

VPLYV AKTUÁLNEHO STAVU VETROLAMU NA VYBRANÉ PÔDNE VLASTNOSTI VO VETROLAME A NA PRIĽAHLEJ ORNEJ PÔDE

THE INFLUENCE OF WINDBREAK STATE ON SELECTED SOIL PROPERTIES ON ADJACENT ARABLE LAND IN AN AREA AT RISK OF EROSION

**GABRIELA TOMÁŠOVÁ¹⁾✉ - NIKOLA ŽIŽLAVSKÁ²⁾ - ZDENĚK PATOČKA²⁾ - TOMÁŠ VICHTA¹⁾ - PAVEL SAMEC^{1,3)}
- ALEŠ BAJER¹⁾ - ANNA TIŠLEROVÁ²⁾ - LADISLAV HOLÍK¹⁾**

¹⁾*Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Ústav geologie a pedologie, Zemědělská 3, 613 00 Brno, Czech Republic*

²⁾*Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Ústav hospodářské úpravy lesů a aplikované geoinformatiky, Zemědělská 3, 613 00 Brno, Czech Republic*

³⁾*Ústav výzkumu globální změny AV ČR, v. v. i., Bělidla 986/4a, 603 00 Brno, Czech Republic*

✉ e-mail: gabriela.tomasova@mendelu.cz

ORCID: G. Tomášová 0000-0002-9882-0829
N. Žižlavská 0000-0001-9384-930X
Z. Patočka 0000-0002-0950-7700
T. Vichta 0000-0002-4970-002X

P. Samec 0000-0002-8152-1603
A. Bajer 0000-0001-6809-3723
A. Tišlerová 0000-0002-2396-3817
L. Holík 0000-0002-2357-9487

ABSTRACT

Factors such as poor management of target tree species, planting regime and location, along with ongoing climate change, have the potential to reduce shelterbelt functionality and affect the physical and chemical properties of soil. In this study, we compared soil texture and carbon and nitrogen at 0–10 and 10–20 cm within and on the windward and leeward sides of an established windbreak. Windbreak soils typically had lower carbon and nitrogen levels than the surrounding arable soil, and also showed a higher proportion of sand (1.5–2.0 mm) than arable land, especially at 0–10 cm. Differences in windbreak soil textural differentiation were more significant at 10–20 cm, especially on the windward side, which showed a higher proportion of finer particles (< 0.002 mm and 0.002–0.01 mm) than the leeward side. The proportion of sand in arable soil increased gradually, however, from the outer boundary of the windrow to the furthest sampling point. Our results showed that soil properties close to the windbreak and within the windbreak itself are highly responsive to windbreak permeability and tree planting management, with possible negative implications for local ecosystems.

For more information see Summary at the end of the article.

Kľúčové slová: polnohospodárska krajina; vetrolamy; pôdny uhlík; pôdna erózia; pôdny dusík; textúra pôdy

Key words: agricultural landscape; windbreaks; soil carbon; soil erosion; soil nitrogen; soil texture

ÚVOD

Poľnohospodárska krajina je tvorená mozaikou krajinných prvkov ako sú lesy, lúky, vetrolamy, rybníky a stromoradia (PETIT, USHER 1998; DIEKÖTTER et al. 2008; O'MARA 2012; ASSIS et al. 2023). Hlavným účelom výsadby vetrolamov bola ochrana poľnohospodárskej pôdy proti veternej erózii (ZACHAR 1984) k vytvoreniu biotopov pre voľne žijúce zvieratá a k zvýšeniu poľnohospodárskych výnosov (BAKKER, DAVIS 1995; CLEUGH 1998). S industrializáciou spoločnosti počas ve-decko-technickej revolúcii sa začalo nepretržité znižovanie rozmanitosti a rozsahu poloprirodňých prvkov (STRIJKER 2005), čím ich výskyt nadobúda čoraz väčší význam z hľadiska ekologických, biologických a pôdoochranných funkcií (BAUDRY et al. 2000; TRNKA 2000; POD-

HRÁZSKÁ et al. 2008). Líniové prvky v krajine tvoria tak nezastupiteľnú funkciu najmä v čase extrémnych udalostí (CLEUGH 1998; BAUDRY et al. 2000) vytváraním mikroklimatických ostrovčekov a pri zlepšovaní stability krajiny (PETIT, BUREL 1998). Zdravotný stav a funkčnosť týchto prvkov v krajine napomáha k mitigácii veternej erózie najmä v rovinatých reliéfoch v teplých a vysychajúcich oblastiach (BORRELLI et al. 2014; DOLEŽAL et al. 2017; PODHRÁZSKÁ et al. 2021). Poškodenie poľnohospodárskej pôdy veteranou eróziou je najvýraznejšie urýchlované absenciou trvalej zelene, spôsobom využitia krajiny a klimatickou zmenou (BORRELLI et al. 2014; DOLEŽAL et al. 2017; PODHRÁZSKÁ et al. 2021). Zmena vlastností pôdy je vo veľkej miere ovplyvnená i jej zhubnením, kedy dochádza k jej deformácií (BAKKER, DAVIS 1995;

HÅKANSSON, LIPIEC 2000), a tak k priamemu ovplyvneniu fyzikálnych (HÅKANSSON, LIPIEC 2000), nepriamemu ovplyvneniu chemických a biologických (REINTAM et al. 2009) vlastnosti pôdy. Pri zmene využívania pôdy, tzn. od prirodzených lesov alebo trvalých trávnatých porastov až po kultivované polnohospodárske pôdy, dochádza k znižovaniu biodiverzity, ale i množstvu organického uhlíka a dusíka v pôde (MURTY et al. 2002; EASAC 2018). Súvisí to s agroekologickými podmienkami, ktoré môžu prispieť k ochrane pôdy a ovzdušia (HATANO, LIPIEC 2004), najmä prítomnosťou rastlinných zbytkov, znižením výparu a elimináciou pôdnej erózie v nižších hľbkach pôdy (VOGELER et al. 2009; KHALEDIAN et al. 2010). Zistovanie pôdných charakteristik v podmienkach pôdných kultúr, ale i v rámci krajinných prvkov, napr. vetrolamov, ktoré v krajine slúžia ako účelové fragmenty lesných biocenóz, je preto dôležité z hľadiska aktuálneho stavu prírodných podmienok (BLAŽEJOVÁ, ŠTYKAR 2019).

Preto našim hlavným cieľom bolo: 1) porozumieť vzájomnému vzťahu vetrolamu a prilahlej ornej pôdy na základe vybraných pôdnich vlastností v dvoch hľbkach: 0–10 cm a 10–20 cm a vo vzdialosti 6 a 36 m od vonkajšej hranice vetrolamu; 2) na základe vybraných parametrov hodnotiacich funkčnosť vetrolamu vysvetliť, do akej miery sa môže aktuálny stav prvkmu podieľať na rozdieloch v zrnitosti, množstve N a C vo vetrolame a na ornej pôde.

MATERIÁL A METODIKA

Študovaná oblasť

Vetrolam sa nachádza v katastrálnom území Hrušky (48.801N, 16.951E), 8 km od mesta Břeclav v Juhomoravskom kraji na území Českej republiky (obr. 1A). Záujmové územie je v nadmorskej výške 175 m n. m s priemernou ročnou teplotou 10,8 °C, priemernými ročnými zrážkami 538 mm, charakterizovanou klimatickou oblasťou T5 (teplá, veľmi suchá s miernou zimou) s prevládajúcim smerom vetra SV, JV a J. (VONDRAKOVÁ et al. 2013). Vybraná časť vetrolamu, tzn. 270 m s prilahlou ornou pôdou má celkom 2 ha a patrí do sústavy na seba nadávajúcich vetrolamov v dĺžke cca 4,5 km, založených v 60. rokoch 20. storočia. Vetrolam svojimi parametrami reprezentuje vetrolamy v Dolnomoravskom úvale (PODHRÁZSKÁ et al. 2008). Na polnohospodárskej pôde sa v roku 2021 pestovala pšenica ozi-mina a v roku 2022 kukurica na zrno. Šírka vetrolamu sa pohybuje v rozmedzí od 6 m do 15 m s výškou porastu drevín do 12 m. Pri jeho zakladaní bola zvolená kombinácia drevín dlhovekých (dub, lípa, orech) a krátkovekých alebo rýchlorastúcich (topol). V súčasnosti vetrolam tvoria dospelé dreviny, kríkové a bylinné poschodie. Najväčšie zastúpenie drevinovej skladby tvorí dub letný (*Quercus robur* L.), lípa malolistá (*Tilia cordata* Mill.), javor jaseňolistý (*Acer negundo* L.), orech čierny (*Juglans nigra* L.) s jediným výskytom bresta hrabolistého (*Ulmus minor* Mill.), topola čierneho (*Populus nigra* L.) a javora mliečneho (*Acer platanoides* L.) (BLAŽEJOVÁ et al. 2020). Podľa hodnotenia zdravotného stavu drevín a pripustnosti segmentov danej drevinovej skladobu, vnútornou štruktúrou z roku 2020, bola časť študovaného vetrolamu vyhodnotená nasledovne: zdravotný stav je mierne narušený až priemerný s dokonalým až medzernatým zápojom (tab. 1). Zdravotný stav je do veľkej miery ovplyvnený vysokým podielom chradnúcich topoľov a zastúpením javora jaseňolistého, ale taktiež i výskyтом dlhovekých listnáčov, ktoré na druhej strane pozitívne ovplyvňujú funkčnosť a zdravotný stav vetrolamu, čím sa zachoval pôvodný design výsadby (BLAŽEJOVÁ et al. 2020).

