

ACIDIFIKACE A REGENERACE LESNÍCH PŮD V ČESKÉ REPUBLICE

ACIDIFICATION AND REGENERATION OF FOREST SOILS IN THE CZECH REPUBLIC

JAN PECHÁČEK ✉ - DUŠAN VAVŘÍČEK - JANA ČERMÁKOVÁ

Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem, Pobočka Brno, Vrázova 1, 616 00 Brno - Žabovřesky, Czech Republic✉ e-mail: Pechacek.Jan@uhul.cz

ABSTRACT

Acidification of forest soils is a natural process, but it is amplified by anthropogenic factors. Forest soil regeneration is a very long and slow action, which is conditioned by the weathering rate and impact of forest management. Data from forest-site plots and from the national forest inventory were used to assess the development of pH/H₂O in forest soils in the Czech Republic. The results of our survey suggest that not only higher positions (>700 m a.s.l.) but also middle (400–700 m a.s.l.) and lower positions (<400 m a.s.l.) were affected by significant acidification. A significant increase in the concentration of hydrogen ions was found throughout the soil profile. From the beginning of the 1990s to 2010, a very slight and gradual trend of regeneration of the soil environment was found in the forest soils of the Czech Republic. After 2010, this trend is stagnant. The increase in soil pH/H₂O reached only a few tenths of a degree and was found in the A horizons as well as in the B and C horizons. The data also show that in positions above 700 m a.s.l., the trend of soil environment regeneration is significantly slower compared to lower positions.

[For more information see Summary at the end of the article.](#)

Klíčová slova: pH/H₂O; acidifikace; regenerace; lesní půdy; výšková pásma; půdní horizonty

Key words: pH/H₂O; acidification; regeneration; forest soils; altitude zones; soil horizons

ÚVOD

Acidifikace lesních půd v České republice (ČR) je nepochybně akcelerována antropogenními faktory (VAŠÁT et al. 2015). Výrazně k ní přispívá odvoz dřevní biomasy z lesa, čímž dochází k odnětí velkého množství živin z biochemických cyklů. Efekt tohoto vlivu je v současnosti zesilován trendem odstranění nejen kmenů, ale i nehroubí či dokonce podzemní biomasy (kořenů), tedy částí akumulujících největší množství bazických kationů. Jejich odvozem dochází k vynětí desítek nebo možná i stovek kg vápníku, hořčíku, draslíku i ostatních kationů na ha (MACHAVA 2001; ŠRÁMEK et al. 2021). Půdní reakce lesních půd v ČR je také nesporně ovlivněna změnou přirozené druhové skladby ve prospěch jehličnatých dřevin, zejména smrku ztepilého. Jeho acidifikační vliv na svrchní půdní vrstvy byl doložen v mnoha studiích (PODRÁZSKÝ, VIEWEGH 2005; FABIÁNEK et al. 2009; MENŠÍK et al. 2010). POKORNÝ (1985) dokonce uvádí, že smrkový opad může acidifikovat svrchní půdní vrstvy již během 1 či 2 generací.

Nicméně, ve středních a níže ležících půdních vrstvách je acidifikace obecně připisována spíše efektu kyselé depozice ze znečištěného ovzduší (POKORNÝ 1985). Zvýšená depozice kyselých komponentů do půdního prostředí vlivem antropogenních aktivit se datuje již od poloviny 19. století. Vstup okyselujících sloučenin, zejména oxidů síry a dusíku na našem území vyvrcholil v průběhu 70. až 80. let minulého století (HŮNOVÁ et al. 2014). V oblasti Mostecké pánve bylo díky vysoké koncentraci tepelných (uhelných) elektráren a teplárenských podniků produkováno pravděpodobně nejvyšší množství emisí SO₂ a NO₂ na světě (HRUŠKA, CIENCALA 2003). Po výrazné socioekonomické změně v roce 1989 byl na našem území zaznamenán enormní pokles depozice okyselujících sloučenin, jako přímý důsledek odsíření hlavních zdrojů znečištění (KOPÁČEK, VESELÝ 2005; MOLDAŇ, HAK 2007; VAŠÁT et al. 2015).

Navzdory výraznému snížení vymývání bazických kationů z půdního prostředí je proces regenerace půdního prostředí velmi dlouhodobý

a pozvolný, omezený pomalými zvětrávacími procesy a výše popsanými efekty lesnického managementu (HRUŠKA et al. 2002). Změny pH lesních půd pod antropogenní zátěží a scénáře budoucího vývoje jsou nejčastěji posuzovány s využitím biogeochemických acidifikačních modelů, které se však vyznačují omezeným vstupem skutečných půdních dat (KRÁM, BISHOP 2001; HRUŠKA, KRÁM 2003; MALEK et al. 2005; VAŠÁT et al. 2015). Přesnější vyhodnocení pak přináší studie založené na srovnání datových sad s velkými časovými odstupy, nicméně takovýchto publikací je již méně (HÉDL, REJŠEK 2007; HÉDL et al. 2011). Ze zahraničních studií lze citovat například HALLBÄCKEN, TAMM (1986a, 1986b) – Švédsko, AHOKAS (1997) – Finsko, DE SCHRIJVER et al. (2006) – Belgie či OULEHLE et al. (2010) – Ukrajinské Karpaty. Přes nesporný přínos jsou tyto studie zatíženy různými metodickými nedostatky (relativně malé oblasti s nízkým imisním zatížením, nepřímá porovnání, odběry svrchních půdních vrstev atd.).

Cílem tohoto článku je: a) na základě opakovaných měření vyhodnotit na vybraných lokalitách vývoj pH, b) na základě jednorázových půdních odběrů provést rekonstrukci vývoje pH lesních půd ČR od padesátých let minulého století až po současnost.

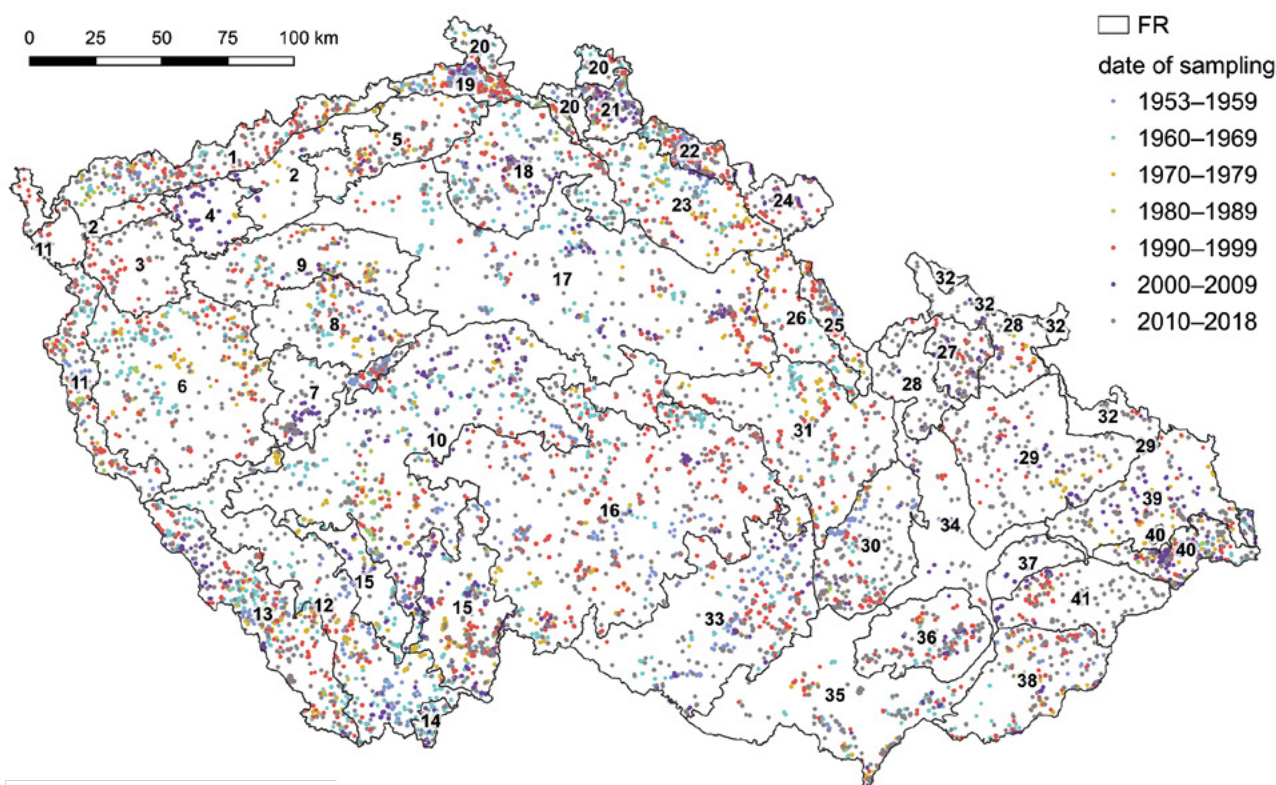
Změny koncentrace vodíkových ionů budou vyhodnoceny s ohledem na nadmořskou výšku (výšková pásma: <400 m n. m., 400–700 m n. m., >700 m n. m.) a na půdní hloubku (A horizonty, B horizonty, C horizonty).

MATERIÁL A METODIKA

Pedologický a typologický průzkum ploch

V našem experimentu jsou zahrnuta data ze dvou typů výzkumných ploch. Plochy byly zakládány na lesních půdách ČR, šetření prováděli pracovníci Ústavu pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem (ÚHÚL). Lesnicko-typologické plochy (LTP) jsou zakládány od počátku 50. let minulého století do současnosti. Prvořadým cílem této sítě je zajištění podkladů pro zhotovení charakteristik lesních typů. Jednotlivé plochy byly vybrány tak, aby vhodně reprezentovaly daný lesní typ (vysvětlení termínu viz URL[1]), grid sítě nebyl určen. Inventarizační plochy (IP) byly zakládány v rámci Národní inventarizace lesa. Tyto plochy jsou v ČR rovnoměrně rozmístěny, každá z nich je umístěna ve čtverci 4*4 km na principu náhodného výběru. Šetření na těchto plochách probíhalo od roku 2011 do roku 2018.

