrácie dusičnanov v priesakovej vode



Obrázok 6 Koncentrácie dusičnanov v monitorovacích lokalitách na poľnohospodárskej pôde pre podzemnú vodu (Cibulka et al., 2020a – upravené)



Kunkel a Wendland (2006) pri transporte dusičnanov do povrchových a podzemných vôd uvažujú, že tento je rozdelený podľa podielu jednotlivých odtokov vody v krajine. Kým pri základnom odtoku sa počíta s rokmi až desaťročiami, priamy odtok do povrchových vôd trvá dni až týždne. Z toho dôvodu sa v prípade vstupu dusíka do povrchových vôd s úbytkom dusíka v pôde procesom denitrifikácie neuvažuje. Okrem toho, ako uvádza Schweiger (2002), kontinentálne podnebie a často krát nízky úhrn zrážok a z toho vyplývajúce nízke úrovne dopĺňovania podzemných vôd sťažujú, aj pri nerealisticky nízkych bilančných prebytkoch dusíka, dosahovanie koncentrácie dusičnanov v priesakovej vode pod 50 mg.l⁻¹.

1.3 Opatrenia na zníženie difúzneho znečisťovania vôd dusíkom na Slovensku

V zmysle článku 11 RSV, k opatreniam znižujúcim difúzne znečisťovanie podzemných vôd sa zaraďujú základné opatrenia, zahrňujúce najmä:

- požiadavky vyplývajúce z legislatívy EÚ (čl. 11.3a),
- opatrenia na prevenciu alebo reguláciu vstupu znečisťujúcich látok z difúzných zdrojov, ktoré môžu spôsobiť znečistenie vôd (čl. 11.3 h).

1.3.1 Požiadavky vyplývajúce z legislatívy EÚ (RSV, čl. 11.3a)

Opatrenia na zníženie strát dusíka do podzemných prípadne povrchových vôd sa týkajú predovšetkým zraniteľných oblastí vymedzených a aktualizovaných v 4-ročnom cykle podľa požiadaviek dusičnanej smernice č. 91/676/EHS. V zmysle odporúčaní pre vypracovanie Akčných programov vo vymedzených zraniteľných oblastiach (ZO) je to predovšetkým:

- a) dodržiavanie limitu aplikácie dusíka v hospodárskych hnojivách 170 kg.ha⁻¹ N za rok,
- b) vymedzenie a následné dodržiavanie obdobia zákazu aplikácie hnojív s obsahom dusíka, vrátane zákazu ich aplikácie v inom nevhodnom čase,
- c) vybudovanie dostatočných kapacít na skladovanie hospodárskych hnojív,
- d) určenie požiadaviek a rešpektovanie obmedzenia aplikácie hnojív na svahovitých pozemkoch,
- e) rešpektovanie zákazu aplikácie hnojív na pozemkoch, kde pôda je nasýtená vodou, na pozemkoch zaplavených, zamrznutých alebo pokrytých snehom,
- f) určenie požiadaviek a rešpektovanie obmedzenia aplikácie hnojív v blízkosti vodných tokov,

g) určenie a rešpektovanie spôsobu aplikácie hnojív, ktoré udržia straty živín na prijateľnej úrovni,

h) obmedzenie aplikácie hnojív vzhľadom na pôdne podmienky, klimatické podmienky a zavlažovanie, využívanie krajiny a oševné postupy, zosúladenie ponuky dusíka z pôdy a hnojív a požiadaviek plodín.

V zmysle zákona o hnojivách č. 136/2000 Z.z. v znení neskorších predpisov a ustanovení týkajúcich sa opatrení v zraniteľných oblastiach, obmedzenie aplikácie hnojív v bode h) je kombinované so svahovitosťou (§ 10c ods. 11 písm. a, b, c):

- na pozemkoch so sklonom do 7° 10 m od brehovej čiary vodného toku pre nízky a stredný stupeň obmedzenia a 20 m pre vysoký stupeň obmedzenia,
- na pozemkoch ornej pôdy so sklonom nad 7° 25 m od vodného zdroja,
- 10 m od hranice ochranného pásma vodárenského zdroja prvého stupňa.

Obmedzenie aplikácie hnojív na svahovitých pozemkoch (§ 10c ods. 8 písm. b) sa týka predovšetkým zákazu aplikácie tekutých hospodárskych hnojív a priemyselných hnojív s obsahom dusíka na pozemkoch ornej pôdy so svahovitosťou nad 10° a pozemkoch TTP so svahovitosťou nad 12°.

Okrem toho, v zmysle § 10c ods. 6 písm. a, je obmedzená jesenná aplikácia dusíka v priemyselných hnojivách a v tekutých hospodárskych hnojivách pri zohľadňovaní príjmovej kapacity porastu danej plodiny v jesennom období.

Existujúca internetová aplikácia „Dusičnanová smernica“, dostupná na pôdnom portáli NPPC-VÚPOP, je za účelom lepšej identifikácie niektorých opatrení na poľnohospodárskych pozemkoch, týkajúcich sa predovšetkým voľného skladovania maštalného hnoja, zákazu aplikácie hnojív a regulácie hnojenia na svahoch a pozemkoch susediacich s vodnými tokmi, je v štádiu technických úprav.

1.3.2 Opatrenia na prevenciu alebo reguláciu vstupu znečisťujúcich látok z difúzných zdrojov, ktoré môžu spôsobiť znečistenie vôd (RSV, čl. 11.3 h)

Agrotechnické opatrenia na znižovanie neproduktívnych strát dusíka a znižovanie difúzneho znečisťovania vôd touto živinou, pokiaľ nie sú súčasťou záväzných opatrení v zmysle článku 11.3a RSV, v podstate postihujú poľnohospodársku pôdu mimo zraniteľných oblastí. Doteraz, oblasti poľnohospodárskej pôdy, významne prispievajúce k zhoršovaniu kvality resp. stavu vôd z pohľadu dusíka, sú prehodnocované a následne zaraďované do zraniteľných

oblastí v rámci ich revízie v 4-ročnom cykle. Opatrenia pre poľnohospodársky využívanú pôdu mimo zraniteľných oblastí nie sú v súčasnej národnej legislatíve (zákon 136/2000 Z.z. o hnojivách v znení neskorších predpisov) explicitne špecifikované.

1.3.3 Doplnkové opatrenia

Doplnkové opatrenia v zmysle RSV sú spravidla zastúpené opatreniami v rámci Programu rozvoja vidieka SR 2014-2020 (MPRV SR, 2015), platnosť ktorého bola posunutá do konca roku 2022. V programovacom období 2023-2027 sa jedná o opatrenia v rámci „Intervencie v záujme rozvoja vidieka“ (MPRV SR, 2022). Z pohľadu ochrany vôd pred znečistením živinami sú významné najmä o tieto opatrenia:

- a) ekologické poľnohospodárstvo,
- b) ochrana vodných zdrojov v rámci CHVO Žitný ostrov; v novom programovacom období (2023-2027) bude pokračovať pod označením „70.05 Agroenvironmentálno-klimatická prevencia – Precízne hnojenie orných pôd - ochrana vodných zdrojov“,
- c) integrovaná produkcia vo vinohradoch, ovocných sadoch a pri pestovaní zeleniny; v novom programovacom období bude pokračovať pod označením „70.06 Šetrné hospodárenie na ornej pôde, v ovocných sadoch a vinohradoch“,
- d) investície do hmotného majetku (výstavba, rekonštrukcia a oprava hnojísk, uskladňovacích nádrží alebo žúmp); v novom programovacom období (2023-2027) bude pokračovať pod označením „73.08 Investície v poľnohospodárskych podnikoch na zníženie emisií skleníkových plynov a amoniaku“.

A hoci dostatočné skladovacie kapacity pre hospodárske hnojivá a ich správna aplikácia sú pre poľnohospodárov záväzná, z PRV SR je možné spolufinancovať budovanie, rekonštrukciu skladovacích kapacít resp. nákup príslušnej aplikačnej techniky.