Záujmové katastrálne územie je z veľkej časti využívané na polnohospodárske účely (77 %), tzn. orná pôda, najmä na pestovanie polných kultúr ako je repka, slnečnica, kukurica a pšenica. Len malú časť záujmového územia tvoria vinice (9 %), ovocné sady (2 %) a lesné pozemky (1 %), medzi ktoré sú zaradené i vetrolamy.

Geologické podložie je tvorené sladkovodnými a brackými sedimentmi z obdobia treťohôr s prevahou piesčito-slienitých ilov. Medzi najviac zastúpené typy pôdy patrí černozem s jediným výskytom fluvizeme (BLAŽEJOVÁ 2008).

Experimentálny dizajn

Odbor pôdnich vzoriek prebiehal v jeseni 2021 a 2022 pomocou fyzikálnych valčekov z vybranej časti vetrolamu a z prilahlej ornej pôdy prostredníctvom transektov, keď orná pôda nebola krytá kultúrnou plodinou (obr. 1B). V skúmanom území bolo vytýčených 22 odberné miest, z ktorých 12 sa nachádzalo na ornej pôde a 10 vo vetrolame. Z každého odberného miesta boli odobraté dve sady pôdnich vzoriek (fyzikálny valček a zmesný vzoreček) z dvoch hĺbok (0–10 cm a 10–20 cm), čo celkovo predstavovalo 44 vzoriek. Priestorové rozmiestnenie odberného miest zostało nezmenené aj v rokoch 2021 a 2022, čím sa zabezpečila medziročná porovnatelnosť získaných údajov. Transekti boli umiestnené v závislosti od terénnych podmienok s rozstupom 30 m, čo umožnilo zachytiť variabilitu študovaného vetrolamu a zohľadniť smer prevládajúceho vetra. Pre každý transekt (A, B, C) boli navrhnuté dve odberné miesta vo vetrolame, so vzdialenosťou medzi nimi 2,5–3 m podla šírky vetrolamu, pre zovšeobecnenie priestorovej heterogenity. Ďalšie odberné miesta boli umiestnené na ornej pôde 6 m a 36 m od vonkajšej hranice vetrolamu. Transekt „C“ boli vedené cez vetrolam, náveterou a záveterou stranou vetrolamu a transekty „A“ a „B“ viedli cez vetrolam a záveterou stranou vetrolamu, pričom pre transekt „A“ odberné miesta vo vzdialosti 36 m odpovedali rovnakým odberným miestam v 6 a 36 m transektu „B“ situovaných na ornej pôde.

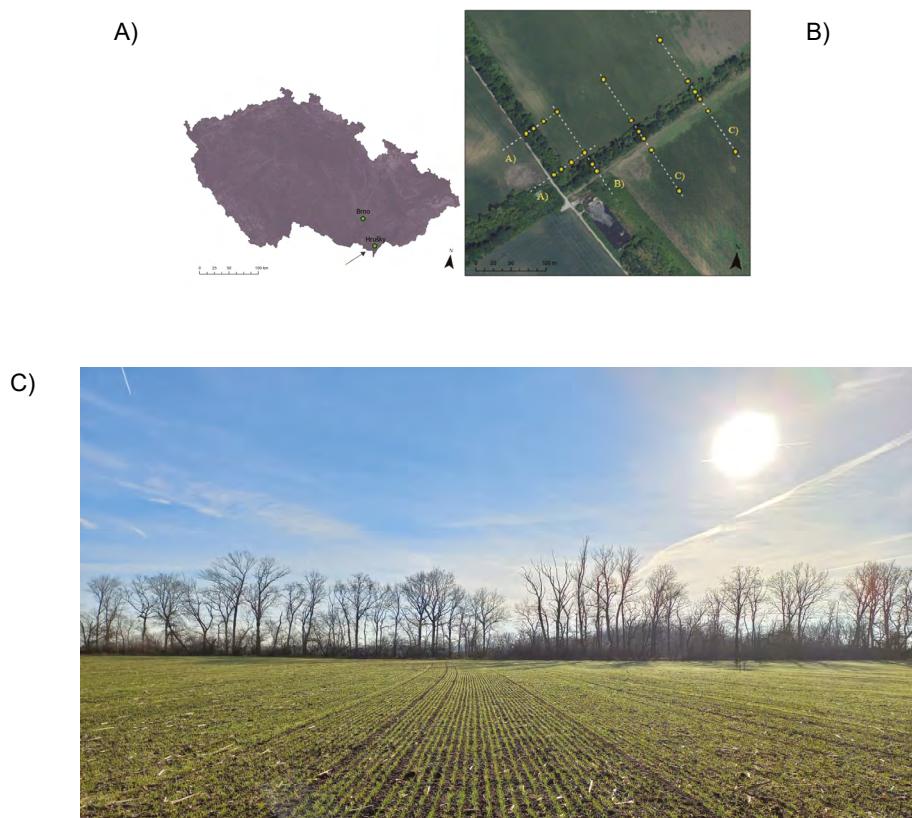
Laboratórne analýzy

Z terénneho šetrenia boli získané porušené a neporušené pôdnich vzoriek z dvoch hĺbok, pričom pre každú z vybraných analýz boli uskutočnené dve opakovania. Tieto vzorky boli použité na stanovenie textúrnej diferenciácie pôdy laserovou difrakciou podľa Lisá (2016), k stanoveniu celkového množstva uhlíka (C) a celkového množstva dusíka (N). K stanoveniu textúrnej diferenciácie vzorky pôdy boli vysušené na 105 °C, preosiate cez 2 mm sito a dispergované v KOH (Lisá 2016). Meranie sa uskutočnilo na prístroji Malvern Mastersizer 3000; laserovým analyzátorom veľkosti častic s hodnotami % objemu. Do 500 ml Hydro LV počas nepretržitej cirkulácie destilovanej vody bola napipetovaná vzorka, ktorá namerané zatemnenie nedosiahlo minimálnu hodnotu 10 %. Pre každú vzorku pôdy sa uskutočnili opakovane merania zdanlivej PSD s aplikáciou 10-sekundového ultrazvuku. Jedno meranie trvalo približne 2 minúty, rýchlosť čerpadla zostala počas tejto doby konštantná na 2000 ot./min.

V rámci textúrnej diferenciácie pôdy bola použitá klasifikácia podľa USDA na základe definovaných hraníc piesku (>0,05 mm), prachu (0,002–0,05 mm) a flu (<0,002 mm). Zároveň, zo získaných pôdnich vzoriek bola časť pôdy vysušená na 40 °C a preosiate cez 2 mm sito na stanovenie obsahu (C) a (N). Meranie sa uskutočnilo Dumasovou spálovacou metódou na organickom elementárnom analyzátori Vario Macro Cube (Elementar Germany).

Príprava dát a štatistická analýza

Výsledky boli vyhodnotené v Tibco Statistica. Bola použitá ANOVA s vnoreným dizajnom a post-hoc Tukey HSD testom pre nerovnaké vzorky v skupinách. Taktiež boli použité analýzy homogénnych skupín, kde bol použitý Kruskal-Walis test a následné mnohonásobné porovnanie.