Četnost všech výzkumných ploch v členění dle doby šetření a přírodních podmínek udává tab. 1. Lokalizaci výzkumných ploch v členění dle data odběru pak udává obr. 1. Distribuce obou typů výzkumných ploch se vyznačuje reprezentativností v rámci přírodních podmínek ČR, patrná je i rovnoměrnost v plošném rozmístění. Ze zpracování byly vyřazeny plochy, na kterých bylo dle mapových podkladů ÚHÚL prokázáno plošné vápnění či hnojení. Půdní sondy na LTP byly umís-



Obr. 1. Rozmístění výzkumných ploch v členění dle období odběru půdních vzorků. Linie s číslicemi značí přírodní lesní oblasti (FR); date of sampling – období odběru

Fig. 1. Distribution of research plots according to the period of soil sampling. The numbered lines indicate forest regions (FR)

Tab. 1.

Počet vyvzorkovaných výzkumných ploch v členění dle období odběru a cílového hospodářského souboru. CHS – cílový hospodářský soubor (vysvětlení termínu viz URL [2])
 Number of sampled soil profiles sorted by sampling period and management set of forest stands. TMS – Target management unit (Czech forest management unit)

CHS/TMS od/from do/to	Počet vyvzorkovaných půdních profilů v jednotlivých obdobích/Number of sampled soil profiles in individual periods																			celkem/ total	
	1953	1955	1960	1964	1969	1970	1974	1979	1980	1984	1989	1990	1994	1999	2000	2004	2009	2010	2014		2015
1	1	23	17	17	17	8	8	5	2	2	3	16	29	14	33	46	22	22	22	22	236
2	1	15	3	5	4	4	2	2	6	6	2	13	12	13	1	13	1	13	10	10	100
3	0	5	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	1	0	0	0	0	0	0	13
13	0	16	43	38	24	24	13	13	25	25	23	72	32	23	28	60	28	60	43	43	440
19	0	10	7	18	14	14	5	5	0	0	2	12	28	2	13	55	13	55	34	34	200
21	2	27	15	21	13	13	11	11	1	1	2	21	27	14	20	42	20	42	25	25	241
23	2	18	38	41	35	35	8	8	4	4	6	38	42	15	12	72	12	72	55	55	386
25	5	42	61	63	35	35	23	23	7	7	8	57	70	27	56	109	56	109	62	62	625
27	0	2	14	7	12	12	6	6	0	0	2	20	15	6	20	14	20	14	12	12	130
29	1	7	12	7	7	7	3	3	0	0	0	5	13	8	12	49	12	49	13	13	137
39	0	3	7	4	4	3	0	0	0	0	0	3	4	6	7	5	7	5	5	5	47
41	4	44	33	32	26	26	11	11	7	7	11	50	60	22	24	81	24	81	51	51	456
43	3	111	96	99	57	57	41	41	25	25	38	116	132	25	40	151	40	151	146	146	1080
45	16	114	106	76	81	81	54	54	22	22	42	147	170	38	74	305	74	305	211	211	1456
47	2	72	68	31	49	49	26	26	3	3	13	51	69	21	47	97	47	97	88	88	637
51	3	49	16	26	23	23	6	6	5	5	5	36	38	21	55	47	55	47	47	47	377
53	6	118	64	95	41	41	26	26	43	43	42	114	124	32	20	146	20	146	124	124	995
55	1	65	29	40	24	24	15	15	12	12	16	60	84	17	64	126	64	126	114	114	667
57	0	88	43	64	35	35	12	12	14	14	13	55	78	19	23	69	23	69	60	60	573
59	0	19	25	21	13	13	5	5	2	2	2	19	14	9	13	19	13	19	12	12	173
71	0	8	4	1	3	3	1	1	2	2	1	5	4	3	0	3	0	3	5	5	40
73	0	16	5	20	6	6	10	10	4	4	4	19	17	4	1	22	1	22	15	15	143
75	0	2	1	5	0	0	0	0	1	1	1	1	2	1	0	2	0	2	1	1	17
77	0	5	3	20	1	1	6	6	1	1	2	3	8	3	2	5	2	5	4	4	63
79	0	11	6	20	7	7	4	4	7	7	4	11	4	5	1	11	1	11	5	5	96
celkem/ total	47	890	718	771	521	521	293	293	193	193	242	944	1081	349	566	1549	566	1549	1164	1164	9328

těny vždy v reprezentativní části, zatímco půdní sondy na IP byly umístěny ve vzdálenosti 16,62 m na jih od středu plochy. Půdní sondy byly vyhloubeny až po substrátové horizonty, případně přechodové horizonty (BC). Taxonomická klasifikace byla provedena v souladu se soudobými klasifikačními systémy (HOUBA, PLÍVA 1976; MACKŮ, VOKOUN 1996; VOKOUN et al. 2002; NĚMEČEK et al. 2011). Na každé ploše byla provedena lesnická typologická klasifikace dle lesnického typologického klasifikačního systému ÚHŮL (PLÍVA 1987). Půdní vzorky byly odebírány ze všech organominerálních a minerálních půdních horizontů. Na čele půdní sondy byl z reprezentativní části horizontu odebrán vždy jeden půdní vzorek. V případě výskytu horizontu s mocností nad 40 cm byly odebrány vzorky dva.

Laboratorní analýzy

Vzorky byly analyzovány v pedologické laboratoři ÚHŮL Brandýs nad Labem. Půdní reakce aktivní (pH/H₂O) byla stanovena ve směsi půdy s H₂O v poměru 1/2,5. Množství H⁺ ionů bylo měřeno pomocí pH metru. V rozmezí 1953–1983 byl využíván pH metr s kalomelovou a chinhydrónovou elektrodou, od roku 1984 až po současnost je využíván pH metr s kombinovanou skleněnou elektrodou. Pseudototální Ca byl již od počátku měření extrahován v 20% HCl. Jeho obsah byl do roku 1983 zjišťován chelatometrií, od roku 1983 metodou FAAS. Titrační výměnná kapacita (suma volného Al³⁺ a výměnného H⁺) byla zjišťována od počátku měření ve výluhu 1M KCl. Do roku 1983 byl používán titrátor s chinhydrónovou a kalomelovou elektrodou, od roku 1983 se přešlo na titrátor se skleněnou elektrodou. Obsah volného Al³⁺ byl vypočten jako rozdíl stanovení titrační výměnné kapacity a výměnného H⁺.

Statistické zpracování

K posouzení vývoje pH/H₂O (dále jen pH) dle opakovaných odběrů byla z celkového souboru ploch (tab. 1) vyfiltrována data z lesnicko-typologických ploch, které byly opakovaně vzorkovány s větším časovým odstupem. V rámci přípravy dat byly naměřené hodnoty tříděny dle data odběru do těchto skupin: (1) 50. vs. 70. léta, (2) 50. vs. 90. léta, (3) 60. vs. 90. léta, (4) 80. léta vs. 1. dekáda nového milénia, (5) 1998–1999 vs. 2010. Počty ploch v každé sadě jsou uvedeny ve výsledkové části. Uvnitř těchto skupin byly dále naměřené hodnoty tříděny v souladu s Taxonomickým klasifikačním systémem půd ČR (NĚMEČEK et al. 2011) dle těchto kritérií: (1) A horizonty, zahrnující různé druhy organominerálních povrchových horizontů; (2) B horizonty, zahrnující různé druhy horizontů podpovrchových: eluviální, kambické, spodičké, luvické a glejové horizonty; (3) C horizonty, zahrnující různé druhy substrátových horizontů včetně horizontů přechodových (např. BC, BtC). K porovnání skupin byl využit Wilcoxonův test pro párová pozorování (LEPŠ, ŠMILAUER 2016).

K rekonstrukci vývoje pH dle vážených průměrů byla využita data ze všech výzkumných ploch. Před statistickým zpracováním byla data opatřena těmito grupovacími faktory: (1) datum odběru – data byla seskupena do jednotlivých období s rozsahem 5 let, do tzv. pětiletých; (2) typ horizontu – jednotlivé skupiny viz výše; (3) nadmořská výška – byly vytvořeny kategorie: <400 m n. m.; 400–700 m n. m.; >700 m n. m.; (4) lesní typ (dále jen LT). Četnosti analyzovaných půdních vzorků uvádí tab. 2.

Nejdříve jsme pracovali s datovými skupinami, vzniklými tříděním dle všech výše uvedených kritérií. Uvnitř každé datové skupiny byly hodnoty pH, vyznačující se příslušností ke stejné pětiletce, stejnému typu horizontu, stejnému rozmezí nadmořské výšky a ke stejnému lesnímu typu. Příkladem takovéto datové skupiny jsou například hodnoty pH změřené v A horizontech na plochách s nadmořskou výškou menší než 400 m n. m., zároveň klasifikované lesním typem 2K1

a odebrané v letech 1980–1984. Pro každou z takovýchto skupin byl vypočten aritmetický průměr hodnot pH. Z takto vzniklých hodnot byly vytvořeny nové datové skupiny, tříděné dle: pětiletky, typu horizontu a výškového rozmezí. Za každý zastoupený LT byla přítomna 1 hodnota. Následně byly vypočteny vážené průměry, váhou byla plošná rozloha příslušného lesního typu na území ČR. Princip výpočtu lze vyjádřit následujícím vzorcem,

$$X = \frac{\sum_{i=1}^n \text{pH}_{LTi} * S_{LTi}}{S_{LT1} + S_{LT2} + S_{LT3} + \dots + S_{LTn}}$$

kde: X = vážený průměr hodnot pH za pětileté období v konkrétní kategorii vymezené dle nadmořské výšky a půdního horizontu, např. hodnoty v A horizontech odebrané v období 1980–1984 na výzkumných plochách v kategorii nadmořské výšky do 400 m n. m.

$\bar{\text{pH}}_{LTx}$ = aritmetický průměr hodnot pH zjištěných na výzkumných plochách spadajících do daného LT v dané kategorii nadmořských výšek v dané kategorii půdního horizontu.