Opatrenia na znižovanie strát živín z poľnohospodárskej pôdy do vôd zvyčajne presahujú rámec regulácie intenzity hnojenia a zahrňujú aj aspekt dostatočných skladovacích kapacít na hospodárske hnojivá, zvýšenia efektívnosti využitia živín z aplikovaných hnojív prostredníctvom voľby termínu a spôsobu ich aplikácie, ako aj uplatňovania protierózných opatrení. K navrhovaným opatreniam na zníženie neproduktívnych strát živín patrí aj prechod na systém ekologického poľnohospodárstva a zmena využitia pôdy (zmena ornej pôdy na extenzívne využívané trvalé trávne porasty).

A hoci niektoré opatrenia PRV SR môžu byť prospešné aj z hľadiska ochrany vôd (napr. ekologické poľnohospodárstvo), rozhodujúcim momentom je ich alokácia do kritických

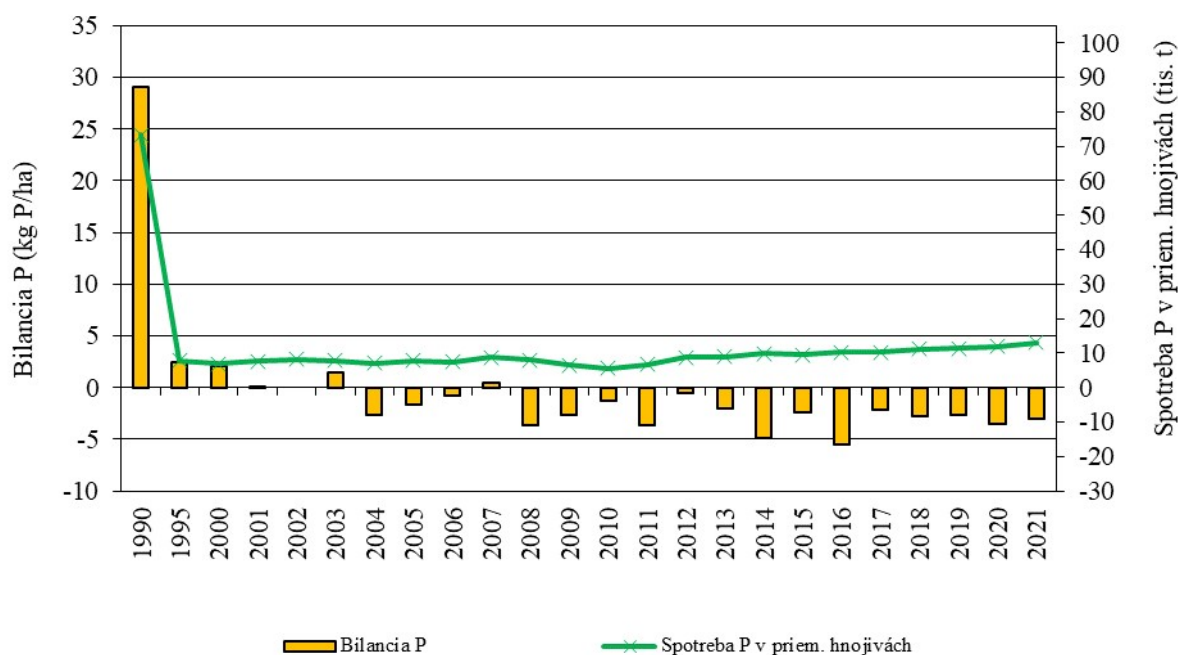
oblastí – „hot-spotov“ (Bujnovský, 2016; Bujnovský, Koco, 2021). Istým prínosom v tomto smere je operácia/podopatrenie v rámci Agroenvironmentálno-klimatického opatrenia „Ochrana vodných zdrojov v rámci CHVO Žitný ostrov“ (PRV SR 2014 – 2020) ktorého lokalizácia vytvára základné predpoklady pre jeho cielenú realizáciu a dosiahnutie príslušného environmentálneho efektu. Treba pripomenúť, že dobrovoľný charakter doplnkových opatrení v rámci PRV vytvára predpoklady pre nedostatočnú účasť farmárov na realizácii opatrenia v konkrétnej oblasti (insufficient land owner/user participation), v dôsledku čoho je dosiahnutie potrebného environmentálneho efektu problematické. Ako uvádzajú Hérivaux et al. (2013), zavádzanie agro-environmentálnych opatrení má význam v najproduktívnejších oblastiach za predpokladu, že príslušné opatrenia sú pre farmárov dostatočne (finančne) atraktívne.

2 ZNEČISŤOVANIE POVRCHOVÝCH VÔD FOSFOROM A JEHO ZNIŽOVANIE

2.1 Hodnotenie záťaže poľnohospodárskej pôdy fosforom vo vzťahu difúznemu znečisťovaniu vôd

Fosfor je považovaný za živinu, ktorá (spolu s dusíkom) významne ovplyvňuje eutrofizáciu povrchových vôd a jej prejavy (Reid et al., 2018). Rozhodujúcim zdrojom fosforu, z pohľadu možného úniku tejto živiny z poľnohospodárskej pôdy do povrchových vôd, je spravidla obsah P akumulovaný v pôde. Čo sa týka strát fosforu z aplikovaných hnojív, najvyššie riziko jeho strát je bezprostredne po ich aplikácii s tým, že po ich zapravení do pôdy rýchlo klesá v dôsledku interakcie fosforu s pôdou (Vadas et al., 2008).

Graf 2 Vývoj bilancie fosforu a spotreby tejto živiny v priemyselných hnojivách v období 1990-2021



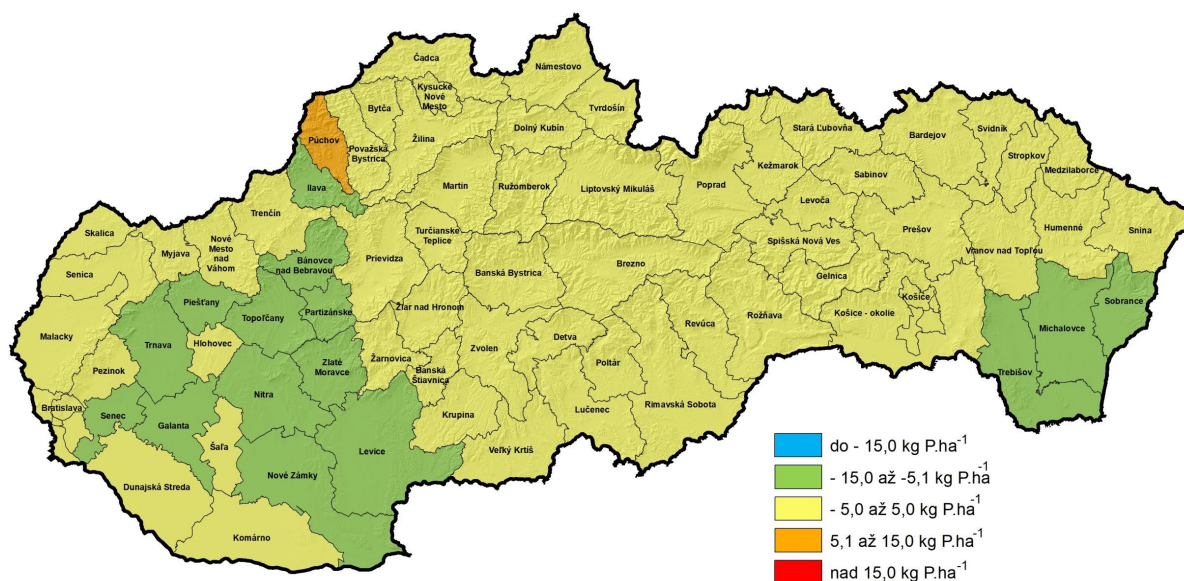
Slovensko sa zaraďuje ku krajinám EÚ, ktoré majú relatívne nízku spotrebu fosforu v priemyselných hnojivách a zvyčajne s negatívnou bilanciou tejto živiny (EUROSTAT, 2017; Panagos et al., 2022). Z uvedeného dôvodu sa od hodnotenia vstupu fosforu z priemyselných a hospodárskych hnojív upustilo a ani bilancia tejto živiny nevstupuje do odhadu záťaže prostredia touto živinou. Na rozdiel od dusíka, v prípade fosforu bilancia tejto živiny je nahradená buď obsahom celkového alebo prístupného P v pôde, ktorý je výsledkom

dlhodobej bilancie tejto živiny (napr. Reid, Schneider, 2019). Bilancia P v pôde môže byť využitá pri korekcii hodnôt obsahu tejto živiny v pôde.