**Obr. 1.**

A) Približná poloha skúmaného územia: údolie Dolnej Moravy, Juhomoravský kraj, Česká republika; B) Experimentálny návrh: bodkované čiary = náveterne a záveterne transekty situované kolmo na os vetrolamu (označené A, B a C); žlté body = odberné miesta (2x vo vnútri vetroľamu, ostatné miesta 6 m a 36 m od vetroľamu); C) Študovaná časť vetroľamu a ornej pôdy v záujmovom území Hrušky.

Fig. 1.

A) Approximate location of the study area: Lower Morava Valley, South Moravian Region, Czech Republic; B) Experimental design: dotted lines = windward and leeward transects situated perpendicular to the windbreak axis (marked A, B and C); yellow points = sampling points (2x inside windbreak, other sites 6 m and 36 m from the windbreak); C) Studied part of the windbreak and arable land in the Hrušky area of interest.

Tab. 1.

Stupnica hodnotenia zdravotného stavu stromov a prieplustnosti segmentov vetroľamov (BLAŽEJOVÁ et al. 2020)
Scale for evaluating tree health status and permeability of windbreak segments (BLAŽEJOVÁ et al. 2020)

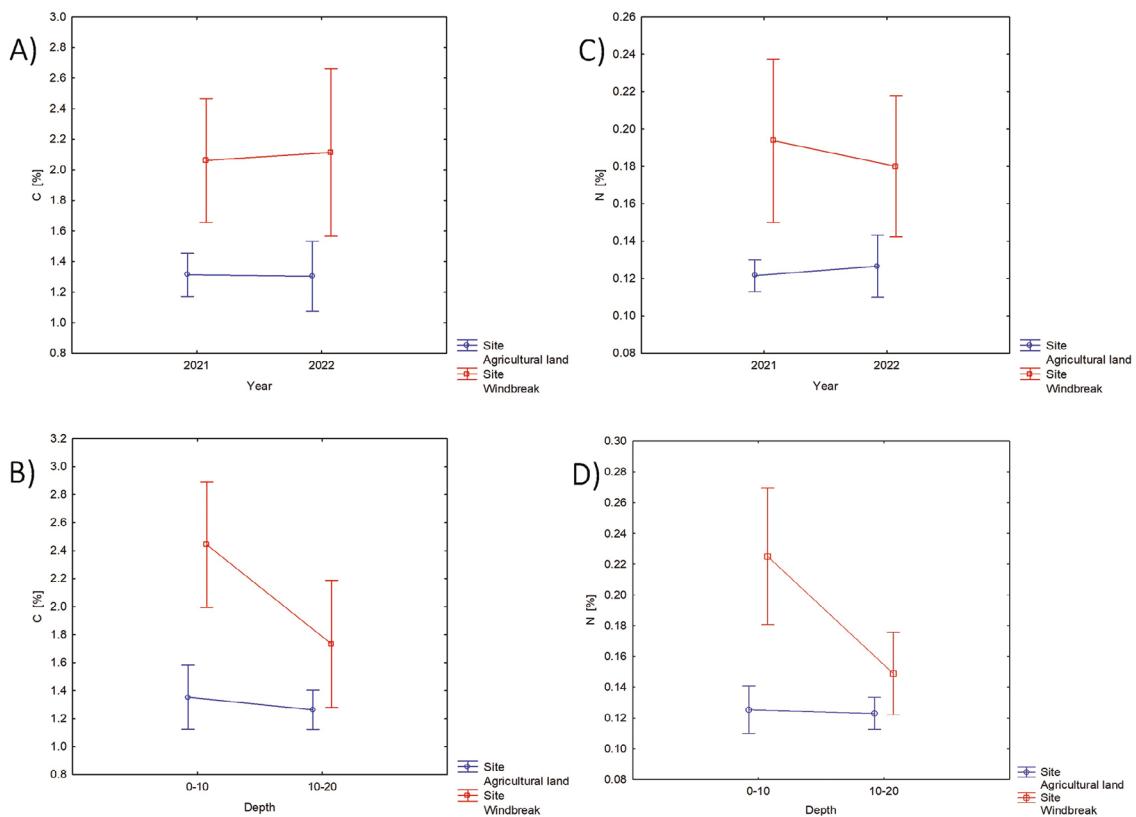
Číselné označenie/ Number	Zdravotný stav/ Health conditions	Prieplustnosť (vertikálny zápoj)/ Permeability (vertical canopy)
1	Vyhovujúci/Satisfactory	Plne zapojený až prehustený zápoj/ Fully closed canopy (90–100%)
2	Mierne narušený/ Slightly disturbed	Dokonalý zápoj až medzernatý/ Closed with small gaps (70–90%)
3	Priemerný/Average	Defoliácia, medzernatý zápoj/ More canopy opening, defoliation (50–70%)
4	Prevažne nevyhovujúci/ Mostly disturbed	Presychajúci, neolistený alebo úplne bez hornej etáže/ High defoliation, permanent canopy opening (20–50%)
5	Úplne nevyhovujúci – nevhodný, väčšina drevín presychá alebo je suchá/ Unhealthy, mostly dead trees	Presychajúci, neolistnené alebo úplne bez hornej etáže/ Permanent high defoliation, no upper story (0–20%)

VÝSLEDKY

V roku 2021 a 2022 sme zaznamenali signifikantné rozdiely v zastúpení uhlíka (obr. 2A, 2B) a dusíka (obr. 2C, 2D; tab. 2) medzi vetrolamami a príahlou poľnohospodárskou pôdou, najmä v hĺbke 0–10 a 10–20 cm. Ako významné boli potvrdené i rozdiely v zastúpení C medzi náveterou a záveterou stranou vetrolamu (obr. 3A; tab. 2), kde na záveternej strane vetrolamu bolo preukázané nižšie množstvo uhlíka na rozdiel od náveternej strany, kde hodnoty boli totožné s hodnotami vo vetrolame. Vo vetrolame v hĺbke 0–10 cm bola prevaža frakcie od 1,5–2 mm (hlinito-piesočnatá frakcia), ktorá bola zastúpená i vo vzdialosti 6 m od hranice vetrolamu na náveternej aj záveternej strane vetrolamu (obr. 3B; tab. 2). Zároveň s pribúdajúcou vzdialenosťou od 6 m hranice vetrolamu až k hranici 36 m sa postupne navyšoval podiel frakcie od 0,03–0,05 mm (prachová frakcia) (obr. 4A). Rozdiely v zrnitostnej diferenciácii vplyvom vetrolamu boli v hĺbke 0–10 cm pri frakciách < 0,002 a 0,002 až 0,01 mm, kedy 6 m pred vetrolamom a 6 m za ním bolo nájdené vyššie zastúpenie jemnejších frakcií ako vo vetrolame a v oboch vzdialostiach 36 m (obr. 4A). Zároveň vplyv vetrolamu v hĺbke 10–20 cm sa prejavil štatisticky významnejšie ako v hĺbke 0–10 cm na zrnitostné rozdelenie okolo vetrolamov, avšak s podobnou zrnitostnou diferenciáciou, najmä zvýšením jemných frakcií (< 0,002 mm a 0,002–0,01 mm) na záveternej strane vetrolamu (obr. 4A, 4B).

DISKUSIA

Priepustnosť a umiestnenie vetrolamu vo poľnohospodárskej krajinе má vplyv na textúru pôdy a na množstvo uhlíka a dusíka vo vetrolame a na príahlou ornej pôde (HÅKANSSON, LIPIEC 2000; MURTY et al. 2002; REINTAM et al. 2009; EASAC 2018). Zachytávanie a ukladanie pôdnich častic vo vetrolame a v jeho okolí bolo potvrdené rozdielmi v textúrnej diferenciácii medzi vetrolamom a ornou pôdou, najmä s pribúdajúcou vzdialenosťou od vonkajšej hranice vetrolomu, ale bez rozdielov na dobu šetrenia. Zároveň, významné rozdiely v množstve uhlíka a dusíka boli taktiež zistené pri porovnaní pôdy z vetrolamom a z príahlou ornej pôdy a i medzi obdobiami (jeseň 2021 a 2022). Potvrdzuje to, že súčasný stav študovanej časti vetrolamu ovplyvňuje množstvo uhlíka a dusíka vo vetrolame a na príahlou ornej pôde a prispieva k zachytávaniu unášaných častic vetrom, tzn. k mitigácii veternej erózie. Súbor faktorov ako je dĺžka, šírka, umiestnenie v krajinе, zdravotný stav jednotlivých drevín, ale i priepustnosť vegetačného prvku je preto klúčová pre správne fungovanie vetrolamu pri spomalení rýchlosťi vetra, najmä v oblastiach ohrozených veterou eróziou a k fixácii piesku (ZHANG et al. 2018).