S_{LTx} = rozloha daného lesního typu v ČR.

K rekonstrukci vývoje pH dle GAM modelu byla z celkového souboru ploch (tab. 1) využita data, kde byly kromě pH k dispozici i ostatní pedochemické vlastnosti a nadmořská výška. Četnosti analyzovaných půdních vzorků obsahuje tab. 3. Podstatou GAM modelu je nalezení zobecněného lineárního modelu, ve kterém vysvětlovaná proměnná lineárně závisí na neznámých hladkých funkcích vysvětlujících proměnných (prediktorů), blíže viz WOOD (2017). V našem případě byla

Tab. 2.

Četnosti půdních vzorků využitých k rekonstrukci vývoje pH/H₂O podle vážených průměrů
Frequency of soil samples used to reconstruct the development of soil pH according to weighted averages

nadmořská výška [m n. m.]/altitude [m]	horizonty/horizons			celkem/ total
	A	B	C	
<400	2864	4559	2023	9446
400–700	5338	8766	3823	17927
>700	2203	3244	1338	6785
celkem/total	10405	16569	7184	34158

Tab. 3.

Četnosti půdních vzorků využitých k rekonstrukci vývoje pH/H₂O dle GAM modelu
Frequency of soil samples used to reconstruct the development of soil pH according to the GAM model

nadmořská výška [m n. m.]/altitude [m]	horizonty/horizons			celkem/ total
	A	B	C	
<400	2049	3452	1478	6979
400–700	3644	6092	2609	12345
>700	1585	2309	945	4839
celkem/total	7278	11853	5032	24163

vysvětlovanou proměnnou zvolena pH, jako významné prediktory byly během krokování (s využitím funkce *step.gam*) vyhodnoceny čas, nadmořská výška, výměnný hliník, titrační výměnná kapacita a pseudototální obsah vápníku. Cílem bylo nalezení a zobrazení hladké funkce zobrazující efekt času na pH po odfiltrování vlivu ostatních proměnných. Stejně jako u předchozí metody byla při této rekonstrukci absence opakovaných odběrů kompenzována odfiltrováním vlivu specifických stanovištních a půdních podmínek na jednotlivých odběrných místech. Zatímco při předešlé metodě bylo toto „odfiltrování“ ošetřeno provážením dat dle LT, v tomto případě bylo odfiltrování ošetřeno zohledněním nadmořské výšky a půdních vlastností, které měly na pH přímý vliv. Tím by bylo např. odstíněno zkreslení, způsobené odběrem většího podílu vzorků na bazických podkladech v určité pětiletce, v porovnání s pětiletkami ostatními.

Statistické analýzy byly provedeny v prostředí R (R version 4.1.2 (2021-11-01) -- „Bird Hippie“, URL[3]), byly využity balíčky *gam* (v. 1.20.1), *ggpubr* (v. 0.4.0), *ggplot2* (v. 3.3.5), *rstatix* (v. 0.7.0) a *data-ium* (v. 0.1.0). Hladina významnosti $\alpha = 0,05$.

VÝSLEDKY

Posouzení vývoje pH dle opakovaných odběrů

Stadium acidifikace

Nejvíce lesnicko-typologických ploch (54), bylo vzorkováno právě v období 60. a 90. let minulého století. S odstupem cca 30 let byl na plochách zaznamenán průkazný pokles $\text{pH}/\text{H}_2\text{O}$ (dále jen pH) v horizontech A i v horizontech B (obr. 2). Pokles mediánové hodnoty u obou skupin horizontů činil 0,94 stupně pH. V horizontech C nebyl

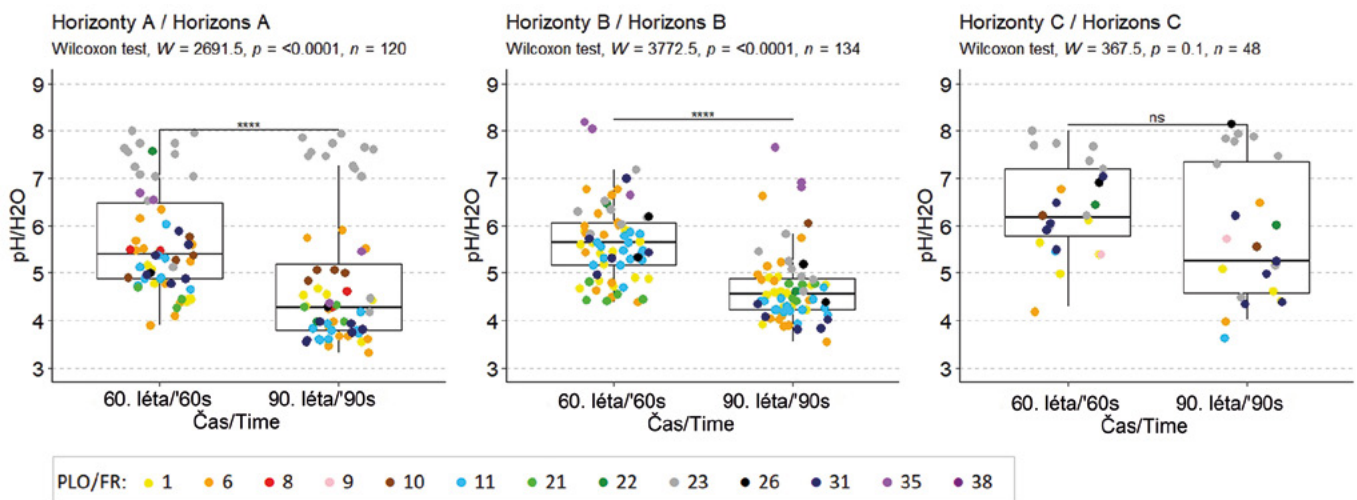
pokles pH statisticky prokázán. Trend poklesu hodnot pH je zde přesto patrný, mediánová hodnota pH mezi odběrovými obdobími poklesla o 0,98 jednotek. Vzorkované plochy jsou v ČR reprezentativně rozmístěné. Výrazný pokles pH byl prokázán jak v nižších polohách do 400 m n. m. (PLO 10 – Středočeská pahorkatina, PLO 23 – Podkrkonoší, PLO 26 – Předhoří Orlických hor, PLO 35 – Jihomoravské úvaly), tak i ve středních polohách v rozmezí 400–700 m n. m. (PLO 1 – Krušné hory, PLO 6 – Západočeská pahorkatina, PLO 8 – Křivoklátsko a Český kras, PLO 9 – Rakovnicko-kladenská vrchovina, PLO 10 – Středočeská pahorkatina, PLO 11 – Český les, PLO 31 – Českomoravské meziohří, PLO 38 – Bílé Karpaty a Vizovické vrchy). Podle očekávání byl pokles zaznamenán i v polohách nad 700 m n. m. v našich pohraničních pohořích (PLO 1 – Krušné hory, PLO 11 – Český les, PLO 22 – Krkonoše). Výjimkou je PLO 21 – Jizerské hory, kde pokles půdního pH zaznamenán nebyl.

Výrazná acidifikace byla zjištěna i na plochách opakovaně vzorkovaných v 50. a následně pak v 90. letech (obr. 3) a také na plochách opakovaně vzorkovaných v 50. a následně 70. letech (obr. 4). Vzorkovány byly nižší (<400 m n. m.), střední (400–700 m n. m.) i vyšší polohy (>700 m n. m.).

Stadium regenerace

80. léta versus první dekáda nového tisíciletí

Ze srovnání hodnot pH (obr. 5) je patrný trend regenerace půdního prostředí v horizontech A a v horizontech B, zatímco v C horizontech zůstávají hodnoty pH na stabilní úrovni. V A horizontech a v B horizontech byl mezi jednotlivými odběrovými obdobími zjištěn vzestup mediánových hodnot pH o 0,48, resp. 0,47 jednotek, zatímco mediánové hodnoty v C horizontech zůstaly v obou obdobích téměř beze

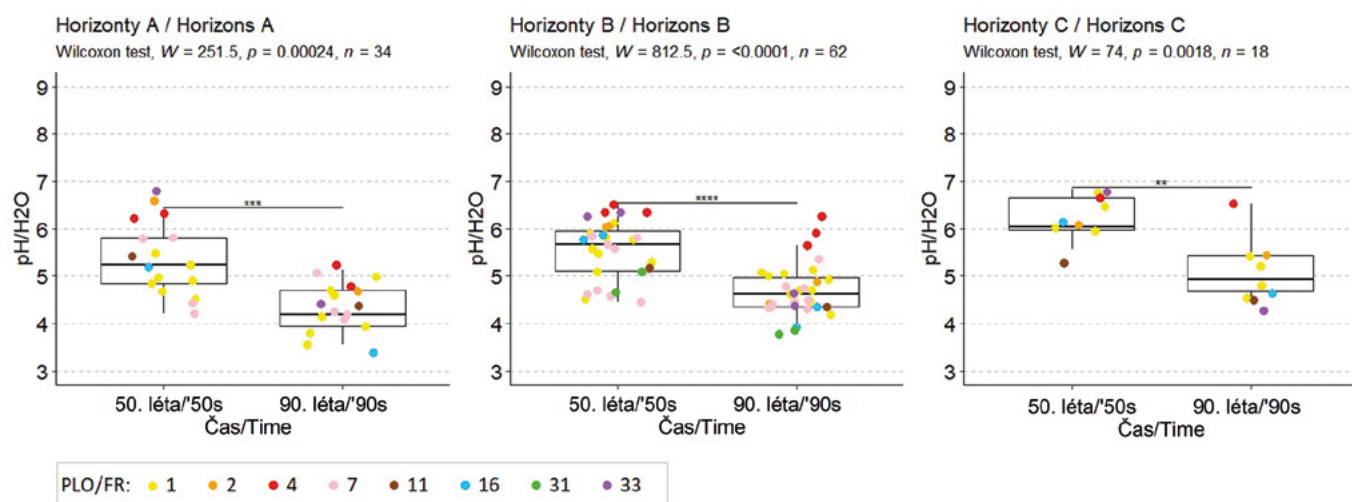


Obr. 2.