Obsah prístupného P v pôde, zisťovaného v rámci pravidelného agrochemického skúšania pôdy, je výsledkom dlhodobej bilancie tejto živiny, ktorá je na národnej úrovni spravidla negatívna (pozri graf 2 a obrázok 7). Z toho dôvodu môže byť obsah prístupného P v pôde použitý ako bežne dostupný indikátor environmentálnej záťaže pôdy touto živinou.

Znižovanie bilančného prebytku P je aktuálne predovšetkým v krajinách s intenzívnym poľnohospodárstvom, ku ktorým sa napríklad zaraďuje aj Nemecko, kde sa taktiež uvažuje o prehodnotení aj limitných hodnôt kategórií obsahu prístupného P v pôde (Stubenrauch et al., 2018).

Obrázok 7 Bilancia fosforu na využívanej poľnohospodárskej pôde okresov Slovenska za roky 2015-2018



Napriek tomu, že pri hodnotení vstupu fosforu do vôd sa zvyčajne uvažuje s celkovým fosforom, z pohľadu ich eutrofizácie je oveľa významnejší rozpustný reaktívny P (DRP) prípadne biopristupný P (BAP).

Vo vzťahu k stupňu nasýtenia pôdy fosforom a následných strát tejto živiny do povrchových vôd sa kritické hodnoty obsahu prístupného P v pôde stanoveného metódou Mehlich-3 zvyčajne pohybujú v rozpätí 40-100 mg.kg⁻¹ s tým, že vyššie hodnoty sa vzťahujú na zrnitostne ťažké pôdy.

Ako uvádzajú [Pautler a Sims \(2000\)](#), podiel prístupného P v pôde nekorešponduje s obsahom celkového P, čo dokazujú aj naše zistenia (obsahy celkového P sú na trvalých trávnych porastoch často krát vyššie než na ornej pôde a najnižší obsah prístupného P zas zvyčajne býva na TTP). Kým hodnoty obsahu prístupného P stanoveného metódou Mehlich 3 v pôdach USA a Holandska sa pohybovali od 4,7% do 21,1% z obsahu celkového P v pôde, v podmienkach Slovenska je tento podiel širší (2-29%), no priemere len 8%.

S prihliadnutím na vyššie uvedené informácie, obsah prístupného P v pôde je vyjadrený prostredníctvom indexu environmentálnej záťaže pôdy fosforom (Tab. 3). Východiskom pre hodnotenie boli výsledky XIII. cyklu agrochemického skúšania pôd za roky 2012-2018 ([Maggioni Brázová, Chmelárová, 2019](#)) vrátane kritérií pre hodnotenie jeho obsahu v pôde stanoveného metódou Mehlich-3.

Tabuľka 3 Orientačné kritériá pre hodnotenie indexu environmentálnej záťaže pôdy prístupným fosforom bez ohľadu na druh pozemku poľnohospodárskej pôdy

Obsah prístupného P (mg.kg ⁻¹ P)	Index obsahu
do 35	1
36-70	2
71-105	3
106-140	4
nad 140	5

Relatívne zastúpenie združených kategórií záťaže využívanej poľnohospodárskej pôdy fosforom, vyjadrenej indexom environmentálnej záťaže pôdy fosforom, na úrovni čiastkových povodí uvádza tabuľka 4.

Tabuľka 4 Relatívne zastúpenie združených kategórií záťaže využívanej poľnohospodárskej pôdy fosforom podľa čiastkových povodí (v %)

Čiastkové povodie	Index obsahu prístupného P v pôde		
	1 - 2	3	4 - 5
Morava	44,15	55,22	0,64
Dunaj	98,28	1,59	0,12
Váh	91,58	7,88	0,54
Hron	94,50	4,92	0,58
Ipeľ	98,71	1,29	0,00
Slaná	99,93	0,07	0,00
Bodva	99,98	0,00	0,02
Hornád	99,44	0,51	0,05
Bodrog	99,31	0,69	0,00
SÚPD	89,62	7,05	0,33
Poprad – SÚPV	99,95	0,05	0,00
SR spolu	92,86	6,82	0,32

2.2 Vymedzenie oblastí poľnohospodárskej pôdy významne prispievajúcich k vstupu fosforu do povrchových vôd

Podľa údajov tretieho plánu manažmentu povodia Dunaja ([ICPDR, 2021b](#)), rozhodujúcimi cestami vstupu fosforu do povrchových vôd v podmienkach Slovenska sú erózia pôdy a podpovrchový odtok vrátane podpovrchovej drenáže.

Kým transport fosforu do povrchových vôd povrchovým odtokom spojeným s eróziou pôdy máva zvyčajne epizodický charakter, vyvolaný búrkami a privalovými zrážkami najmä v letnom období, transport fosforu podpovrchovou drenážou v období s nízkou intenzitou zrážok a malým eróznym odnosom pôdy sa zvyčajne vyskytuje v neskoro jesennom až skoro jarnom období ([Van Esbroeck et al, 2016](#); [Zimmer et al., 2016](#)).

V zmysle vyššie uvedeného, pozornosť je sústredená na vstup celkového fosforu a bioprístupného fosforu do povrchových vôd procesom erózie pôdy zvyčajne spojenou s povrchovým odtokom.

2.2.1 Odhad vstupu celkového fosforu (TP) do povrchových vôd procesom erózie pôdy

Vstup celkového fosforu do povrchových vôd predstavuje súčet celkového P viazaného na pôdne častice (TPP) a vodorozpustného P (DP resp. DRP) povrchovým odtokom spojeným s procesom erózie pôdy.

Postup pri odhade vstupu celkového fosforu viazaného na pôdne častice (TPP) do povrchových vôd procesom erózie pôdy

Odhad vstupu celkového fosforu viazaného na pôdne častice do povrchových vôd procesom erózie pôdy vychádza z nasledovných informácií a predpokladov:

- odnos TPP eróziou pôdy sa v podstate vzťahuje na letný polrok s tým, že erózný odnos pôdy z poľnohospodárskej pôdy v povodí príslušného útvaru povrchových vôd je odhadnutý prostredníctvom rovnice USLE, ktorej použitie v podmienkach Slovenska popisujú [Fulajtár a Janský \(2001\)](#),
- vstup celkového fosforu do povrchových vôd viazaného na pôdne častice eróziou pôdy je vyjadrený podľa vzťahu (2):

$$\text{TPP} = \text{ASE} * \text{SDR} * 0,01 * \text{STP} * \text{ER}_{\text{TPP}} \quad (2)$$

kde

TPP = množstvo celkového fosforu viazaného na pôdne častice vstupujúce do povrchových vôd ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$),

ASE = celkové množstvo erodovanej pôdy v prepočte na hektár poľnohospodárskej pôdy ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) zodpovedajúce aktuálnej erózii pôdy,

SDR (sediment delivery ratio) = podiel erodovanej pôdy, ktorá vstupuje do povrchových vôd v rámci jednotlivých povodí vodných útvarov,

STP = obsah celkového fosforu v pôde (%) – podľa [Čurlík, Šefčík \(1999\)](#),

ER_{TPP} = koeficient obohatenia obsahu celkového fosforu v erodovanej zemine v porovnaní s jeho obsahom v pôde (odvodený podľa [Sharpley \(1985\)](#) a [Sharpley \(2007\)](#))

Východiskom pre odhad hodnôt podielu erodovanej pôdy vstupujúceho do povrchových vôd, ktorý v priemere dosahuje 20%, boli informácie viacerých autorov ([Heathwaite et al., 2003](#); [Tetzlaff et al., 2013](#); [Wendland et al., 2010](#)).