Obr. 2.

Stredné hodnoty percentuálneho zastúpenia uhlíka a ich 95% interval spoľahlivosti. A) vetrolam a orná pôda v jeseni 2021 a 2022; B) vetrolam a orná pôda v ornici (0–10 cm a 10–20 cm) a podiel celkového dusíka (%) v C) orná pôda a pôda vo vetrolame na jesenn 2021 a 2022 a D) vetrolam a orná pôda v ornici (0–10 cm a 10–20 cm); body = medián, stĺpce = štandardná odchýlka

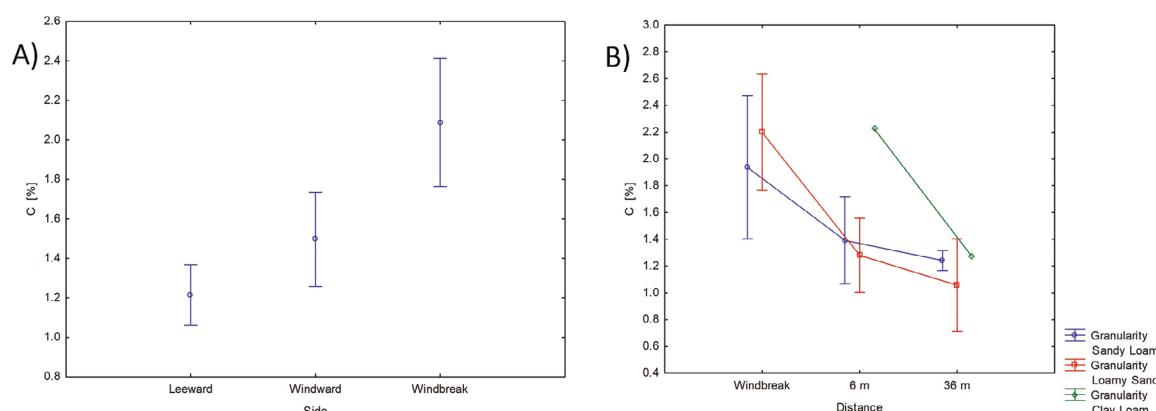
Fig. 2.

Mean values of the percentage of carbon and their 95% confidence interval. A) windbreak and arable soils for autumn 2021 and 2022; B) windbreak and arable soils (in 0–10 cm and 10–20 cm), and proportion of total nitrogen (%) in C) arable and windbreak soils in autumn 2021 and 2022, and D) windbreak and arable soils in (0–10 cm and 10–20 cm); points = median, bars = standard deviation

Vplyv vonkajších faktorov prostredia na pôdnú textúru vo vetrolame a na ornej pôde

Najvyšší podiel frakcie 1,5–2 mm sme zaznamenali v hĺbke 0–10 cm vo vetrolame, rovnako ako uvádzajú i ZHANG et al. (2018), pričom s príbudejúcou vzdialenosťou od hranice vetrolamu najmä vo vzdialosti od 6 m sa tento podiel frakcie postupne znižoval. Podobné zistenie uvádzajú i WU (2003), ktorého zistenia s predchádzajúcimi výskumami len potvrdzujú, že veterná erózia je významný fyzikálny proces, pri ktorom dochádza k unášaniu častic piesku najmä pri povrchu a až 90 % pieskového materiálu sa koncentruje v rozmedzí od 0–10 cm, čo je v súlade i s našimi výsledkami. Taktiež sme pozorovali, že vo

vzdialnosti od 6–36 m od vetrolamu bol vyšší obsah prachovej frakcie v rozsahu od 0,03 do 0,05 mm. Tento efekt bol rovnaký v jeseni 2021 a 2022, na náveternej aj záveternej strane vetrolamu. Čo mohlo byť do veľkej miery ovplyvnené prieplustnosťou vetrolamu, ktorá vo vybranej časti vetrolamu je v rozmedzí od 50 % do 90 % (BLAŽEJOVÁ et al. 2020), pričom optimálna prieplustnosť vetrolamu, podľa TORSZIČI et al. (2020), ktorí zisťovali účinnosť 14-radového vetrolamu, kde zaznamenali v porovnaní s našou prácou vyšší obsah piesku len na náveternej strane vetrolamu, je 39 %. Aby bola dosiahnutá najlepšia účinnosť a funkčnosť vetrolamov, podľa CHANG (2021) by prieplustnosť vetrolamu mala byť v rozmedzí 40–60 %. Celkový transport sedimentov bol ovplyvnený i jednotlivými drevinami, najmä dospelými

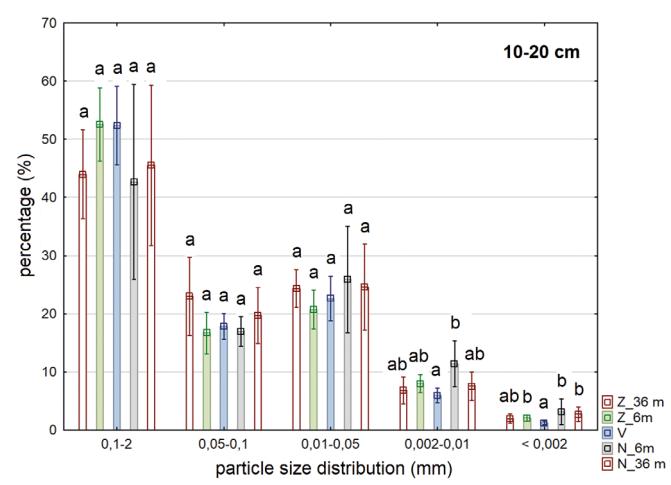
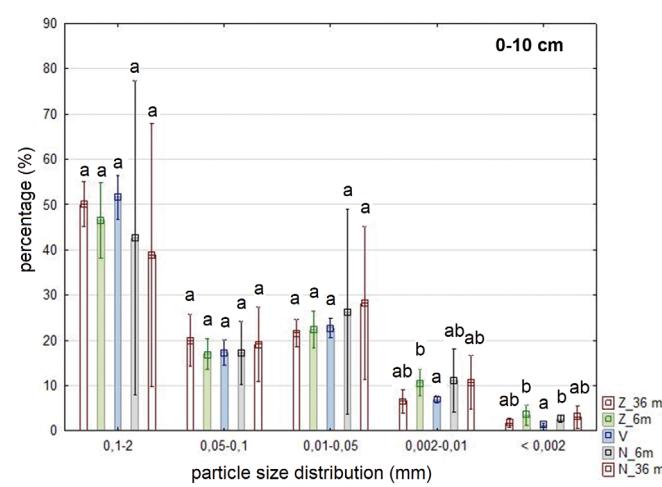


Obr. 3.

A) Stredné hodnoty percentuálneho zastúpenia uhlíka a ich 95% interval spoloahlivosťi na záveternej a náveternej pôde a v pôde vo vetrolame; body = medián, stĺpce = štandardná odchýlka; B) Zrnitosť pôdy v rámci vetrolamu a vo vzdialosti 6 m a 36 m kolmo od vetrolamu; body = priemer, stĺpce = 95% interval spoloahlivosťi

Fig. 3.

A) Mean values of the percentage of carbon and their 95% confidence interval in leeward and windward soils and in windbreak soil; points = median, bars = standard deviation; B) Soil granularity within the windbreak and at 6 m and 36 m perpendicular from the windbreak; points = means, bars = 95% confidence intervals



Obr. 4.

Distribúcia veľkosti častic (mm) v A) ornici (0–10 cm) a B) (10–20 cm), zobrazujúca podiel (%) jemných frakcií pri 6 m (zelená/sivá) a 36 m (červená /hnedá) náveternej (Z) a záveternej (N) strane vetrolamu (V, modrá). Kruskall-Wallis; body = medián, stĺpce = štandardná odchýlka

Fig. 4.