Půdní reakce aktivní ($\text{pH}/\text{H}_2\text{O}$) v A, B a C horizontech na lesnicko-typologických plochách, opakovaně vzorkovaných v 60. a 90. letech minulého století. Krabicové grafy znázorňují medián (uprostřed), horní a dolní kvartil (okraje krabice) a $1,5 \times$ mezikvartilové rozpětí (rozpětí „vousů“) *, **, ***, **** – statisticky významný rozdíl mezi výběrovými soubory. Se zvyšujícím se počtem hvězdiček se snižuje p-hodnota a stoupá statistická průkaznost testu; ns – nevýznamný rozdíl; PLO – přírodní lesní oblast, vysvětlení termínu viz URL [4]

Fig. 2.

Active soil reaction ($\text{pH}/\text{H}_2\text{O}$) in A, B and C horizons on forest-site plots, repeatedly sampled in the 1960s and 1990s. The box plots show the median (middle), upper and lower quartiles (box edges), and $1.5 \times$ interquartile margins (“beard” margins) *, **, ***, **** – statistically significant difference between sample sets. As the number of stars increases, the p-value decreases and the statistical significance of the test increases; ns – insignificant difference; FR – forest region

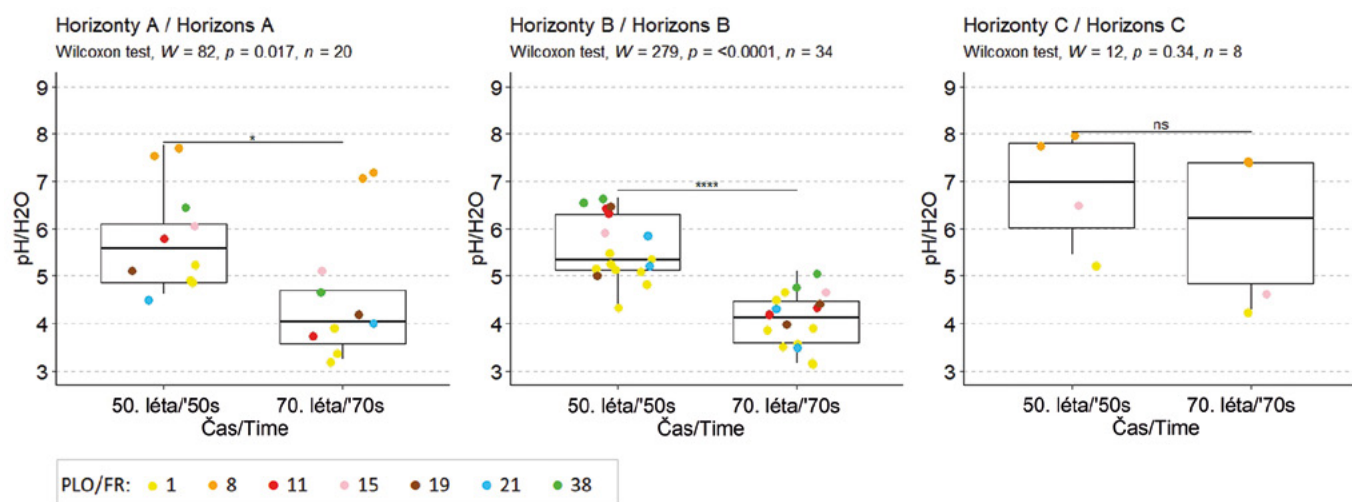


Obr. 3.

Půdní reakce aktivní (pH/H₂O) v A, B a C horizontech na lesnicko-typologických plochách, opakovaně vzorkovaných v 50. a 90. letech minulého století; bližší charakteristika použitých grafů viz obr. 2.

Fig. 3.

Active soil reaction (pH/H₂O) in A, B, and C horizons on forest-site plots, repeatedly sampled in the 1950s and 1990s; for a more detailed description of the used graphs see Fig. 2.

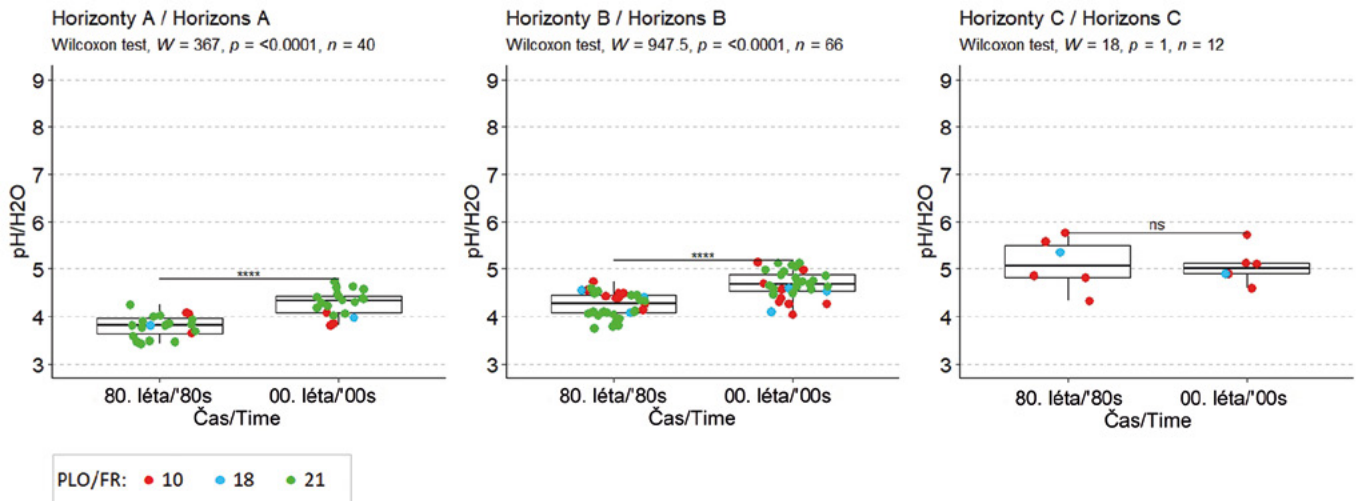


Obr. 4.

Půdní reakce aktivní (pH/H₂O) v A, B a C horizontech na lesnicko-typologických plochách, opakovaně vzorkovaných v 50. a 70. letech minulého století; bližší charakteristika použitých grafů viz obr. 2.

Fig. 4.

Active soil reaction (pH/H₂O) in A, B, and C horizons on forest-site plots, repeatedly sampled in the 1950s and 1970s; for a more detailed description of the used graphs see Fig. 2.

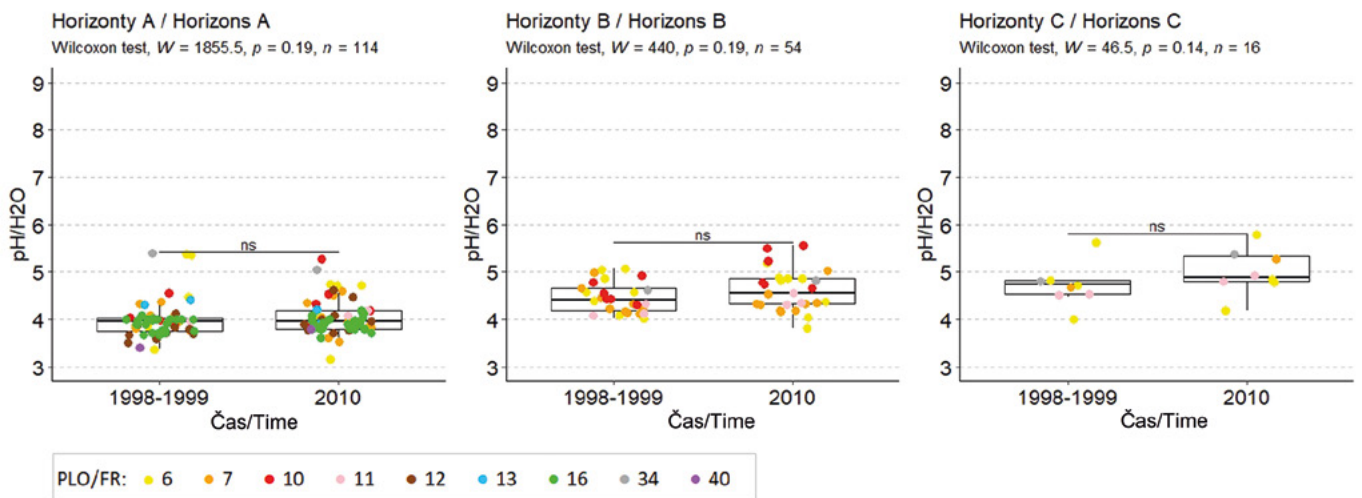


Obr. 5.

Půdní reakce aktivní (pH/H₂O) v A, B a C horizontech na lesnicko-typologických plochách, opakovaně vzorkovaných v 80. letech a v první dekádě nového tisíciletí; bližší charakteristika použitých grafů viz obr. 2.

Fig. 5.

Active soil reaction (pH/H₂O) in A, B and C horizons on forest-site plots, repeatedly sampled in the 1980s and 2000s; for a more detailed description of the used graphs see Fig. 2.



Obr. 6.

Půdní reakce aktivní (pH/H₂O) v A, B a C horizontech na lesnicko typologických plochách, opakovaně vzorkovaných v letech 1998–1999 a 2010; bližší charakteristika použitých grafů viz obr. 2.

Fig. 6.

Active soil reaction (pH/H₂O) in A, B and C horizons on forestry-typological plots, repeatedly sampled in 1998–1999 and 2010; for a more detailed description of the used graphs see Fig. 2.

změny. Při bližším průzkumu dat je patrné, že vývoj pH probíhá v jednotlivých PLO značně rozdílně. V PLO 18 – Severočeská pískovcová plošina a Český ráj, které reprezentují nížiny do 400 m n. m., byla zjištěna stabilní úroveň hodnot pH. Zastoupení odběrných míst je zde ale nízké (2). V PLO 10 – Středočeská pahorkatina bylo již ploch vyvzorkováno více (7), jejich nadmořská výška odpovídá přechodu mezi nížinami a středními polohami (390–490 m). Na některých plochách byl zjištěn nárůst pH v celém půdním profilu, zatímco na jiných přetrvávala acidifikace. Výrazný trend regenerace půdního prostředí byl zjištěn v PLO 21 – Jizerské hory a Ještěd.