Postup pri odhade podielu vstupu (vodo)rozpuštného P (DP) resp. reaktívneho rozpuštného P (DRP) do povrchových vôd povrchovým odtokom spojeným s eróziou pôdy

Hoci vstup fosforu viazaného na pôdne častice do povrchových vôd procesom vodnej erózie pôdy predstavuje rozhodujúcu časť vstupu celkového fosforu z poľnohospodárskej pôdy, podiel rozpuštného reaktívneho fosforu v ňom býva pomerne malý. [Sharpley et al. \(1992\)](#) uvádzajú podiel DRP v eróznom odtoku z konvenčne obhospodarovaných pozemkov v USA v rozmedzí 3,5-19,3%. Pre odhad podielu (vodo)rozpuštného fosforu z odnosu celkového P resp. TPP povrchovým odtokom spojenom s eróziou pôdy je použitý vzťah ($DP = 0,075 * TPP^{-0,43}$) odvodený z informácií autorov [Daniels et al. \(2014\)](#) a [Duffková et al. \(2016\)](#).

Hodnotenie vstupu celkového fosforu (TP) do povrchových vôd procesom erózie pôdy

Kritériá pre hodnotenie vstupu celkového fosforu z poľnohospodárskej pôdy do povrchových vôd (Tab. 5), vychádzajúce publikovaných hodnôt vstupu celkového P v prepočte na 1 ha poľnohospodárskej pôdy ([Wendland et al., 2010](#); [Harmel et al., 2018](#)), majú z hľadiska biologickej odozvy v povrchových vodách orientačný charakter.

Tabuľka 5 Hodnotenie intenzity vstupu celkového fosforu vstupujúce do povrchových vôd

Vstup TP (kg.ha ⁻¹ VPP*)	Intenzita vstupu TP
do 0,60	veľmi nízka (1)
0,61 – 1,20	nízka (2)
1,21 – 2,40	stredná (3)
2,41 – 4,80	vysoká (4)
nad 4,80	veľmi vysoká (5)

* využívaná poľnohospodárska pôda

Počet vodných útvarov s významným vstupom celkového P procesom erózie pôdy a povrchového odtoku a prislúchajúci relatívny podiel z celkovej výmery využívanej poľnohospodárskej pôdy (VPP) čiastkových povodí uvádza tabuľka 6.

Tabuľka 6 Počet vodných útvarov (bez VN) s významným vstupom celkového P procesom erózie pôdy a povrchového odtoku a prislúchajúci relatívny podiel z celkovej výmery využívanej poľnohospodárskej pôdy (VPP)

Čiastkové povodie	Počet VÚPV	Podiel VOP z VPP (%)
Morava	16	26,56
Dunaj	0	0,00
Váh	61	8,13
Hron	18	5,98
Ipeľ	18	15,08
Slaná	16	9,60
Bodva	8	18,58
Hornád	36	36,66
Bodrog	21	4,04
SÚPD	195	11,03
Poprad – SÚPV	8	11,47
SR spolu	203	11,04

2.2.2 Odhad vstupu bioprístupného fosforu (BAP) do povrchových vôd procesom erózie pôdy

Biologická odozva povrchových vôd na vstupy fosforu závisí od vstupu bioprístupného P (BAP) (Reid et al., 2018). Ten predstavuje súčet rozpustného reaktívneho fosforu (DP resp. DRP) v povrchovom odtoku a časti fosforu viazaného na pôdne častice (bioprístupný PP resp. BPP), ktorý je transportovaný v erodovaných pôdnych časticách. Podiel bioprístupného P z TP sa zvyčajne pohybuje od 5 do 30% (Sharpley, 1993; Ekholm, 1998; Uusitalo et al., 2003).

Hodnoty priemerného obsahu prístupného P stanoveného metódou Olsen sú približne rovnaké ako v prípade desorbovatelného P zisteného pomocou papierových prúžkov napustených oxidom železitým a približne polovičné v porovnaní s obsahom prístupného P stanoveného metódou Mehlich 3 (Pote et al., 1996; Vadas et al., 2009).

Pri odhade vstupu bioprístupného P viazaného na pôdne častice (BPP) do povrchových vôd je použitý rovnaký postup, ako v predchádzajúcom prípade (časť 2.2.1) s tým, že namiesto celkového P v pôde je ako východisko použitý obsah prístupného P v poľnohospodárskych pôdach Slovenska.

Pre odhad koeficientu obohatenia obsahu bioprístupného fosforu v erodovanej zemine (ER_{BPP}) boli použité vzťahy autorov [Sharpley \(1985\)](#) a [Sharpley \(2007\)](#), ktoré sa vzťahujú na strednú kategóriu obsahu prístupného P v pôde (pozri Tab. 2). V prípade ostatných kategórií obsahu prístupného P v pôde (v zmysle tabuľky 1) bol výpočet upravený. Kritériá pre hodnotenie vstupu bioprístupného P do povrchových sú 10 krát nižšie v porovnaní s hodnotami uvedenými v tabuľke 5.

Počet vodných útvarov s významným vstupom bioprístupného P procesom erózie pôdy a povrchového odtoku a prislúchajúci relatívny podiel z celkovej výmery využívanej poľnohospodárskej pôdy (VPP) čiastkových povodí uvádza tabuľka 7.

Tabuľka 7 Počet vodných útvarov (bez VN) s významným vstupom celkového P procesom erózie pôdy a povrchového odtoku a prislúchajúci relatívny podiel z celkovej výmery využívanej poľnohospodárskej pôdy (VPP)

Čiastkové povodie	Počet VÚ _{PV}	Podiel VOP z VPP (%)
Morava	18	30,22
Dunaj	0	0,00
Váh	38	5,31
Hron	14	6,16
Ipeľ	14	12,44
Slaná	7	3,04
Bodva	4	12,13
Hornád	15	20,56
Bodrog	12	2,12
SÚPD	122	7,81
Poprad (SÚPV)	4	4,83
SR spolu	126	7,72

2.2.3 Poznámky k hodnoteniu vstupu fosforu z poľnohospodárstva na eutrofizáciu vôd

Ako vyplýva z doterajších poznatkov ([Gerdes, Kunst, 1998](#); [Hilton et al., 2006](#); [Ellison, Brett, 2006](#)), prevažná časť fosforu z poľnohospodárskych zdrojov je viazaná na pôdne častice a ten nie je bezprostredne prijateľný pre vodnú biotu bez chemických zmien. Naopak, prevažná časť fosforu pochádzajúceho z komunálnych odpadových vôd je bezprostredne prijateľná vodnou flórou. [Reynolds a Davies \(2001\)](#) uvádzajú, že druhý (biologický) stupeň

čistenia komunálnych odpadových vôd je stále významným zdrojom rozpustného reaktívneho P, ktorý vstupuje do povrchových vôd a spôsobuje ich eutrofizáciu. Až tretí stupeň čistenia (zvýšené odstraňovanie dusíka a fosforu), ktorý odstraňuje do 95% rozpustného reaktívneho P, možno považovať za účinný vzhľadom k znižovaniu eutrofizácie vôd. V zmysle toho možno konštatovať, že o tom, či bodové zdroje znečistenia sú alebo nie sú príspevkovým faktorom pre zhoršovanie kvality povrchových vôd a ich eutrofizáciu primárne rozhoduje stupeň čistenia odpadových vôd a nie len vybudovanie stokových sietí a ČOV.

Eutrofizácia povrchových vôd v mnohých prípadoch priamo nesúvisí so stratami živín z povodia príslušného vodného útvaru. Vstup sedimentov z okolitého územia do vodných nádrží je zvyčajne niekoľkonásobne nižší než vstup sedimentu a celkového P vodnými tokmi, voda ktorých priteká do vodnej nádrže (Kvítek et al., 2017).