Particle size distribution (mm) in A) (0–10 cm) and B) (10–20 cm), showing the proportion (%) of fine fractions at 6 m (green/grey) and 36 m (red/brown) on the windward (Z) and leeward (N) sides of the windbreak (V, blue). Kruskall-Wallis; points = median, bars = standard deviation

Tab. 2.

Výsledky post-hoc Tukey HSD testov pre nevyrovnané vzorky v skupinách. Proporcia celkového uhlíka (%) A) vo vetrolame a ornej pôde v jeseni 2021 a 2022 (pozri obr. 2A), B) vo vetrolame a ornej pôde v hĺbkach 0–10 cm a 10–20 cm (pozri obr. 2B); proporcia celkového dusíka (%) C) na ornej pôde vo vetrolame na jesenn 2021 a 2022 (pozri obr. 2C) a D) vo vetrolame a ornej pôde v hĺbkach 0–10 cm a 10–20 cm (pozri obr. 2D) a E) vo vetrolame a na ornej pôde na náveternej a záveternej strane vetrolamu (pozri obr. 3A); F) zrnitosť pôdy vo vetrolame a 6 a 36 m od vetrolamu (pozri obr. 3B). Približné pravdepodobnosti so signifikantnými hodnotami označenými hviezdičkami, * p < 0,05, ** p < 0,01, *** p < 0,001.

Results for post-hoc Tukey HSD tests for unequal samples in groups. Proportion of total carbon (%) in A) windbreak and arable soils in autumn 2021 and 2022 (see Fig. 2A), B) windbreak and arable soils at 0–10 cm and 10–20 cm depth (see Fig. 2B); proportion of total nitrogen (%) in C) arable and windbreak soils in autumn 2021 and 2022 (see Fig. 2C), and D) windbreak and arable soils at 0–10 cm and 10–20 cm depth (see Fig. 2D); and E) windbreak soil and windward and leeward arable soils (see Fig. 3A); F) soil granularity within the windbreak and 6 and 36 m from the windbreak (see Fig. 3B). Approximate probabilities with significant values marked with asterisks, * p < 0.05, ** p < 0.01, *** p < 0.001.

A)

Pozícia/Site	Rok/Year	Orná pôda/ Arable land 2021	Vetrolam/ Windbreak 2021	Orná pôda/ Arable land 2022	Vetrolam/ Windbreak 2022
Orná pôda/Arable land	2021		0,0105*	0,9999	0,0053**
Vetrolam/Windbreak	2021	0,0105*		0,0092**	0,9960
Orná pôda/Arable land	2022	0,9999	0,0093**		0,0047**
Vetrolam/Windbreak	2022	0,005392	0,996016	0,004709	

B)

Pozícia/Site	Hĺka/Depth	Orná pôda/Arable land 0–10	Orná pôda/Arable land 10–20	Vetrolam/Windbreak 0–10	Vetrolam/Windbreak 10–20
Orná pôda/Arable land	0–10		0,9745	0,0002***	0,3705
Orná pôda/Arable land	10–20	0,9748		0,0002***	0,1927
Vetrolam/Windbreak	0–10	0,0002***	0,0002***		0,0168*
Vetrolam/Windbreak	10–20	0,3705	0,1927	0,0168*	

C)

Rok/Year	Pozícia/Site	Orná pôda/Arable land 2021	Vetrolam/Windbreak 2021	Orná pôda/Arable land 2022	Vetrolam/Windbreak 2022
2021	Orná pôda/Arable land		0,0016**	0,990913	0,0141*
2021	Vetrolam/Windbreak	0,0016**		0,0036**	0,8862
2022	Orná pôda/Arable land	0,9909	0,0036**		0,0296*
2022	Vetrolam/Windbreak	0,0140*	0,8862	0,0296*	

D)

Pozícia/Site	Hĺka/Depth	Orná pôda/Arable land 0–10	Orná pôda/Arable land 10–20	Vetrolam/Windbreak 0–10	Vetrolam/Windbreak 10–20
Orná pôda/Arable land	0–10		0,9991	0,0002***	0,5974
Orná pôda/Arable land	10–20	0,9991		0,0002***	0,5176
Vetrolam/Windbreak	0–10	0,0002***	0,0002***		0,0008***
Vetrolam/Windbreak	10–20	0,5974	0,5176	0,0008***	

E)

Strana/Site	Záveterňa/Leeward	Náveterňa/Windward	Vetrolam/Windbreak
Záveterňa/Leeward		0,5366	0,0001***
Náveterňa/Windward	0,5366		0,0703
Vetrolam/Windbreak	0,0001***	0,0703	

Tab. 2. – Pokračovanie

F)

Odborné miesto/ Sample point	Pôdny druh/ Soil type	Vetrolam/ Windbreak Sandy Loam	Vetrolam/ Windbreak Loamy Sand	6 m Piesočnato-hlinitá/ Sandy Loam	6 m Hlinito-piesočnatá/ Loamy Sand	6 m Ílovito-hlinitá/ Clay Loam	36 m Piesočnato-hlinitá/ Sandy Loam	36 m Hlinitý piesok/ Loamy Sand	36 m Ílovito-hlinitá/Clay Loam
Vetrolam/ Windbreak	Piesočnato-hlinitá/ Sandy Loam		0,9695	0,4015	0,5086	0,9999	0,1886	0,7055	0,9983
Vetrolam/ Windbreak	Hlinito-piesočnatá/ Loamy Sand	0,9695		0,0447*	0,1227	1,0000	0,0163*	0,3832	0,9871
6 m	Piesočnato-hlinitá/ Sandy Loam	0,4015	0,0448*		0,9999	0,9931	0,9994	0,9983	1,0000
6 m	Hlinito-piesočnatá/ Loamy Sand	0,5086	0,1227	0,9999		0,9855	1,0000	0,9999	1,0000
6 m	Ílovito-hlinitá/ Clay Loam	0,9999	1,0000	0,9931	0,9855		0,9817	0,9529	0,9848
36 m	Piesočnato-hlinitá/ Sandy Loam	0,1886	0,0163*	0,9994	1,0000	0,9817		0,9999	1,0000
36 m	Hlinito-piesočnatá/ Loamy Sand	0,7055	0,3832	0,9983	0,9999	0,9529	0,9999		0,9999
36 m	Ílovito-hlinitá/ Clay Loam	0,9984	0,9871	1,0000	1,0000	0,9848	1,0000	0,9999	

jedincami, ktoré svojou rozložitou korunou prispievajú k väčej vzdialnosti medzi sebou. Kým v mladom veku tvoria hustý zápoj, s príbudejúcim vekom však dreviny postupne starnú a v dôsledku obmedzenia vodných a pôdných zdrojov (CONDIT et al. 2000) dochádza k zníženiu pokrytia a tvorbe tzv. uličiek. Na vzniku "uličiek" sa tak podielajú väčšie rozostupy medzi drevinami, ktoré najmä počas silného prúdenia vetra vyvolávajú určitý "efekt kanálov", čo spôsobuje zrýchlenie prúdenia medzi drevinami a k tvorbe predĺžených eróznych žľabov na oboch stranach vetrolamu (WASSON, HYDE 1983; CHENG et al. 2020), a tak k zníženiu fixácie piesku (WASSON, HYDE 1983; TORSHIZI et al. 2020), čo by vysvetlilo vyšší obsah jemných frakcií (< 0,002 mm a 0,002–0,01mm) v hlbke 10–20 cm na náveternej strane vetrolamu v študovanom území.