Období 1998–1999 versus rok 2010

Na lesnicko-typologických plochách, vzorkovaných s nejmenším časovým odstupem (11, resp. 12 let) nebyla zaznamenána signifikantní změna pH v žádné ze skupin horizontů (obr. 6). Diference mezi naměřenými hodnotami pH ze vzorků na totožných plochách jsou velmi variabilní a svědčí na části ploch o mírném poklesu, na druhé straně na části ploch o nárůstu koncentrace vodíkových ionů. Obecně lze z dat pozorovat lehký vzestupný trend v rámci celé hloubky půdního profilu. Mediánové hodnoty A horizontů a B horizontů byly v roce 2010 o 0,10 stupně pH vyšší v porovnání s hodnotami z let 1998–1999. V C horizontech byla mediánová hodnota z roku 2010 vyšší o 0,12 jednotek pH, ale počet vzorků z této hloubky je již nízký (8). V rámci jednotlivých PLO je situace značně rozdílná.

90. léta versus druhá dekáda nového tisíciletí

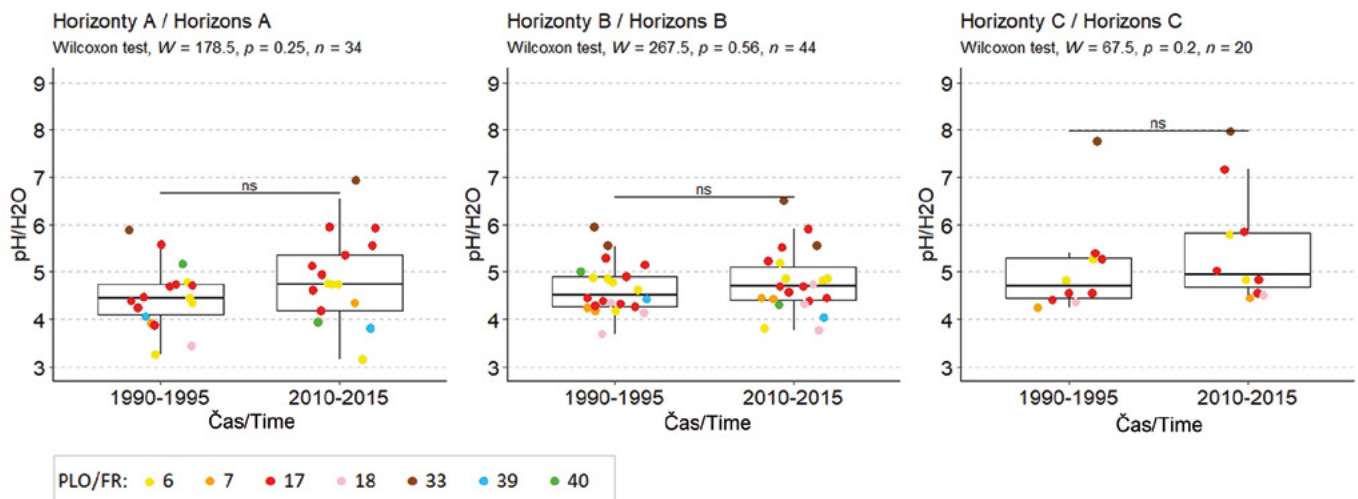
Ze srovnání hodnot pH ze vzorků odebíraných s větším časovým odstupem je již trend regenerace půdního prostředí více patrný, přestože mezi datovými skupinami nebyly detekovány významné statistické rozdíly (obr. 7). Mediánové hodnoty A, B i C horizontů z druhé dekády nového tisíciletí byly přibližně o tři desetiny vyšší v porovnání s mediánovými hodnotami z 90. let minulého století. Trend snižování

koncentrace vodíkových ionů v půdním profilu byl zjištěn na všech vzorkovaných plochách v polohách do 400 m n. m. (PLO 17 – Polabí, PLO 33 – Předhoří Českomoravské vysočiny a PLO 18 – Severočeská pískovcová plošina a Český ráj); dále v PLO 6 – Západočeská pahorkatina (polohy 400–700 m n. m.) a v PLO 7 – Brdy (polohy nad 700 m n. m.). Výjimkou byly PLO 39 – Podbeskydská pahorkatina a PLO 40 – Moravskoslezské Beskydy, reprezentující střední polohy (400–700 m n. m.). Zde byla zjištěna pokračující acidifikace lesních půd.

Rekonstrukce vývoje pH dle vážených průměrů

Při pohledu na obr. 8 je dobře patrné, že acidifikace nebyla omezena jen na imisemi exponovaná pohraniční pohoří, ale výrazný pokles hodnot $\text{pH}/\text{H}_2\text{O}$ (dále jen pH) nastal i ve středních a nižších polohách ČR. Oproti očekávání bylo zjištěno, že ve všech výškových kategoriích probíhalo výrazné zvyšování koncentrace vodíkových ionů v celé profilové hloubce. V polohách nad 700 m n. m. a v rozmezí 400–700 m n. m. byla zaznamenána acidifikace od přelomu 60. let minulého století, zatímco v polohách do 400 m n. m. je patrná acidifikace až od druhé poloviny 60. let. Nejnížší hodnoty v A a B horizontech byly ve všech polohách zaznamenány v 80. letech, zatímco v C horizontech byly nejnižší hodnoty zaznamenány již ve druhé polovině 70. let.

Trend regenerace půdního prostředí je ve všech polohách a v celé profilové hloubce patrný od počátku 90. let (obr. 8). Oproti očekávání je jeho průběh pozvolný a po roce 2010 stagnuje. V polohách nad 700 m n. m. je regenerace půdního prostředí v rámci celého půdního profilu mírnější ve srovnání s polohami do 400 m n. m. a 400–700 m n. m. a po roce 2010 je patrný dokonce pokles pH k hodnotám z konce 90. let. Ze srovnání regeneračního trendu v rámci profilové hloubky vyplývá, že v polohách do 400 m n. m. je návrat k původním hodnotám pH v A horizontech rychlejší než u horizontů B. Naproti tomu v C horizontech je paradoxně patrný návrat k původním hodnotám již v první polovině 80. let. V polohách 400–700 m n. m. byla dynamika

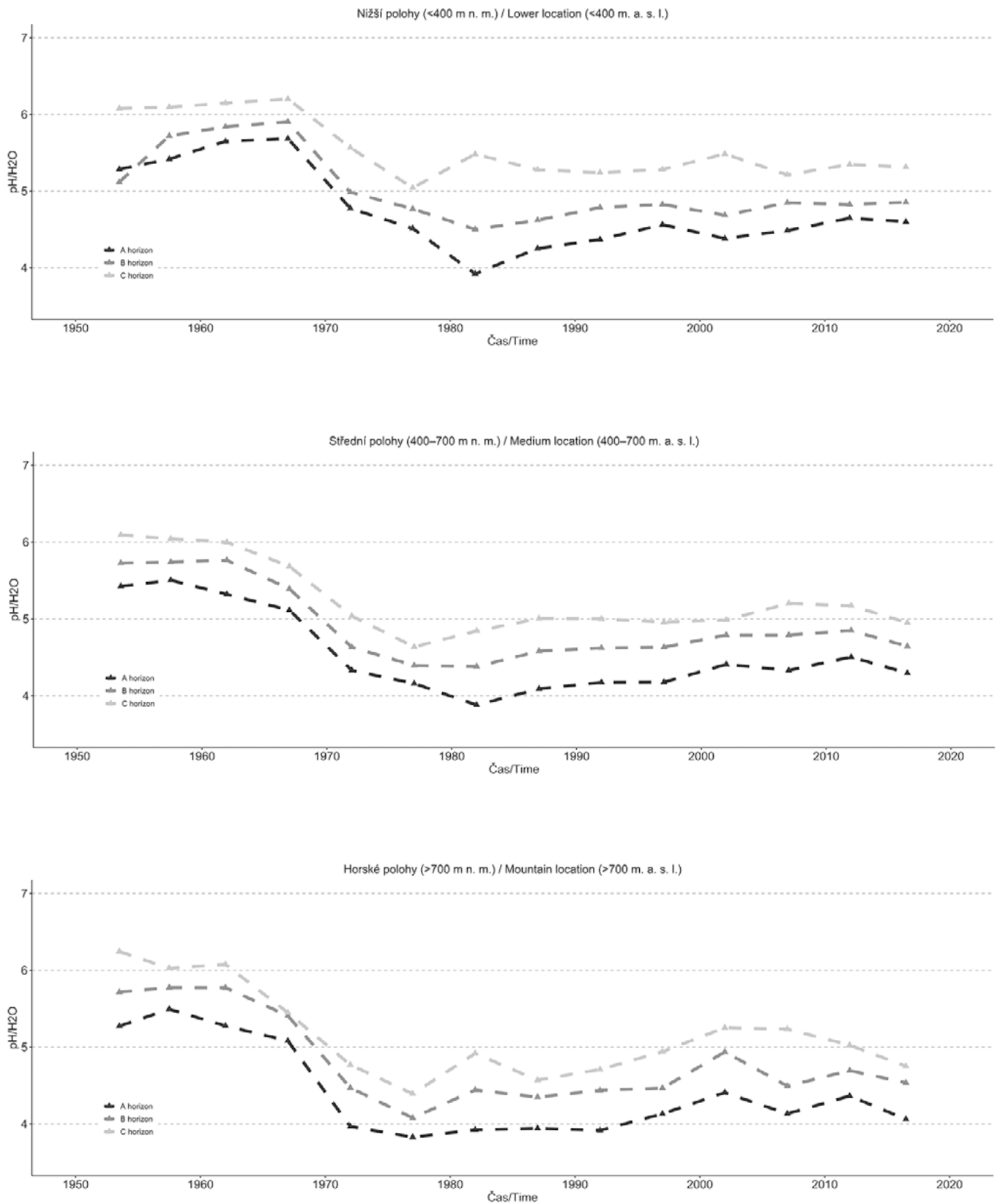


Obr. 7.