Ako uvádzajú Hilton et al. (2006), rýchlosť prúdenia vodného toku a jeho prietok ovplyvňuje dobu zdržania vody v určitom úseku (vodnom útvare povrchových vôd), čo následne ovplyvňuje aj podmienky pre výskyt vodnej flóry. Kým vodné toky s pomalým prúdením vody vrátane vodných nádrží (dlhá doba zdržania vody) sa vyznačujú dominanciou výskytu makrofytov a fytoplanktónu, rieky s relatívne kratšou dobou zdržania sú charakteristické dominanciou výskytu bentických a vláknitých rias. Kým vo všeobecnosti obsah živín (najmä fosforu) vo vodnom prostredí je predpokladom pre vznik eutrofizácie a jej prejavov, v prípade vodných tokov s krátkou dobou zdržania je tvorba vodnej flóry (makro aj mikro) bežne limitovaná tak živinami ako aj hydraulickým tlakom a dostatkom svetla. Pri nízkych a stredných koncentráciách živín prevládajú makrofyty, ktoré čerpajú živiny koreňovým systémom z dnových sedimentov. To korešponduje s oligotrofným a mezotrofným stavom. Pri mezotrofnom stave sa vyskytujú aj epifycké a bentické riasy. Pri eutrofnom stave už prevládajú bentické riasy. Z pohľadu remediácie eutrofného a hypereutrofného stavu vôd je potrebné obnoviť dominanciu makrofytov.

Podľa autorov Vrzel, Ogrinc (2015), v letnom období dochádza k poklesu dusičnanov (v dôsledku ich príjmu fytoplanktónom) a naopak nárast koncentrácie fosforečnanov v dôsledku uvoľňovania P zo sedimentov v dôsledku redukčných podmienok do vodného stĺpca. Ockenden et al. (2016) pripomínajú, že veľkosť prietoku ovplyvňuje tak vstup a transport fosforu do povrchových vôd, ako aj mobilizáciu fosforu v riečnych sedimentoch. Kým vysoké prietoky súvisia s vyšším vstupom fosforu do povrchových vôd a retranslokáciou P v riečnych sedimentoch, pri nízkych prietokoch zas dochádza k zvyšovaniu koncentrácie obsahu vodorozpustného P aj v dôsledku jeho uvoľňovania z dnových sedimentov do vodného stĺpca.

2.3 Opatrenia na zníženie difúzneho znečisťovania vôd fosforom na Slovensku

Správne nastavenie podmienok hospodárenia na pôde významne ovplyvňuje straty živín do vôd a následne ich stav. V zmysle článku 11 RSV, k opatreniam znižujúcim difúzne znečisťovanie vôd fosforom sa zaraďujú základné opatrenia, zahrňujúce najmä:

- požiadavky vyplývajúce z legislatívy EÚ (čl. 11.3a),
- opatrenia na prevenciu alebo reguláciu vstupu znečisťujúcich látok z difúzných zdrojov, ktoré môžu spôsobiť znečistenie vôd (čl. 11.3 h).

2.3.1 Požiadavky vyplývajúce z legislatívy EÚ (RSV, čl. 11.3a)

V podmienkach Slovenska nie sú doposiaľ prijaté osobitné opatrenia na znižovanie difúzneho znečisťovania vôd fosforom, čo býva zdôvodňované dlhodobou negatívnou bilanciou tejto živiny v pôde, prejavujúcou sa postupným poklesom obsahu prístupného P v pôde. Nakoľko implementácia dusičnanej smernice zahrňuje aj problém eutrofizácie povrchových vôd, opatrenia na zníženie difúzneho znečisťovania vôd fosforom z poľnohospodárstva sa v podstate stávajú súčasťou riešenia tohoto problému.

Regulácia dávok fosforu v priemyselných hnojivách s prihliadnutím na obsah prístupného P v pôde a fosfor v aplikovaných hospodárskych hnojivách je nateraz jedným z opatrení, ktoré sa v podmienkach Slovenska dlhodobo realizuje.

Ako uvádzajú [Garske et al. \(2020\)](#), podmienky krížového plnenia SPP pre obdobie 2014-2020 (predĺžené do roku 2022) priamo nie sú zamerané na manažment fosforu a znižovania jeho strát do vôd. Protierózne opatrenia a tvorba zasakovacích pásov pozdĺž vodných tokov môžu prispievať k znižovaniu strát P v dôsledku erózie pôdy. Pokiaľ tieto pásy budú predstavovať len „nehnojené pásy“, ich protierózny/zadržný efekt ostáva otázný.

2.3.2 Opatrenia na prevenciu alebo reguláciu vstupu znečisťujúcich látok z difúzných zdrojov, ktoré môžu spôsobiť znečistenie vôd (RSV, čl. 11.3 h)

Agrotechnické opatrenia na znižovanie neproduktívnych strát fosforu a znižovanie difúzneho znečisťovania/eutrofizácie vôd touto živinou, pokiaľ nie sú súčasťou záväzných opatrení v zmysle článku 11.3a RSV, v podstate postihujú poľnohospodársku pôdu mimo zraniteľných oblastí. Oblasti poľnohospodárskej pôdy, významne prispievajúce k zhoršovaniu kvality/stavu vôd z pohľadu fosforu, sú zaraďované do zraniteľných oblastí v rámci ich reví-

zie v 4-ročnom cykle. Opatrenia pre poľnohospodársky využívanú pôdu mimo zraniteľných oblastí nie sú nateraz národnej legislatíve (zákon 136/2000 Z.z. o hnojivách) explicitne špecifikované.

V zmysle prílohy III schváleného nariadenia Európskeho parlamentu a Rady 2021/2015, ktorým sa stanovujú pravidlá podpory strategických plánov, ktoré majú zostaviť členské štáty v rámci spoločnej poľnohospodárskej politiky, nové povinné požiadavky krížového plnenia už zahrňujú príslušné požiadavky vzhľadom k tejto živine (SMR 1).

2.3.3 Doplnkové opatrenia

Doplnkové opatrenia v zmysle RSV sú spravidla zastúpené opatreniami v rámci Programu rozvoja vidieka SR 2014-2020 (MPRV SR, 2015), platnosť ktorého bola posunutá do konca roku 2022. V programovacom období 2023-2027 sa jedná o opatrenia v rámci „Intervencie v záujme rozvoja vidieka“ (MPRV SR, 2022). Z pohľadu ochrany vôd pred znečistením živinami sú významné najmä o tieto opatrenia:

- a) ekologické poľnohospodárstvo,
- b) ochrana vodných zdrojov v rámci CHVO Žitný ostrov; v novom programovacom období (2023-2027) bude pokračovať pod označením „70.05 Agroenvironmentálno-klimatická prevencia – Precízne hnojenie orných pôd - ochrana vodných zdrojov“,
- c) integrovaná produkcia vo vinohradoch, ovocných sadoch a pri pestovaní zeleniny; v novom programovacom období bude pokračovať pod označením „70.06 Šetrné hospodárenie na ornej pôde, v ovocných sadoch a vinohradoch“,
- d) investície do hmotného majetku (výstavba, rekonštrukcia a oprava hnojísk, uskladňovacích nádrží alebo žúmp); v novom programovacom období (2023-2027) bude pokračovať pod označením „73.08 Investície v poľnohospodárskych podnikoch na zníženie emisií skleníkových plynov a amoniaku“.

A hoci dostatočné skladovacie kapacity pre hospodárske hnojivá a ich správna aplikácia sú pre poľnohospodárov záväzné, z PRV SR je možné spolufinancovať budovanie, rekonštrukciu skladovacích kapacít resp. nákup príslušnej aplikačnej techniky.

2.3.4 Znižovanie difúzneho znečisťovania vôd fosforom – viacúrovňový koncept

Pri ochrane vôd pred znečistením živinami v rámci povodia [Tommer et al. \(2013\)](#) predstavujú viacúrovňový koncept. Ten zahŕňa:

- a) opatrenia v rámci pozemkov poľnohospodárskej pôdy – zamerané na manažment vstupov P a manažment využívania pôdy zameraný na protierózne opatrenia,
- b) opatrenia v rámci pozemkov poľnohospodárskej pôdy – zamerané na manažment vody (kontrolovaná drenáž, zsakovacie/filtračné pásy),
- c) opatrenia mimo pozemkov poľnohospodárskej pôdy ako napríklad tvorba mokradí a manažment brehovej vegetácie.

K opatreniam na zníženie difúzneho znečisťovania povrchových vôd fosforom zameraných na manažment vstupov a využívania pôdy sa zaraďuje predovšetkým:

- regulácia dávok fosforu v priemyselných hnojivách a regulácia obsahu a mobility fosforu v pôde,
- voľba termínu a spôsobu aplikácie fosforečných a hospodárskych hnojív,
- uplatňovanie protieróznych opatrení na svahovitých pozemkoch v blízkosti vodných tokov ako aj vytváranie zsakovacích pásov na pozemkoch zvažujúcich sa k vodným tokom.