Môžeme tak zhrnúť, že na jednej strane rozdiely v textúrnej diferenciácii mohli byť ovplyvnené aktuálnym stavom vetrolamu, kde študovaná časť vetrolamu je na niektorých miestach tvorená takmer dokonálym zápojom, čo spôsobuje nízkú prieplustnosť vetra a vyššiu spotrebu veternej energie, a tým i nižšiu rýchlosť vetra na záveternej strane. Taktiež môže produkovať aj turbulentnejšiu intenzitu, čo prispieva k malej vzdialnosti úkrytov (WU et al. 2013). Na druhej strane, malá časť študovaného vetrolamu je tvorená medzerami kvôli chradnúcim drevinám a vyššie spomínaným "uličkám". K rozdielom v textúrnej diferenciácii mohlo prispieť i zhutnenie pôdy, kedy dochádza k ovplyvneniu vlastností pôdy, a to najmä textúry pôdy a množstva organickej hmoty v pôde (HETTIARATCHI 1987). Pôda s prevahou hrubšej textúry je menej náhylná na zhutnenie vplyvom zaťaženia, na rozdiel od pôd s jemnejšou štruktúrou pôdy, kde šírenie stresu je viacsmerné (ELLIES et al. 2000). Vyšší podiel frakcie 0,03–0,05 mm na polnohospodárskej pôde mohol byť ovplyvnený i rýchlosťou vetra, prostredníctvom topografie. Kedže na rovinatých svahoch dochádza k menšiemu zníženiu

niu rýchlosťi vetra, rozdiely v štruktúre a zložení vegetácie v rôznych výškach terénu môžu nepriamo ovplyvňovať účinnosť zachytávania a fixácie piesku (LI N. et al. 2015; LI C. et al. 2021; LI J. et al. 2021; LI R. et al. 2021).

Mnohé doposiaľ publikované práce (WOOD, EDWARDS 1992; SONG et al. 2021 a iný), rovnako ako i naše výsledky, zdôrazňujú potrebu vhodných líniových vegetačných prvkov v polnohospodárskej krajinе; napr. s použitím vetrolamov so strednou prieplustnosťou (CHANG et al. 2021), ktoré tak prispievajú svojou funkčnosťou nie len k ochrane pôdy v samotných prvkoch, ale aj ich okolia, kde ich vplyv najmä proti zrýchlenej veternej erózii môže byť na náveternej strane do 10- a na záveternej strane 20–25-násobku výšky porastu (PODHRÁZSKÁ, DUFKOVÁ 2005), ale i zvolením vhodného spôsobu hospodárenia (BAKKER, DAVIS 1995; HÅKANSSON, LIPIEC 2000; TORBERT et al. 2001).

Vplyv aktuálneho stavu vetrolamu a spôsobu hospodárenia na množstvo uhlíka a dusíka v pôde

Nižšie množstvo dusíka v hlbke 0–10 cm na polnohospodárskej pôde voči vetrolamu v obidvoch rokoch riešenia možno vysvetliť použitím systémom obrábania pôdy (TORBERT et al. 2001), kde krátkodobé množstvo dusíka môže byť spôsobené pomalým odpočinkom rastlin; humifikácia, pri obmedzenom premiešavaní pôdy kultivátorom (GILLIAM et al. 1987), ale i aplikáciou N hnojiva do pôdy (KEENEY 1982). Zároveň, cieľom optimalizácie a využívania dusíka v agroekologických podmienkach (klíma, fyzikálne a chemické vlastnosti pôdy) je snaha k obmedzeniu strát dusíka zo životného prostredia (HIREL et al. 2011; HABBIB et al. 2016). Obmedzenie straty dusíka účinkom vetrolamu potvrdili i naše výsledky, kde % množstvo dusíka

bolo signifikantne vyšie vo vetrolame na rozdiel od poľnohospodárskej pôdy, a to najmä v hĺbke 0–10 cm a menej, ale výrazne v hĺbke 10–20 cm. BALL et al. (2000) uvádzajú, že odolnosť pôdy voči degradácii je ovplyvnená i podmienkami prostredia, typom pôdy, druhom organickej hmoty, pomerom C/N, zastúpením C a N v pôde a stupňa odolnosti voči rozkladu. ZOMER et al. (2016) zdôrazňuje dôležitosť úlohu stromového porastu pri ukladaní uhlíka na poľnohospodárskej pôde na národnej, regionálnej a globálnej úrovni. Podobné výsledky uviedli ZOMER et al. (2022), kde uvádzajú, že zvýšením pokrytie stromov nie viac ako o 10 %, napr. doplnením stromov na hraniciach polí, pozdĺž cest by výrazne prispelo v rozpätí 10 rokov k ukladaniu uhlíka bez výrazných zmien existujúcich poľnohospodárskych postupov. Taktiež uvádzajú, že k zvýšeniu nadzemnej a podzemnej biomasy uhlíka by prispelo prijatie agrolesníctva, ktoré systematicky zvyšuje stromové pokrytie a kontroluje stav erózie. LI N. et al. (2015) zistili, že poškodená vegetácia ovplyvňuje schopnosť sekvestrácie uhlíka a účinnosť vetrolamu, čím by aktuálny zdravotný stav študovaného vetrolamu „mierne narušený až priemerný s dokonalým až medzernatým (voľným) zápojom“ mohol vysvetliť rozdiely v zastúpení uhlíka pre obidve obdobia, medzi vetrolamom a poľnohospodárskou pôdou, ale i pre hĺbku 0–10 cm. Zároveň sme pozorovali, že najviac podobné množstvo uhlíka bolo na náveternej strane vetrolamu a vo vetrolame, a žiadne zmeny v zastúpení uhlíka sme nepozorovali v hĺbke 10–20 cm. Taktiež to mohlo byť podporené výskytom pôdnego typu „černozem“ v záujmovom území, ktorý sa do hĺbky 20 cm nemení, spoločne s použitým systémom obrábania pôdy, pri ktorom dochádza k homogenizácii pôdy (WOOD, EDWARDS 1992).

ZÁVER

Vetrolamy vo poľnohospodárskej krajine vytvárajú stabilné prostredie proti degradačným účinkom vetra a vody, ktoré prispievajú k zmene fyzikálnych a chemických vlastností pôdy, napr. odnosom pôdných častic a zmenami v množstve uhlíka a dusíka. Nevhodné pestovateľské zásahy, sukcesia, klimatická zmena, ale i nevhodná drevinová skladba môžu znížiť funkčnosť vetrolamu, čo vedie k väčším rozostupom medzi drevinami a tvorbe „uličiek“, ktoré ovplyvňujú zachytávanie a ukladanie pôdných častic vo vetrolame a na prílalej ornej pôde.

V tejto štúdie sme zaznamenali zvýšený výskyt hrubších frakcií piesku (1,5–2,0 mm) v rámci vetrolamu a zvýšený podiel jemnejších frakcií pôdy (< 0,002 a 0,002–0,01 mm) v hĺbke 10–20 cm na ornej pôde na oboch stranách vetrolamu, najmä na náveternej strane. Prevaha jemných frakcií (0,03–0,05 mm) sa však ďalej od vetrolamu znižovala, pričom sa zmenila z prevahy flovito-piesčitých frakcií vo vzdialosti 6 m od vetrolamu na prevahu piesčito-flovitých častic vo vzdialosti 36 m. Taktiež sme zaznamenali výrazne nižší obsah uhlíka a dusíka v pôde v hĺbke 0–10 cm vo vnútri vetrolamu v porovnaní s pôdou na náveternej a záveternej strane vetrolamu.

Preto porozumieť aktuálnemu stavu vetrolamu vo vzťahu k pôdnym vlastnostiam v čase môže poslúžiť užívateľovi pri navrhovaní opatrení k zlepšeniu zdravotného stavu vetrolamu napr. formou pestovateľských zásahov „prerezávok“, odstránením chradnúcich drevín, čím by sa uvoľnil priestor pre nálet alebo novú výsadbu cieľových drevín k zabezpečeniu optimálnej prieplustnosti prvkmu, zvýšeniu jeho funkčnosti, ale i pri navrhovaní osevných postupov.

Podakovanie:

Štúdia bola podporená prostredníctvom Internej grantovej agentúry Mendelovej univerzity v Brne, grant no. IGA-LDF-22-IP-026.