Půdní reakce aktivní ($\text{pH}/\text{H}_2\text{O}$) v A, B a C horizontech na lesnicko-typologických plochách, opakovaně vzorkovaných v devadesátých letech a ve druhé dekádě nového tisíciletí; bližší charakteristika použitých grafů viz obr. 2.

Fig. 7.

Active soil reaction ($\text{pH}/\text{H}_2\text{O}$) in A, B and C horizons on forest-site plots, repeatedly sampled in the 1990s and 2010s; for a more detailed description of the used graphs see Fig. 2.

**Obr. 8.**

Rekonstrukce vývoje pH/H₂O podle vážených průměrů v nižších polohách (< 400 m n. m.), středních polohách (400–700 m n. m.) a v horských polohách (> 700 m n. m.)

Fig. 8.

Reconstruction of pH/H₂O development according to weighted averages in lower locations (< 400 m a.s.l.), medium locations (400–700 m a.s.l.) and in mountain locations (> 700 m a.s.l.)

regenerace půdního prostředí v jednotlivých horizontech srovnatelná. Také v polohách nad 700 m n. m. byl zjištěn přibližně srovnatelný vývoj pH hodnot v jednotlivých horizontech.

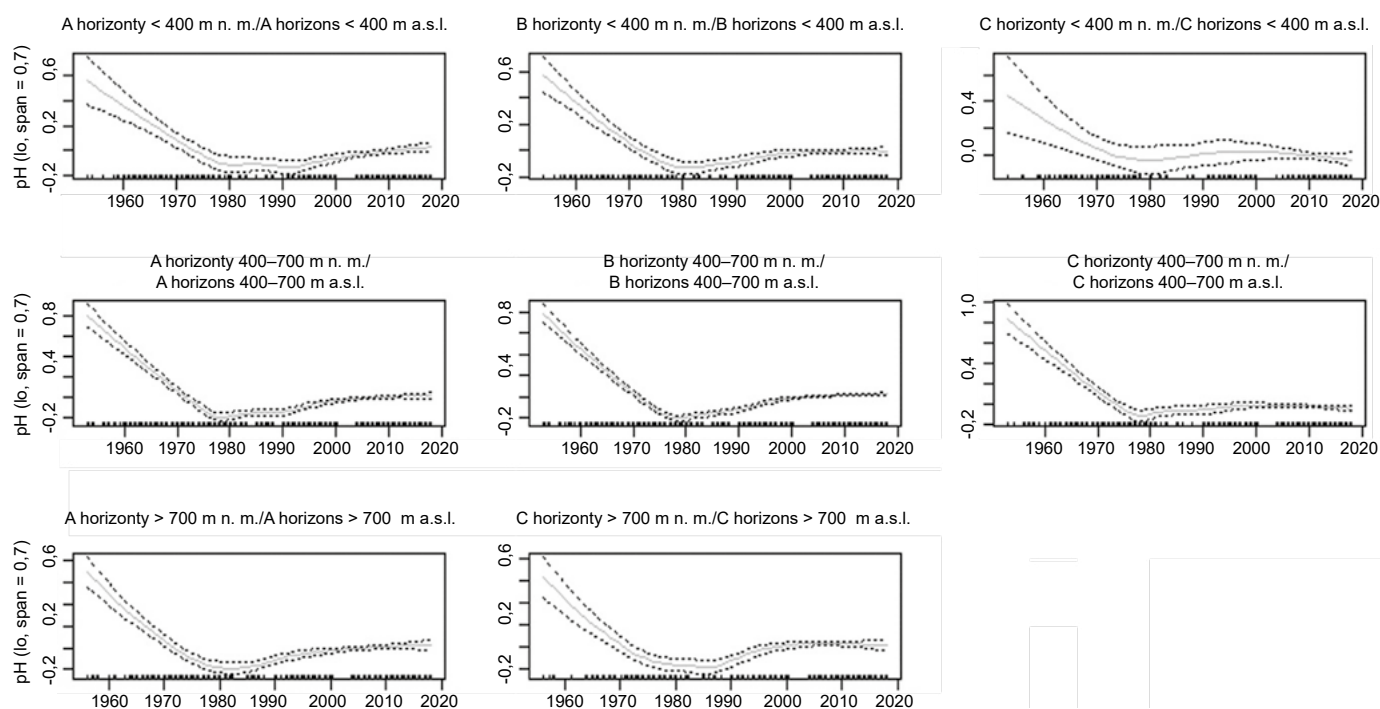
V kategorii B horizontů v nadmořské výšce nad 700 m n. m. neměl faktor čas významný vliv na vývoj pH, proto zde graf není uveden.

Rekonstrukce vývoje pH dle GAM modelu

Pro ověření správnosti výpočtů byla pro rekonstrukci vývoje pH/H₂O (dále jen pH) použita i statistická metoda GAM (generalizovaný aditivní model). Grafy (obr. 9) neumožňují odečítání konkrétních hodnot pH, ale je zde patrné, že vývoj pH v čase je srovnatelný s dosud zjištěnými výsledky. Ve všech polohách i ve všech posuzovaných horizontech je dobře patrný výrazný pokles pH hodnot od počátku měření s minimem dosaženým v 80. letech. Průběh regenerace půdního prostředí se s nepřímým měřením v hlavních rysech shoduje, ale jsou zde patrné následující odchylky: (1) zřetelně pozvolnější ráz regenerace půdního prostředí v C horizontech v porovnání s A, B horizonty, v polohách do 400 m n. m. a 400–700 m n. m.; (2) nepotvrdil se výrazně pomalejší ráz regenerace půdního prostředí v horských polohách (>700 m n. m.) v porovnání s polohami nižšími (< 400 m n. m. a 400–700 m n. m.); (3) nepotvrdil se pokles pH hodnot v polohách nad 700 m n. m. po roce 2010 (který byl zjištěn z nepřímého měření).

DISKUSE

Výsledky naší studie potvrzují výrazný sestupný trend půdního pH již od přelomu 60. let. Nejnižší hodnoty pak byly zjištěny v 80. letech, což odpovídá největšímu depozičnímu tlaku v ČR v tomto období. Pokles v A horizontech a B horizontech zpravidla přesahoval 1 stupeň pH. Studie VAŠÁTA et al. (2015) z oblasti Jizerských hor, HRUŠKY a KRÁMA (2003) z oblasti Krušných hor a MALEKA et al. (2005) z Těšínského Slezska (oblast mezi Ostravským regionem a jižním Polskem), zabývající se rekonstrukcí hodnot pH, vykazují rovněž znatelný pokles půdního pH od konce 50. let až do 80. let. Pokles pH byl v uvedených oblastech prokázán na základě opakovaných odběrů, ostatními autory udávané rozdíly mezi nejvyššími a nejnižšími hodnotami však nejsou výrazné natolik jako v naší studii. Např. VAŠÁT et al. (2015) reportuje pokles přibližně 0,5 jednotek pH. Je však třeba podotknout, že šetření výše uvedených autorů bylo metodicky odlišné, zabývali se stanovením pH s využitím acidifikačních modelů.



Obr. 9.

Grafické znázornění GAM modelu – vývoj pH/H₂O podle horizontů A, B, C v jednotlivých výškových pásmech. Křivka znázorňuje vliv času na pH/H₂O po odfiltrování vlivu ostatních vysvětlujících proměnných (nadmořský výška, TVK, eAl, tCa). Hodnoty na ose Y neodpovídají absolutním hodnotám pH/H₂O, znázorňují pouze trend. Strniště ve vnitřní části osy X podává informaci o hodnotách, které máme pro vysvětlovanou proměnnou k dispozici; lo – hladká funkce (vyhlazování pomocí metody loess), span – parametr zajišťující hladkou funkci

Fig. 9.

Graphic representation of the GAM model – development of pH/H₂O according to horizons A, B, C in individual altitude ranges. The curve shows the effect of time on pH/H₂O after filtering out the effect of other explanatory variables (altitude, TVK, eAl, tCa). The values on the Y axis do not correspond to the absolute pH/H₂O values, they only show the trend. These are partial residuals, which are given in gray dots. The stubble in the inner part of the X-axis provides information about the values we have available for the explained variable; lo – smooth function (smoothing using the loess method), span – parameter ensuring smooth function

I přes rapidní pokles depoziční zátěže po roce 1990 je dle našeho šetření návrat k původním hodnotám pH velmi pozvolný. Mírně zvýšené pH je patrné až od počátku nového milénia. V modelových studiích VAŠÁTA et al. (2015) a HRUŠKY et al. (2012) je ihned po vlně odsíření emisních zdrojů v roce 1990 patrný výrazný vzestup půdního pH. VAŠÁT et al. (2015) však zjistili v oblasti Jizerských hor ve shodě s našimi výsledky při srovnání modelovaných a skutečných hodnot pH, že skutečný regenerační trend půdního prostředí je výrazně pomalejší. Ve své studii uvádí, že rozdíly mezi simulacemi a reálným stavem mohou být způsobeny opomenutím některých environmentálních faktorů, které přispívají k zesílení acidifikace, například nahrazení původní vegetace smrkovými monokulturami, či již zmíněný trend odvozu většího podílu biomasy z lesa při těžbě.