Regulácia dávok fosforu v priemyselných hnojivách a regulácia obsahu a mobility fosforu v pôde

Za primárne opatrenie pri znižovaní vstupu fosforu do vôd možno považovať postupné znižovanie zásob prístupného fosforu v pôde a reguláciu vstupov fosforu vzhľadom k obsahu prístupného P v pôde na agronomicky akceptovateľnú a environmentálne čo najnižšiu úroveň, najmä na pozemkoch ornej pôdy a trvalých kultúr. V uvedenom zmysle sú na Slovensku nastavené opatrenia na reguláciu vstupov P v hnojivách s pri vysokom a veľmi vysokom obsahu tejto živiny v pôde. Vysoký obsah fosforu býva zdôvodňovaný vysokou intenzitou hnojenia hospodárskymi hnojivami. V podmienkach Slovenska to zväčša bola záležitosť cielenej saturácie pôd fosforom a teda vysoko-pozitívnej bilancie tejto živiny tak na ornej pôde ako aj na pozemkoch trvalých kultúr v období do roku 1990.

Napriek tomuto opatreniu, pokles „vysokého“ obsahu prístupného fosforu v pôde na optimálnu úroveň môže trvať desaťročia ([Withers et al., 2019](#)). V podmienkach Slovenska

tento proces trvá už 30 rokov, čo z pohľadu základného predpokladu pre znižovanie vstupu P do povrchových vôd možno vnímať pozitívne. Okrem toho, ako uvádza [Sharpley \(2016\)](#), zdroje P akumulované v minulosti v pôde a v dnových sedimentoch môžu prekrývať efekt aktuálne realizovaných opatrení, ktorý sa odzrkadľuje v parametroch kvality monitorovaných vôd.

Nezanedbateľnou je tiež skutočnosť, že kritické koncentrácie fosforu z pohľadu akcelerácie eutrofizácie vôd sú oveľa nižšie než kritické koncentrácie tejto živiny v pôdnom roztoku z pohľadu rastu plodín ([Daniel et al., 1998](#)).

Zníženie vstupu fosforu viazaného na pôdne častice nie je zárukou zlepšenia stavu resp. kvality vôd z pohľadu ich eutrofizácie. Z toho dôvodu treba pozornosť venovať aj vodorozpustnému P, ktorý je z pohľadu eutrofizácie rozhodujúci. Ako vyplýva z niektorých prác (napr. [Fischer et al., 2017](#); [Rupp et al., 2018](#)), jedným z východiskových opatrení na zníženie strát vodorozpustného P je aj prehodnotenie/zníženie limitných hodnôt kategórií obsahu prístupného P v pôde (najmä kategórie optimálneho obsahu), čo prispieva k zníženiu zásoby labilného P v pôde. Najčastejším spôsobom zníženia rozpustnosti resp. mobility fosforu v pôde je aplikácia vápenatých hnojív.

Spôsob aplikácie fosforečných a hospodárskych hnojív

K významným epizodickým stratám P môže dochádzať v prípade ak intenzívne zrážky nasledujú krátko po aplikácii priemyselných alebo hospodárskych hnojív. Včasné zapravenie hnojív do pôdy resp. ich podpovrchová aplikácia výrazne znižujú straty fosforu spojených s eróziou pôdy a povrchovým odtokom ([Reid et al., 2018](#)).

Uplatňovanie protieróznych opatrení na svahovitých pozemkoch zvažujúcich sa k vodným tokom

Na svahovitých pozemkoch zvažujúcim sa k vodným tokom je potrebné vylúčiť pestovanie plodín, ktoré majú nízky protierózny účinok a uplatňovať protierózne opatrenia, na čo poukazujú aj [Melland et al. \(2012\)](#). Ako uvádzajú [Krása et al. \(2019\)](#), z pohľadu znižovania vstupu pôdy do povrchových vôd je potrebné znižovať tak erózný odnos ako aj depozíciu erodovaných častíc na poľnohospodárskej pôde. Tvorba zasakovacích pásov v dolnej časti erózných pozemkov pri vodných tokoch je jedným z opatrení na zníženie vstupu fosforu viazaného na pôdne častice do povrchových vôd. Významné zníženie vstupu

sedimentov a živín z poľnohospodárskej pôdy sa dosahuje pri šírke vegetačných pásov 20-30 m s tým, že minimálna šírka predstavuje 5-10 m (Hickey a Doran, 2004; Zhang et al., 2009; Stutter et al., 2021).

Opatrenia mimo pozemkov poľnohospodárskej pôdy

Z opatrení mimo pozemkov poľnohospodárskej pôdy, ktoré sú zvyčajne záležitosťou vodohospodárov resp. správcov zberných/odvodňovacích kanálov, možno spomenúť znižovanie množstva rozpustného P v povrchových tokoch resp. odvodňovacích kanáloch, znižovanie vstupu fosforu do povrchových vôd z podpovrchovej drenáže reguláciou odtoku vody a filtráciu resp. chemickú sorpciu fosforu drenážnych vôd pred ich vyústením do povrchových recipientov.

Významným mechanizmom odstraňovania P vo veľkých riekach je inundácia (v záplavových územiach) a sedimentácia v nádržiach, kde sa zachytáva od 10 do 50% z celkových vstupov fosforu do vodného prostredia. Napriek tomu, že eutrofizované nížinné toky majú veľkú kapacitu pre retenciu fosforu, základnou podmienkou zlepšenia stavu týchto vôd je znižovanie antropických vstupov fosforu do vodného prostredia (Withers, Jarvie, 2008). Hoci vodné nádrže sú vnímané ako miesta, kde dochádza k retencii živín, napriek tomu za určitých podmienok môže dochádzať k opätovnému ich uvoľňovaniu do vôd, čím sa stávajú sekundárnym zdrojom živín, ktoré sa uvoľňujú do vodného prostredia (Powers et al., 2015).

Ako uvádzajú Jarvie et al. (2015), hoci ročné straty fosforu predstavujú len veľmi malý podiel zo vstupov P do pôdy, efekt týchto strát na kvalitu vôd v povodí má kumulatívny charakter. Zvyšovanie účinnosti využitia fosforu predpokladá koordináciu opatrení na znižovanie strát P a ich dopadov na kvalitu vôd pri súčasnej maximalizácii produktivity a ziskovosti hospodárenia.

Podobne, ako v prípade dusíka, znižovanie difúzneho znečisťovania vôd fosforom predpokladá lokalizáciu oblastí, ktoré najviac prispievajú k vstupu tejto živiny (v tomto prípade) do povrchových vôd (Harris, Heathwaite, 2011; ICPDR, 2021a).

3 ZÁVER

Východiskovým ukazovateľom pre hodnotenie potenciálneho vstupu živín do vôd je záťaž poľnohospodárskej pôdy živinami. Kým v prípade dusíka sa jedná o čistú bilanciu dusíka a v prípade fosforu sa vychádza z obsahu celkového alebo prístupného fosforu v pôde.

Z dôvodu veľkej medzoročnej variability, pre výpočty vstupu dusíka do vôd sa vychádza z viacročného priemeru – nateraz je to priemer za roky 2015-2018. Pre ďalšie obdobie je doposiaľ na národnej a okresnej úrovni vypočítaná hrubá aj čistá bilancia dusíka za roky 2019, 2020 a 2021. Priemerné ročné hodnoty bilancie dusíka na úrovni okresov Slovenska za obdobie 2019-2022 budú slúžiť ako východisko pri príprave ďalšieho plánu manažmentu týkajúceho sa SÚPD a SÚPV a tiež v zmysle potrieb reportingu dusičnanovej smernice.

V prípade fosforu bilancia tejto živiny je nahradená buď obsahom celkového alebo prístupného P v pôde, ktorý je výsledkom dlhodobej bilancie tejto živiny, ktorá je na národnej úrovni spravidla negatívna.

Vymedzenie oblastí, ktoré najviac prispievajú k difúznemu znečisteniu vôd živinami, je základným východiskom pre alokáciu opatrení v sektore poľnohospodárstva.