LITERATÚRA

- ASSIS J.C., HOHLENWERGER C., METZGER J.P., RHODES J.R., DUARTE G.T., DA SILVA R.A., BOESING A.L., PRIST P.R., RIBEIRO M.C. 2023. Linking landscape structure and ecosystem service flow. *Ecosystem Services*, 62: 101535. DOI: 10.1016/j.ecoser.2023.101535
- BAKKER D.M., DAVIS R.J. 1995. Soil deformation observations in a vertisol under field traffic. *Soil Research*, 33 (5): 817–832. DOI: 10.1071/SR9950817
- BALL B.C., CAMPBELL D.J. HUNTER E.A. 2000. Soil compactibility in relation to physical and organic properties at 156 sites in UK. *Soil and Tillage Research*, 57 (1–2): 83–91. DOI: 10.1016/S0167-1987(00)00145-8
- BAUDRY J., BUNCE R.G.H., BUREL F. 2000. Hedgerows: an international perspective on their origin, function and management. *Journal of Environmental Management*, 60 (1): 7–22. DOI: 10.1006/jema.2000.0358
- BLAŽEJOVÁ M. 2008. Analýza a hodnocení hospodaření zemědělského podniku zaměřeného na rostlinnou produkci. Diplomová práce. Brno, Mendelova univerzita v Brně: 92 s.
- BLAŽEJOVÁ A., ŠTYKAR J. 2019. Srovnání průběhu vlhkosti půdy ve vetrolamu a na orné půdě v k.ú. Hrušky, Dolnomoravský úval. In: Salaš, P. (ed): Rostliny v suchých podmírkách a klimatická změna. Lednice 23.– 24. 10. 2019. Zahradnictví, vědecká příloha. ISSN 1213-7596
- BLAŽEJOVÁ A., PÁSTOR M., MARTÍNÍK A. 2020. Stav a funkčnosť vetrolamu-příkladová studie z Jižní Moravy. *Reports of Forestry Research – Zprávy lesnického výzkumu*, 65 (1): 20–27.
- BORRELLI P., PANAGOS P., BALLABIO C., LUGATO E., WEYNANTS M., MONTANARELLA L. 2014. Towards a pan-European assessment of land susceptibility to wind erosion. *Land Degradation & Development*, 27 (4): 1093–1105. DOI: 10.1002/ladr.2318
- CLEUGH H.A. 1998. Effects of windbreaks on airflow, microclimates and crop yields. *Agroforestry Systems*, 41: 55–84. DOI: 10.1023/A:1006019805109
- CONDIT R., ASHTON P.S., BAKER P., BUNYAVEJCHEWIN S., GUNATILLEKE S., GUNATILLEKE N., HUBBELL S.P., FOSTER R.B., ITOH A., LAFRANKIE J.V., LEE H.S., LOSOS E., MANOKARAN N., SUKUMAR R., YAMAKURA T. 2000. Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. *Science*, 288 (5470): 1414–1418. DOI: 10.1126/science.288.5470.1414
- DIEKÖTTER T., BILLETER R., CRIST T.O. 2008. Effects of landscape connectivity on the spatial distribution of insect diversity in agricultural mosaic landscapes. *Basic and Applied Ecology*, 9 (3): 298–307. DOI: 10.1016/j.baae.2007.03.003
- DOLEŽAL P. et al. 2017. Řízení rizika větrné eroze. Certifikovaná metodika. Brno, VÚMOP. Certifikační organ: SPU, číslo osvědčení:2/2017 SPU/O.
- EASAC. 2018. Opportunities for soil sustainability in Europe. EASAC Policy report 36. German National Academy of Sciences Leopoldina. Dostupné z/Avaliable on: <https://easac.eu/publications/details/opportunities-for-soil-sustainability-in-europe>
- ELLIES S.A., SMITH R.R., CUEVAS B.J., DÖRNER F.J., PRÖSCHLE T.A. 2000. Effect of moisture and transit frequency on stress distribution on different soils. *Agro Sur*, 28 (2): 60–68. DOI: 10.4206/agrosur.2000.v28n2-08

- GILLIAM J.W., HOYT G.D., LOGAN T., DAVIDSON J., BAKER J., OVERCASH M. 1987. Effect of conservation tillage on fate and transport of nitrogen. In: Logan, T.J. (ed.): Effects of conservation tillage on groundwater quality. Nitrates and pesticides. Chelsea, Lewis Publishers: 217–240.
- HABBIB H., VERZEAUX, J., NIVELLE E., ROGER D., LACOUX J., CATTEROU M., HIREL B., DUBOIS F., TÉTU T. 2016. Conversion to no-till improves maize nitrogen use efficiency in a continuous cover cropping system. *PLOS one*, 11 (10): e0164234. DOI: 10.1371/journal.pone.0164234
- HÅKANSSON I., LIPIEC J. 2000. A review of the usefulness of relative bulk density values in studies of soil structure and compaction. *Soil and Tillage Research*, 53 (2): 71–85. DOI: 10.1016/S0167-1987(99)00095-1
- HATANO R., LIPIEC J. 2004. Effects of land use and cultural practices on greenhouse gas fluxes in soil. *Acta Agrophysica*, 6 (109): 51 s. *Rozpravy i Monografie* 2004 (6).
- HETTIARATCHI D.R.P. 1987. A critical state soil mechanics model for agricultural soils. *Soil Use and Management*, 3 (3): 94–105. DOI: 10.1111/j.1475-2743.1987.tb00718.x
- HIREL B., TÉTU T., LEA P.J., DUBOIS F. 2011. Improving nitrogen use efficiency in crops for sustainable agriculture. *Sustainability*, 3 (9): 1452–1485. DOI: 10.3390/su3091452
- CHANG X., SUN L., YU X., LIU Z., JIA G., WANG Y., ZHU X. 2021. Windbreak efficiency in controlling wind erosion and particulate matter concentrations from farmlands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 308: 107269. DOI: 10.1016/j.agee.2020.107269
- CHENG H., LIU C., ZOU X., LI H., KANG L., LIU B., LI J. 2020. Wind erosion rate for vegetated soil cover: a prediction model based on surface shear strength. *Catena*, 187: 104398. DOI: 10.1016/j.catena.2019.104398
- KEENEY D.R. 1982. Nitrogen – availability indices. In: Page, A.L. et al. (eds.): Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. Madison, American Society of Agronomy: 711–733.
- KHALEDIAN M.R., MAILHOL J. C., RUELLE P., MUBARAK I., PERRET S. 2010. The impacts of direct seeding into mulch on the energy balance of crop production system in the SE of France. *Soil and Tillage Research*, 106 (2): 218–226. DOI: 10.1016/j.still.2009.10.002
- LI C., FU B., WANG S., STRINGER L.C., WANG Y., LI Z., LIU Y., ZHOU W. 2021. Drivers and impacts of changes in China's drylands. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2 (12): 858–873. DOI: 10.1038/s43017-021-00226-z
- LI J., LIANG J., WU Y., YIN S., YANG Z., HU Z. 2021. Quantitative evaluation of ecological cumulative effect in mining area using a pixel-based time series model of ecosystem service value. *Ecological Indicators*, 120: 106873. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106873
- LI N., YAN C.Z., XIE J.L. 2015. Remote sensing monitoring recent rapid increase of coal mining activity of an important energy base in northern China, a case study of Mu Us Sandy Land. *Resources, Conservation and Recycling*, 94: 129–135. DOI: 10.1016/j.resconrec.2014.11.010
- LI R., ZHENG H., O'CONNOR P., XU H., LI Y., LU F., ROBINSON B.E., OUYANG Z., HAI Y., DAILY G.C. 2021. Time and space catch up with restoration programs that ignore ecosystem service trade-offs. *Science Advances*, 7 (14): eabf8650. DOI: 10.1126/sciadv.abf8650
- LISÁ L. 2016. Jevy a procesy v neživé prirodě v kontextu vývoje současné krajiny a archeologického záznamu. [Habilitation thesis]. Brno, Masarykova univerzita v Brně.
- MURTY D., KIRSCHBAUM M.U.F., McMURTRIE R.E., MCGILVRAY H. 2002. Does conversion of forest to agriculture land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. *Global Change Biology*, 8 (2): 105–123. DOI: 10.1046/j.1354-1013.2001.00459.x
- O'MARA F.P. 2012. The role of grasslands in food security and climate change. *Annals of botany*, 110 (6): 1263–1270. DOI: 10.1093/aob/mcs209
- PETIT S., BUREL F. 1998. Effects of landscape dynamics on the metapopulation of a ground beetle (Coleoptera, Carabidae) in a hedgerow network. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 69: 243–252. DOI: 10.1016/S0167-8809(98)00111-X
- PETIT S., USHER M.B. 1998. Biodiversity in agricultural landscapes: the ground beetle communities of woody uncultivated habitats. *Biodiversity & Conservation*, 7: 1549–1561. DOI: 10.1023/A:1008875403868
- PODHRÁZSKÁ J., DUFKOVÁ J. 2005. Protierozní ochrana pôdy. Brno, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita: 95 s.
- PODHRÁZSKÁ J. et al. 2008. Optimalizace funkcií větrolamů v zemědělské krajině. Metodika. Praha, Brno, VÚMOP: 51, 24 s. ISBN 978-80-904027-1-3
- PODHRÁZSKÁ J. et al. 2021. Zakládání a údržba větrolamů ve zhoršených pedoklimatických podmínkách. Certifikovaná metodika. Brno, VÚMOP: 62 s.
- REINTAM E., TRŮKMANN K., KUHT J., NUGIS E., EDESÍ L., ASTOVER A., NOORMETS M., KAUER K., KREBSTEIN K., RANNIK K. 2009. Soil compaction effects on soil bulk density and penetration resistance and growth of spring barley (*Hordeum vulgare* L.). *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & Plant Science*, 59 (3): 265–272. DOI: 10.1080/09064710802030070
- SONG Q., GAO X., DU H., LEI J., LI S., LI S. 2021. Cultivation impacts on soil texture during oasis expansion in Xinjiang, Northwest China: Wind erosion effects. *Aeolian Research*, 50: 100646. DOI: 10.1016/j.aeolia.2020.100646
- STRIJKER D. 2005. Marginal lands in Europe – causes of decline. *Basic and Applied Ecology*, 6 (2): 99–106. DOI: 10.1016/j.baae.2005.01.001
- TORBERT H.A., POTTER K.N., MORRISON J.E. 2001. Tillage system, fertilizer nitrogen rate, and timing effect on corn yields in the Texas Blackland Prairie. *Agronomy Journal*, 93 (5): 1119–1124. DOI: 10.2134/agronj2001.9351119x
- TORSHIZI M.R., MIRI A., SHAHRIARI A., DONG Z., DAVIDSON-ARNOTT R. 2020. The effectiveness of a multi-row *Tamarix* windbreak in reducing aeolian erosion and sediment flux, Niatak area, Iran. *Journal of Environmental Management*, 265: 110486. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.110486
- TRNKA P. 2000. Ekologická a estetický význam liniové zeleně v krajine – větrolamy a živé ploty. In: Obnova liniové zeleně v krajine. Sborník přednášek ze semináře konaného 8. června 2000. Brno, MZLU v Brně: 80–87.
- VOGELER I., ROGASIK J., FUNDER U., PANTEN K., SCHNUG E. 2009. Effect of tillage systems and P-fertilization on soil physical and chemical properties, crop yield and nutrient uptake. *Soil and Tillage Research*, 103: 137–143. DOI: 10.1016/j.still.2008.10.004