Naše výsledky z regenerační fáze jsou ve shodě se závěry HRUŠKY a KRÁMA (2003), kteří zjistili přes dramatický pokles kyselé depozice v dřívě výrazně zatíženém povodí Lysina (Krušné hory) mezi léty 1990 až 2002 vzestup pH v potůčnické vodě pouze z 3,92 na 4,01. Pomalejší snížení umělé zvýšené koncentrace vodíkových ionů může být způsobeno různými faktory. Např. HRUŠKA et al. (2002) predikuje, že nejvíce degradované lokality, nacházející se pod kontinuálním tlakem intenzivního lesnictví, vlivem kterého dochází v biochemických cyklech ke ztrátě přibližně 1/3 bazických kationů vlivem akumulace ve vytěžené biomase, se nevrátí do dobrého environmentálního stavu v blízké budoucnosti. OULEHLE et al. (2007) predikuje, že budoucí regenerace půdního roztoku bude významně lepší pod bukovými porosty v porovnání s porosty smrkovými. OULEHLE et al. (2012) uvádí, že narůstající saturace dusíkem v jehličnatých porostech ČR může navzdory výrazné redukci kyselých depozic a regeneraci půdního prostředí vyústit ve zvýšené vymývání dusičnanů, eutrofizaci ekosystémů a reacidifikaci. Tuto hypotézu potvrzují i pozdější zjištění HŮNOVÉ et al. (2014), která konstatuje, že v ČR je stále 71 % zalesněného území vystaveno celkové N depozici vyšší než 1 g.m⁻² ročně. Jde o hodnotu, která představuje kritické zatížení pro evropské lesy (BOBBINK, ROELOFS 1995). Vysoké zatížení N depozic na našem území dokládají i práce BÍBA et al. (2012), ŠACH et al. (2018) a NOVOTNÝ et al. (2020).

V naší studii byly zjištěny průkazné změny půdního pH napříč celým půdním profilem. Pokles pH byl zaznamenán jak v A horizontech, tak i v B a C horizontech. Na tomto místě je třeba připomenout, že do C horizontů byly zahrnuty i horizonty přechodové (např. BC). Výraznou acidifikaci jak ve středních (30 cm), tak ve spodních půdních hloubkách zaznamenali dle simulačních vyhodnocení i HRUŠKA et al. (2012) v oblasti Západní Ukrajiny (Pop Ivan, 1480 m n. m.) či OULEHLE et al. (2006, 2007) v oblasti Načetína (Krušné hory). Naší studii metodicky nejbližší je pak studie HÉDL et al. (2011), kteří zjistili na základě odběru půdních vzorků z oblasti Hrubého Jeseníku a Rychlebských hor průkazné změny půdního pH v celé genetické hloubce.

Během našich laboratorních měření byl od počátku experimentu až do roku 1983 využíván pH metr s kalomelovou a chinhydrónovou elektrodou, který byl následně nahrazen pH metrem s kombinovanou skleněnou elektrodou. Experimentů zabývajících se porovnáním těchto dvou elektrod je nedostatek, nicméně DEAN et al. (1935) zjistili, že skleněná elektroda poskytuje v suspenzi půdy a destilované vody trvale nižší výsledky v porovnání s elektrodou chinhydrónovou, nicméně rozdíly byly tak malé, že je pro praxi nepovažovali za významné. Tyto závěry potvrzují i CADY, INGLE (1936), kteří konstatují, že skleněná elektroda poskytuje výsledky, které jsou reprodukovatelné s výsledky elektrody chinhydrónové. Tyto závěry naznačují i výsledky naší studie (obr. 8), ze kterých je patrné, že změnou pH metru v roce 1983 nebyla konzistence půdních dat výrazně ovlivněna. Efekt použité elektrody na měřené hodnoty je v naší laboratoři také eliminován průběžnou kalibrací pH metrů (URL [5]).

ZÁVĚR

Intenzivní acidifikací byly ve sledovaném období (1953–1990) postiženy nejen lesní půdy horských poloh (> 700 m n. m.), ale i polohy střední (400–700 m n. m.) a nižší (< 400 m n. m.). Výrazný pokles pH byl zaznamenán nejen v organominerálních vrstvách, ale i v B a C horizontech. V polohách do 400 m n. m. byl v C horizontech pokles pH méně výrazný ve srovnání s výše položenými lokalitami. Nejnižší hodnoty pH byly ve všech polohách zaznamenány v 80. letech minulého století. V porovnání s hodnotami z 50.–60. let minulého století byl v celé profilové hloubce zjištěn pokles přesahující 1 stupeň pH.

Trend regenerace půdního prostředí od počátku 90. let byl zjištěn ve všech polohách a v celé profilové hloubce. Překvapivě však je, že návrat k původním hodnotám je velmi pozvolný a dosahuje pouze několik desetin stupně pH. Po roce 2010 návrat k původním pH hodnotám stagnuje. V polohách nad 700 m n. m. je snižování koncentrace vodíkových ionů pozvolnější v porovnání s polohami nižšími (< 400 m n. m. a 400–700 m n. m.). V polohách do 400 m n. m. probíhá vzestup pH v A horizontech rychleji než v hlubších partiích půdního profilu.

Rychlejší regeneraci půdního prostředí by dle našeho názoru prospělo snížení kyselých dusíkatých depozic, zvýšení podílu listnatých dřevin v druhové skladbě a omezení vyvážení nehroubí z lesních porostů.

Poděkování:

Velké poděkování náleží všem pracovníkům lesnické typologie a pedologické laboratoře ÚHÚL Brandýs nad Labem. V tomto článku jsou finalizovány výsledky jejich dlouhodobé a pečlivé práce.

LITERATURA

- AHOKAS H. 1997. Acidification of forest top soils in 60 years to the southwest of Helsinki. *Forest Ecology and Management*, 94: 187–193. DOI: 10.1016/S0378-1127(96)03981-3
- BÍBA M., VÍCHA Z., LOCHMAN V. 2012. Depozice dusíku v lesních porostech a jejich vliv na obsah nitrátů v odtékající vodě a na okyselení půdy. *Zprávy lesnického výzkumu*, 57: 352–360.
- BOBBINK R., ROELOFS J.G.M. 1995. Nitrogen critical loads for natural and seminatural ecosystems: the empirical approach. *Water, Air, and Soil Pollution*, 85: 2413–2418. DOI: 10.1007/BF01186195
- CADY H.P., INGLE J.D. 1936. A comparison of the glass and quinhydrone electrodes for the measurement of the activity of the hydrogen ion in sucrose solutions. *The Journal of Physical Chemistry*, 40: 837–843. DOI: 10.1021/j150375a016
- DEAN H.L., WALKER R.H. 1935. Comparison of glass and quinhydrone electrodes for determining the pH of some Iowa soils. III. The change in pH of the soil-water mixture with time. *Journal of the American Society of Agronomy*, 27: 585–595. DOI: 10.2134/agronj1935.00021962002700080001x
- DESCHRIJVER A., MERTENS J., GEUDENS G., STAELENS J., CAMPFORTS E., LUYSSAERT S., DE TEMMERMAN L., DE KEERSMAEKER L., DE NEVE S., VERHEYEN K. 2006. Acidification of forested podzols in North Belgium during the period 1950–2000. *Science of the Total Environment*, 361: 189–195. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2005.06.015
- FABIÁNEK T., MENŠÍK L., TOMÁŠKOVÁ I., KULHAVÝ J. 2009. Effects of spruce, beech and mixed commercial stand on humus conditions of forest soils. *Journal of Forest Science*, 55: 119–126. DOI: 10.17221/70/2008-JFS
- HALLBÄCKEN L., TAMM C.O. 1986a. Changes in soil acidity from 1927 to 1982–1984 in a forest area of south-west Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 1: 219–232.