V prípade difúzneho znečisťovania podzemných vôd dusíkom sa vychádza z prekročenia koncentrácie dusičnanov 40 mg.l^{-1} v priesakovej vode ktorá prechádza pôdou. Metodický postup je uvedený v časti 1.2.

V prípade difúzneho znečisťovania povrchových vôd fosforom sa vychádza predovšetkým z hodnotenia vstupu celkového a bioprístupného fosforu eróziou pôdy spojenom s povrchovým odtokom. V rámci informácií vstupujúcich do 3. Vodného plánu Slovenska, do kategórie významného vstupu celkového fosforu (TP) do povrchových vôd vodnou eróziou pôdy spadalo 203 VÚ z toho v SÚPD to predstavovalo 195 VÚ. Do kategórie významného vstupu bioprístupného fosforu (BAP) do povrchových vôd vodnou eróziou pôdy bolo zaradených 126 VÚ, z toho v SÚPD to bolo 122 VÚ.

Hodnotenie vstupu fosforu do povrchových vôd eróziou pôdy a povrchovým odtokom bude prehodnotené na základe aktualizovaných údajov o aktuálnej erózii pôdy za roky 2019-2022, ako aj na základe aktualizovaných hodnôt obsahu fosforu v pôde.

4 POUŽITÁ LITERATÚRA

- Bujnovský, R. 2016. Efektívne znižovanie difúzneho znečisťovania vôd živinami z využívania poľnohospodárskej pôdy v podmienkach Slovenska. *Vodohospodársky spravodajca* 59, č. 3-4, s. 10-13.
- Bujnovský, R., Koco, Š. 2021. Odhad prínosu stratégií z Farmy na stôl a Biodiverzity EÚ do roku 2030 z pohľadu zníženia znečisťovania vôd dusíkom na Slovensku. *Agromagazín* 23, č.10, s. 12-13.
- Cibulka, R., Rajczyková, E., Bujnovský, R., Májovská, A., Ľuptáková, A., Paľušová, Z., Grófová, R., Gergeľová, Z., Halásová, M., Piš, V., Kališ, M., Gáborík, Š. 2020a. Správa o stave implementácie smernice Rady 91/676/EHS týkajúcej sa ochrany vôd pred znečistením spôsobeným dusičnanmi z poľnohospodárskych zdrojov. VÚVH, Bratislava – SHMÚ, Bratislava – SAŽP Banská Bystrica – MPRV SR, Bratislava – NPPC-VÚPOP, Bratislava – ÚKSÚP Bratislava.
- Cibulka, R., Rajczyková, E., Májovská, A., Tlučáková, A., Sásik, D., Fabok, M., Bujnovský, R., Sumegová, L., Berta, P., Döményová, J., Paľušová, Z. 2020b. Revízia zraniteľných oblastí pre smernicu Rady 91/676/EHS. Spoločná záverečná správa. Bratislava: VÚVH – SHMÚ.
- Čurlík, J., Šeščík, P. 1999. Geochemický atlas Slovenskej republiky, časť V: Pôdy. Bratislava : MŽP SR.
- Daniels, M., Daniel, T., Carman, D., Morgan, R., Langston, J., Van Devender, K. 2014. Soil phosphorus levels: Concerns and recommendations. Fayetteville: University of Arkansas.
- Daniel, T.C., Sharpley, A.N., Lemunyon, J.L. 1998. Agricultural phosphorus and eutrophication: A symposium overview. *Journal of Environmental Quality* 27, p. 251-257.
- Duffková, R., Mühlbachová, G., Fučík, P., Zajíček, A., Hejduk, T., Káš, M., Diviš, P., Skála, J., Štyx, J. 2016. Metodický postup pro snížení rizika vyplavení fosforu ze zemědělských půd do povrchových a podzemních vod pomocí agrotechnických opatření s využitím metody P-indexu. Certifikovaná metodika. Praha: VÚMOP – Praha: VÚRV.
- EEA 2016. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016. Technical guidance to prepare national emission inventories. EEA technical report No. 21/2016. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

- EEA 2018. European waters. Assessment of status and pressures 2018. EEA Report No. 7/2018. Copenhagen : EEA.
- Ekholm, P. 1998. Algal-available phosphorus originating from agriculture and municipalities. Helsinki: Finish Environment Institute.
- Ellison, M.E., Brett, M.T. 2006. Particulate phosphorus bioavailability as a function of stream flow and land cover. *Water Research* 40, p. 1258-1268.
- EUROSTAT 2013. Nutrient budgets – methodology and handbook. Version 1.02. Luxembourg: EUROSTAT and OECD.
- European Commission 2022. Eurostat database. <https://ec.europa.eu/eurostat/data/database>.
- EUROSTAT 2017. Agriculture, forestry and fishery statistics. 2017 edition. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Fischer, P., Pöthig, R., Vernohr, M. 2017. The degree of phosphorus saturation of agricultural soils in Germany: Current and future risk of diffuse P loss and implications for soil P management in Europe. *Science of the Total Environment* 599-600, p. 1130-1139.
- Fulajtár, E., Janský, L. 2001. Vodná erózia pôdy a protierózna ochrana. Bratislava: VÚPOP.
- Garske, B., Stubenrauch, J., Ekardt, F. 2020. Sustainable phosphorus management in European agricultural and environmental law. *Review of European, Comparative & International Environmental Law* 29, No. 1, doi: 10.1111/reel.12318.
- Gerdes, P., Kunst, S. 1998. Bioavailability of phosphorus as a tool for efficient P reduction schemes. *Water Science and Technology* 37, No. 3, p. 241-247.
- Harmel, R.D., Pampell, R.A., Leytem, A.B., Smith, D.R., Haney, R.L. 2018. Assessing edge-of-field nutrient runoff from agricultural lands in the United States: How clean is clean enough? *Journal of Soil and Water Conservation* 73, No.1, p. 9-23.
- Harris G.P., Heathwaite, L. 2011. Why is achieving good ecological outcomes in rivers so difficult? *Freshwater Biology* 57, Suppl. 1, p. 97-107.
- Heathwaite, L., Sharpley, A., Bechmann, M. 2003. The conceptual basis for decision support framework to assess the risk of phosphorus loss at the field scale across Europe. *Journal of Plant nutrition and Soil Science* 166, p. 447-458.
- Hérivaux, C., Orban, Ph., Brouyère, S. 2013. Is it worth protecting groundwater from diffuse pollution with agri-environmental schemes: A hydro-economic modelling approach. *Journal of Environmental Management* 128, 62-74.
- Hickey, M.B.C., Doran, B. 2004. A Review of the efficiency of buffer strips for the maintenance and enhancement of riparian ecosystems. *Water Quality Research Journal Canada* 39, No. 3, p. 311-317.