- VONDRAKOVÁ A., VÁVRA A., VOŽENÍLEK V. 2013. Climatic regions of the Czech Republic. *Journal of Maps*, 9 (3): 425–430. DOI: 10.1080/17445647.2013.800827
- WASSON R.J., HYDE R. 1983. Factors determining desert dune type. *Nature*, 304 (5924): 337–339. <https://doi.org/10.1038/309092b0>
- WOOD C.W., EDWARDS J.H. 1992. Agroecosystem management effects on soil carbon and nitrogen. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 39 (3–4): 123–138. DOI: 10.1016/0167-8809(92)90048-G
- WU T., YU M., WANG G., WANG Z., DUAN X., DONG Y., CHENG X. 2013. Effects of stand structure on wind speed reduction in a *Metasequoia glyptostroboides* shelterbelt. *Agroforestry Systems*, 87 (2): 251–257. DOI:10.1007/s10457-012-9540-6
- WU Z. 2003. Aeolian geomorphology and sand controlling engineering. Beijing, Science Press: 139–181.
- ZACHAR D. 1984. Erosion and other destructive phenomena. *Developments in Agricultural and Managed Forest Ecology*, 14: 185–233. DOI: 10.1016/B978-0-444-99613-8.50008-7
- ZHANG H., FAN J., CAO W., ZHONG H., HARRIS W., GONG G., ZHANG Y. 2018. Changes in multiple ecosystem services between 2000 and 2013 and their driving factors in the Grazing Withdrawal Program, China. *Ecological Engineering*, 116: 67–79. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2018.02.028
- ZHANG H. 1994. Organic matter incorporation affects mechanical properties of soil aggregates. *Soil and Tillage Research*, 31(2–3): 263–275. DOI: 10.1016/0167-1987(94)90085-X
- ZOMER R.J., NEUFELDT H., XU J., AHRENDS A., BOSSIO D., TRABUCCO A., VAN NOORDWIJK M., WANG M. 2016. Global tree cover and biomass carbon on agricultural land: The contribution of agroforestry to global and national carbon budgets. *Scientific Reports*, 6 (1): 2998. DOI: 10.1038/srep29987
- ZOMER R.J., BOSSIO D.A., TRABUCCO A., YUANJIIE L., GUPTA D.C., SINGH V.P. 2022. Global tree cover and biomass carbon on agricultural land: The contribution of agroforestry to climate change mitigation. *Global Change Biology*, 28 (16): 5746–5761. DOI: 10.1111/gcb.16313

THE INFLUENCE OF WINDBREAK STATE ON SELECTED SOIL PROPERTIES ON ADJACENT ARABLE LAND IN AN AREA AT RISK OF EROSION

SUMMARY

The agricultural landscape represents a complex ecosystem comprising a mosaic of diverse landscape elements such as forests, meadows, windbreaks, ponds, and tree alleys. Windbreaks, as essential linear features, play a pivotal role in protecting agricultural soils, creating habitats, and supporting biodiversity. Their function extends beyond mitigating the adverse effects of wind erosion, encompassing the stabilization of microclimatic conditions that positively influence adjacent soil environments. However, the degradation and damage of these features due to inappropriate management practices, successional overgrowth, or climate change disrupt their ecological functions and lead to declining soil quality.

Our analysis highlighted the importance of windbreaks in relation to the physical and chemical soil properties. The results demonstrated an increased proportion of coarser sand fractions (1.5–2.0 mm) (Fig. 3B; Tab. 2) within the windbreak, whereas the adjacent arable soil exhibited a higher proportion of fine fractions (<0.002 mm) (Fig. 4A). This phenomenon was most pronounced at a depth of 10–20 cm on the windward side. With increasing distance from the windbreak, we observed a gradual shift in soil texture, where the dominance of fine clay fractions diminished. Furthermore, the windbreak showed lower levels of organic carbon and nitrogen in the surface layer (0–10 cm) compared to the windward and leeward sides of the adjacent arable soil. These findings emphasize the role of windbreaks in influencing soil distribution patterns and nutrient retention (Fig. 2; Fig. 3).

Soil, as an integral component of agroecosystems, plays a critical role in maintaining carbon and nitrogen cycles, directly affecting its fertility and ecological stability. Organic carbon is essential for the formation of soil aggregates, water retention, and overall structural stability. Nitrogen, as a fundamental nutrient, promotes plant growth; however, its loss through erosion and leaching constitutes a significant environmental challenge. The presence of vegetation within windbreaks contributes to nutrient retention in the soil profile and minimizes the impacts of erosional processes. Moreover, windbreaks enhance sediment retention and reduce the transport of contaminants, which is crucial for maintaining the quality of surface and groundwater resources.

Our study underscores the necessity of targeted management strategies for windbreaks. Measures such as thinning, removal of declining trees, and the restorative planting of species-appropriate vegetation can improve their ecological functionality. These interventions should be integrated with well-designed cropping systems, including the selection of suitable crops, optimal planting densities, and the application of advanced agricultural technologies. Such comprehensive management practices not only support long-term soil sustainability but also contribute to mitigating the adverse effects of climate change by preserving essential ecosystem services.

In conclusion, windbreaks serve an irreplaceable role in safeguarding agricultural soils and maintaining ecological equilibrium. Their significance extends beyond reducing wind erosion to encompass nutrient preservation, biodiversity promotion, and the enhancement of soil microclimatic conditions. Systematic monitoring and evidence-based management of windbreaks are crucial for ensuring their functionality.

Future research should focus on exploring the long-term impacts of different management approaches on windbreak efficacy and their role in supporting climate-resilient agricultural systems. The full potential of windbreaks can be only applied through interdisciplinary collaboration, integrating soil science, landscape ecology, and sustainable farming practices. Therefore, it is imperative to optimize their management, systematically assess their impact, and leverage their ecological benefits to enhance both agricultural productivity and environmental conservation.

Zasláno/Received: 10. 07. 2024

Přijato do tisku/Accepted: 18. 12. 2024