- HALLBÄCKEN L., TAMM C.O. 1986b. Resampling of soil profiles in south-west Sweden for pH measurements. *Geologiska Föreningen i Stockholm Förhandlingar*, 107: 291–295.
- HÉDL R., REJŠEK K. 2007. Soil changes after forty years of succession in an abandoned coppice in the Czech Republic. *Acta Agronomica Hungarica*, 55: 453–474.
- HÉDL R., PETŘÍK P., BOUBLÍK K. 2011. Long-term patterns in soil acidification due to pollution in forests of the Eastern Sudetes Mountains. *Environmental Pollution*, 159: 2586–2593. DOI: 10.1016/j.envpol.2011.06.014
- HOUBA A., PLÍVA K. 1976. Klasifikační systém půd. Brandýs nad Labem, Ústav pro hospodářskou úpravu lesů: 29 s.
- HRUŠKA J., MOLDAN F., KRÁM P. 2002. Recovery from acidification in central Europe – observed and predicted changes of soil and streamwater chemistry in the Lysina catchment, Czech Republic. *Environmental Pollution*, 120: 261–274. DOI: 10.1016/S0269-7491(02)00149-5
- HRUŠKA J., CIENCIALA E. 2003. Long-term acidification and nutrient degradation of forest soils-limiting factors of forestry today. Praha, Czech Ministry of Environment: 165 s.
- HRUŠKA J., KRÁM P. 2003. Modelling long-term changes in stream water and soil chemistry in catchments with contrasting vulnerability to acidification (Lysina and Pluhuv Bor, Czech Republic). *Hydrology and Earth System Sciences*, 7: 525–539.
- HRUŠKA J., OULEHLE F., ŠAMONIL P., ŠEBESTA J., TAHOVSKÁ K., HLEB R., HOUŠKA J., ŠIKL J. 2012. Long-term forest soil acidification, nutrient leaching and vegetation development: Linking modelling and surveys of a primeval spruce forest in the Ukrainian Transcarpathian Mts. *Ecological Modelling*, 244: 28–37. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2012.06.025
- HŮNOVÁ I., MAZNOVÁ J., KURFŮRST P. 2014. Trends in atmospheric deposition fluxes of sulphur and nitrogen in Czech forests. *Environmental pollution*, 184: 668–675. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.05.013
- KOPÁČEK J., VESELÝ J. 2005. Sulfur and nitrogen emissions in the Czech Republic and Slovakia from 1850 till 2000. *Atmospheric Environment*, 39: 2179–2188. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2005.01.002
- KRÁM P., BISHOP K. H. 2001. Overview of the MAGIC model applications in 1985–2000. In: *Detecting Environmental Change. Science and Society. Conference Proceedings*. London, University College: 20–21.
- LEPŠ J., ŠMILAUER P., 2016. *Biostatistika. České Budějovice, Nakladatelství Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích*: 438 s.
- MACKŮ J., VOKOUN J. 1996. Klasifikační systém půd. Brandýs nad Labem, Ústav pro hospodářskou úpravu lesů: 54 s.
- MACHAVA J. 2001. Occurrence and effect Pb in forest ecosystem. *Folia Oecologica*, 28: 125–137.
- MAŁEK S., MARTINSON L., SVERDRUP H. 2005. Modelling future soil chemistry at a highly polluted forest site at Istebna in Southern Poland using the “SAFE” model. *Environmental Pollution*, 137: 568–573. DOI: 10.1016/j.envpol.2005.01.041
- MENŠÍK L., KULHAVÝ J., KANTOR P., REMEŠ M. 2010. Humus conditions of stands with different proportion of Douglas fir in the Hůrky Training Forest District and Křtiny Training Forest Enterprise. *Journal of Forest Science*, 55: 345–356. DOI: 10.17221/9/2009-jfs
- MOLDAN B., HAK T. 2007. Environment in the Czech Republic: A positive and rapid change. *Environmental Science & Technology*, 41: 359–362. DOI: 10.1021/es072447e
- NĚMEČEK J., MÜHLHANSELOVÁ M., MACKŮ J., VOKOUN J., VAVŘÍČEK D., NOVÁK P. 2011. Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. Praha, Česká zemědělská univerzita: 94 s.
- NOVOTNÝ R., FADRHOŇSOVÁ V., ŠRÁMEK V. 2020. Stav lesních půd, úroveň minerální výživy a vývoj zdravotního stavu smrkových mlazín v Orlických horách v období 2002–2018. *Zprávy lesnického výzkumu*, 65: 175–189.
- OULEHLE F., HOFMEISTER J., CUDLÍN P., HRUŠKA J. 2006. The effect of reduced atmospheric deposition on soil and soil solution chemistry at a site subjected to long-term acidification, Nacetin, Czech Republic. *Science of the Total Environment*, 370: 532–534. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2006.07.031
- OULEHLE F., HOFMEISTER J., HRUŠKA J. 2007. Modeling of the long-term effect of tree species (Norway spruce and European beech) on soil acidification in the Ore Mountains. *Ecological Modelling*, 204: 359–371. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2007.01.012
- OULEHLE F., HLEB R., HOUŠKA J., ŠAMONIL P., HOFMEISTER J., HRUŠKA J. 2010. Anthropogenic acidification effects in primeval forests in the Transcarpathian Mts., western Ukraine. *Science of the Total Environment*, 408: 856–864. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2009.10.059
- OULEHLE F., COSBY B. J., WRIGHT R. F., HRUŠKA J., KOPÁČEK J., KRÁM P., EVANS C.D., MOLDAN F. 2012. Modelling soil nitrogen: the MAGIC model with nitrogen retention linked to carbon turnover using decomposer dynamics. *Environmental Pollution*, 165: 158–166. DOI: 10.1016/j.envpol.2012.02.021
- PLÍVA K. 1987. Typologický klasifikační systém ŮHŮL. Brandýs nad Labem, Ústav pro hospodářskou úpravu lesů: 52 s.
- PODRÁZSKÝ V., VIEWEGH J. 2005. Comparison of humus form state in the beech and spruce parts of the Žákova hora National Nature Reserve. *Journal of Forest Science*, 51: 29–37. DOI: 10.17221/11846-jfs
- POKORNÝ P. 1985. To the problem of forest soil acidification in mountain regions of the CSR. In: Klíma E., Šály R. (eds.): *Air pollution and stability of coniferous forest ecosystems. Proceedings of the symposium*. October 1–5, 1984. Brno, University of Agriculture, Institute of Forest Ecology: 89–91.
- ŠACH F., ČERNOHOUS V., ERBANOVÁ E., KACÁLEK D. 2018. Trend zátěže dusíkem postihující zájmovou oblast Orlických hor. *Zprávy lesnického výzkumu*, 63: 222–235.
- ŠRÁMEK V., FADRHOŇSOVÁ V., NEUDERTOVÁ HELLEBRANDOVÁ K., NOVOTNÝ R. 2021. Doporučené metody nakládání s těžebními zbytky v lesních porostech s významnou produkční funkcí z hlediska udržitelnosti bilance hlavních živin. *Certifikovaná metodika*, Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti: 57 s. *Lesnický průvodce* 3/2021.
- VÁŠÁT R., PAVLŮ L., BORŮVKA L., TEJNECKÝ V., NIKODEM A. 2015. Modelling the impact of acid deposition on forest soils in north Bohemian mountains with two dynamic models: The Very Simple Dynamic Model (VSD) and the Model of Acidification of Groundwater in Catchments (MAGIC). *Soil and Water Research*, 10: 10–18. DOI: 10.17221/76/2014-SWR
- VOKOUN J. et al. 2002. Taxonomický klasifikační systém půd ČR (Jan Němeček a kol.) v lesnické praxi. Brandýs nad Labem, Ústav pro hospodářskou úpravu: 44 s.
- WOOD S.N. 2017. *Generalized additive models: an introduction with R*. Boca Raton, CRC Press: 476 s.

Elektronické a jiné zdroje

- [1] Hospodářská úprava lesů (HÚL). Základy dendrometrie a HÚL (ZDHÚL). Výukový portál LDF Mendelu. [on-line]. [cit. 2022-03-25]. Dostupné na [www: https://hul.mendelu.cz/teorie-cviceni-hul-i/hospodarsky-soubor/lt-a-slt/](https://hul.mendelu.cz/teorie-cviceni-hul-i/hospodarsky-soubor/lt-a-slt/).
- [2] Hospodářská úprava lesů (HÚL). Základy dendrometrie a HÚL (ZDHÚL). Výukový portál LDF Mendelu [on-line] [cit. 2022-03-25]. Dostupné na/Available on: <https://hul.mendelu.cz/teorie-cviceni-hul-i/hospodarsky-soubor/chs/>.
- [3] R Core Team 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria [on-line] [cit. 2022-03-25]. Dostupné na/Available on: URL <https://www.R-project.org/>.
- [4] Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem. Oficiální webové stránky ústavu [on-line] [cit. 2022-03-25]. Dostupné na/Available on: <http://www.uhul.cz/nase-cinnost/oblastni-planyn-rozvoje-lesu/prirodni-lesni-oblasti-plo>.
- [5] Labík Vladimír, vedoucí pedologické laboratoře ÚHÚL Brandýs nad Labem – ústní sdělení. Brandýs nad Labem, 2. 3. 2022.

ACIDIFICATION AND REGENERATION OF FOREST SOILS IN THE CZECH REPUBLIC**SUMMARY**

The acidification of forest soils in the Czech Republic is conditioned by natural mechanisms, but its intensity has been accelerated by anthropogenic factors. The entry of acidifying atmospheric compounds into our territory culminated in the 1970s and 1980s. After 1989, an enormous decrease in the air pollution load was recorded, and in accordance with this, regeneration of the soil environment can be expected. However, the trend of forest soil regeneration is likely to be slow, due to slow weathering processes and forest management. Changes in forest soil pH under anthropogenic load and future development scenarios are most often assessed using biogeochemical acidification models, which, however, are characterized by limited input of actual soil data. A more accurate evaluation is provided by studies based on the comparison of data sets with large time intervals. However, few studies on this issue are available. The aim of this article is to evaluate the course of pH/H₂O (hereinafter referred to as pH) in forest soils in the Czech Republic from the 1950s to 2018.

The concentration of hydrogen ions is evaluated with respect to altitude ranges: (1) < 400 m a.s.l., (2) 400–700 m a.s.l., and (3) > 700 m a.s.l. The aim is to assess whether the development of pH differs in A horizons, B horizons and C horizons. The survey included soil data obtained during the establishment and repeated sampling of forest-site plots, as well as data from the National Forest Inventory. Sampling points are characterized by an even distribution within the forest soils of the Czech Republic both in terms of spatial and natural conditions (Tab. 1; Fig. 1). In total, 34,158 soil analyzes collected on 9,328 research plots were used. Changes in pH were evaluated directly – on repeatedly sampled plots – and indirectly – by reconstruction of pH development according to weighted arithmetic averages and by reconstruction of pH development according to GAM model. Changes in pH in the following periods were evaluated on repeatedly sampled forest-site plots: 1950s vs. '70s, (2) '50s vs. '90s, (3) '60s vs. '90s, (4) '80s vs. the 2000s, (5) 1998–1999 vs. 2010s. Reconstruction of pH development according to weighted arithmetic averages took place separately in categories according to altitude, for individual types of horizons mentioned in the survey objectives. The so-called five-year periods were chosen as the time period when the measured values can be considered comparable. In the data sets created by dividing the data according to the above mentioned criteria, arithmetic averages were first calculated for values characterized by belonging to a common forest type. Weighted averages were then calculated from the average values thus generated within the given data group, the weight being the area of the given forest type in the territory of the Czech Republic. During the reconstruction of pH development according to the GAM model, a smooth function was found showing the effect of time on pH when filtering out the influence of other important variables (altitude, titration exchange capacity, exchangeable aluminum content, pseudototal calcium content).

From the results of this study it was found that not only forest soils in mountainous areas (> 700 m a.s.l.) but also middle (400–700 m a.s.l.) and lower (< 400 m a.s.l.) altitudes were affected by intensive acidification in the observed period (Fig. 8 and 9). A significant decrease in pH was recorded not only in the A horizons, but also in the B and C horizons (Fig. 2, 3 and 4). The lowest values were recorded in the 1980s. In the monitored period, a decrease exceeding 1 pH degree was found in the entire profile depth. From the beginning of the 1990s until approximately 2010, a trend of regeneration of the soil environment was found in the entire profile depth and in all positions (Fig. 5–9). The return to the original pH values is very gradual and reaches only a few tenths of a degree. In positions up to 400 m a.s.l., the return to the original pH values in the A horizons is more pronounced than in the layers below. In positions above 700 m a.s.l., the trend of soil environment regeneration is slower compared to lower positions.

Zasláno/Received: 25. 03. 2022

Přijato do tisku/Accepted: 19. 08. 2023