- Hilton, J., O'Hare, M., Bowes, M.J., Jones, J.I. 2006. How green is my river: a new paradigm in eutrophication in rivers. *Science of the Total Environment* 365, p. 66-83.
- ICPDR 2021a. Guidance Document on Sustainable Agriculture in the Danube River Basin. Vienna: International Commission for the Protection of the Danube River.
- ICPDR 2021b. The Danube River Basin District Management Plan. Update 2021. Vienna: International Commission for the Protection of the Danube River.
- Jarvie, H.P., Sharpley, A.N., Flaten, D., Kleinmann, P.J.A., Jenkins, A., Simmons, T. 2015. The pivotal role of phosphorus in a resilient water-energy-food security nexus. *Journal*
- Krása, J., Dostál, T., Jáchymová, B., Bauer, M., Devátý, J. 2019. Soil erosion as a source of sediment and phosphorus in rivers and reservoirs – watershed analyses using WaTEM/SEDEM. *Environmental Research* 171, p. 470-483.
- Kunkel, R., Wendland, F. 2006. Diffuse Nitrateinträge in die Grund- und Oberflächengewässer von Rhein und Ems. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment 62.
- Kunkel, R., Herrmann, F., Kape, H.-E., Keller, L., Koch, F., Tetzlaff, B., Wendland, F. 2017. Simulation of terrestrial nitrogen fluxes in Mecklenburg-Vorpommern and scenario analyses how to reach N-quality targets for groundwater and the coastal waters. *Environmental Earth Sciences* 76, 146.
- Kvítek, T. et al. 2017. Retence a jakost vody v povodí vodárenské nádrže Švihov na Želivce. Praha : Povodí Vltavy s.p.
- Maggioni Brázová, I., Chmelárová, Ž. 2019. Výsledky agrochemického skúšania pôd na Slovensku v rokoch 2012-2018 (XIII. Cyklus ASP). Bratislava: ÚKSÚP.
- Melland, A.R., Mellander, P.-E., Murphy, P.N.C., Wall, D.P., Mehan, S., Shine, O., Shortle, G., Jordan, P. 2012. Stream water quality in intensive cereal cropping catchments with regulated nutrient management. *Environmental Science and Policy* 24, p. 58-70.
- MPRV SR. 2015. Program rozvoja vidieka na obdobie 2014-2020. Bratislava: MPRV SR.
- MPRV SR 2021. Vízia spoločných postupov pri budovaní moderného pôdohospodárstva v horizonte roku 2035. Bratislava: MPRV SR.
- MPRV SR 2022. Správa o strategickom pláne SPP na rok 2021. Bratislava: MPRV SR.
- Ockenden, M.C., Deasy, C.E., Benskin, C.McW.H., Beven, K.J., Burke, S., Collins, A.L., Evans, R., Falloon, P.D., Forber, K.J., Hiscock, K.M., Hollaway, M.J., Kahana, R., Macleod, C.J.A., Reaney, S.M., Snell, M.A., Villamizar, M.L., Wearing, C., Withers, P.J.A., Zhou, J.G., Haygarth, P.M. 2016. Changing climate and nutrient transfers:

- Evidence from high temporal resolution concentration-flow dynamics in headwater catchments. *Science of the Total Environment* 548-549, p. 325-339.
- Panagos, P., Köninger, J., Ballabio, C., Liakos, L., Muntwyler, A., Borrelli, P., Lugato, E. 2022. Improving the phosphorus budget of European agricultural soils. *Science of the Total Environment* 853, 158706.
- Pautler, M.C., Sims, J.Th. 2000. Relationship between soil test phosphorus, soluble phosphorus, and phosphorus saturation in Delaware soils. *Soil Science Society of America Journal* 64, p. 765-773.
- Pote, D.H., Daniel, T.C., Sharpley, A.N., Moore, Jr. P.A., Edwards, D.R., Nichols, D.J. 1996. Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. *Soil Science Society of America Journal* 60, p. 855-859.
- Reid, K., Schneider, K. D. 2019. Phosphorus accumulation in Canadian agricultural soils over 30 yr. *Canadian Journal of Soil Science* 99, p. 520-532.
- Reid, K., Schneider, K., McConkey, B. 2018. Components of phosphorus loss from agricultural landscapes, and how to incorporate them into risk assessment tools. *Frontiers in Earth Science* 6, Article 135.
- Reynolds, C.S., Davies, P.S., 2001. Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwater: a British perspective. *Biological Reviews* 76, p. 27-64.
- Rupp, H., Meissner, R., Leinweber, P. 2018. Plant available phosphorus in soil as predictor for leaching potential: Insights from long-term lysimeter studies. *Ambio* 47, Suppl. 1, p. 103-113.
- Sharpley, A.N. 1985. The selective erosion of plant nutrient in runoff. *Soil Science Society of America Journal* 49, p. 1527-1534.
- Sharpley, A.N. 1993. Assessing phosphorus bioavailability in agricultural soils and runoff. *Fertilizer Research* 36, p. 259-272.
- Sharpley, A.N. 2007. Modelling phosphorus movement from agriculture to surface waters. In Radcliffe, D.E., Cabrera, M.L. (eds.), *Modelling phosphorus in the environment*. Boca Raton : CRC Press, Taylor & Francis Group, p. 3-19.
- Sharpley, A. 2016. Managing agricultural phosphorus to minimize water quality impacts. *Scientia Agricola* 73, No. 1, p. 1-8.
- Sharpley, A.N., Smith, S.J., Jones, O.R., Berg, W.A., Coleman, G.A. 1992. The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. *Journal of Environmental Quality* 21, p. 30-35.

- Schweiger, K. 2002. Pollution caused by nitrates. Implementation of Directive 91/676/EEC in Austria. In: Booklet Conference and Workshop on Nitrates Directive. Prague: Ministry of Agriculture – Ministry of Environment of Czech Republic.
- Stubenrauch, J., Garske, B., Ekhardt, F. 2018. Sustainable land use, soil protection and phosphorus management from a cross-national perspective. *Sustainability* 10, 1988.
- Stutter, M., Costa, F.B., Óhuallacháin, D. 2021. The interactions of site-specific factors on riparian buffer effectiveness across multiple pollutants: A review. *Science of the Total Environment* 798, 149238.
- Tetzlaff, B., Friedrich, K., Vorderbrügge, Th., Vereecken, H., Wendland, F. 2013. Distributed modelling of mean annual soil erosion and sediment delivery rates to surface waters. *Catena* 102, p. 13-20.
- Tomer, M.D., Porter, S.A., James, D.E., Boomer, K.M.B., Kostel, J.A., McLellan, E. 2013. Combining precision conservation technologies into flexible framework to facilitate agricultural watershed planning. *Journal of Water Conservation* 68, No. 5, p. 113A-120A.
- Uusitalo, R., Turtola, E., Puustinen, M., Paasonen-Kivekäs, M., Uusi-Kämpä, J. 2003. Contribution of particulate phosphorus to runoff phosphorus bioavailability. *Journal of Environmental Quality* 32, p. 2007-2013.
- Vadas, P.A., Owens, L.B., Sharpley, A.N. 2008: An empirical model for dissolved phosphorus in runoff from surface-applied fertilizers. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 127, p. 59-65.
- Vadas, P.A., Good, L.W., Moore, P.A., Widman, N. 2009. Estimating phosphorus loss in runoff from manure and fertilizer for a phosphorus loss quantification tool. *Journal of Environmental Quality* 38, p. 1645-1653.
- Van Esbroeck, C.J., Macrae, M.L., Brunke, R.I., McKague, K. 2016. Annual and seasonal phosphorus export in surface runoff and tile drainage from agricultural fields with cold temperate climates. *Journal of Great Lakes Research* 42, No. 6, p. 1271-1280.
- Vrzel, J., Ogrinc, N. 2015. Nutrient variations in the Sava river basin. *Journal of Soils and Sediments* 15, p. 2380-2386.
- Wendland, F., Kreins, P., Kuhr, P., Kunkel, R., Tetzlaff, B., Vereecken, H. 2010. Räumlich differenzierte Quantifizierung der N- und P-Einträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Nordrhein-Westfalen unter besonderer Berücksichtigung diffuser landwirtschaftlicher Quellen. Schriften des Forschungszentrums Jülich Reihe Energie & Umwelt No. 88.

- Wiering, M., Bozeman, D., Crabbé, A. 2020. The Water Framework Directive and agricultural diffuse pollution: Fighting a running battle. *Water* 12, 1447.
- Withers, P.J.A., Jarvie, H.P. 2008. Delivery and cycling of phosphorus in UK rivers: Implications for catchment management. *Science of the Total Environment* 400, p. 379-395.
- Withers, P.J.A., Vadas, P.A., Uusitalo, R., Forber, K.J., Hart, M., Foy, R.H., Delgado, A., Dougherty, W., Lilja, H., Burkitt, L.L., Rubæk, G.H., Pote, D., Barlow, K., Rothwell, S., Owens, Ph. R. 2019. A global perspective on integrated strategies to manage soil phosphorus status for eutrophication control without limiting land productivity. *Journal of Environmental Quality* 48, p. 1234-1246.
- Zhang, X., Liu, X., Zhang, M., Dahlgren, R.A. 2009. A review of vegetated buffers and meta-analysis of their mitigation efficacy in reducing nonpoint source pollution. *Journal of Environmental Quality* 39, p. 76-84.
- Zimmer, D., Kahle, P., Baum, C. 2016. Loss of soil phosphorus by tile drains during storm events. *Agricultural and Water Management* 167, p. 21-28.