

Vliv vápnění na transformace dusíku v půdě horského smrkového lesa na Boubíně (Šumava)

Nitrogen transformation in limed and unlimed Norway spruce forest soils in Boubín stand (Bohemian Forest)

František Novák

Ústav půdní biologie, Akademie věd České republiky, Na Sádkách 7,
CZ-370 05 České Budějovice, Česká republika

Abstract

The net nitrogen-mineralization and basal net nitrification rates were determined in O_{f1} , O_{f2} , O_h , and A_{ol} horizons of Spodo-Dystric Cambisol of limed and unlimed old-growth mountain *Picea abies* stands in Boubín Reserve (Boubín-N 48°59'38"N, 13°49'09"E, elevation 1300 m a. s. l., exposition NNE, slope 12 °; Boubín-SW 48°59'28"N, 13°48'40"E, elevation 1320 m a. s. l., exposition WSW, slope 3 °; Šumava Protected Landscape Area, Bohemian Forest, Czech Republic) under relatively low SO_2 stress. The measurement made four years after limestone application approved enormous (5 to 16 times) increase of nitrification rate in comparison with control plot, increase of nitrogen mineralization rate by 33 %, accumulation of mineralizable N in upper O_{f1} horizon, and decrease of mineralizable N in humification horizon of limed stand by 31 %. The maximal nitrification rates in individual soil horizons of limed stand were 3.2 $mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$ (O_{f1}), 1.7 (O_{f2}), 0.5 (O_h), and 1.2 $mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$ (A_{ol}), respectively, while the maximal rates of unlimed stand varied between 0.1–0.2 $mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$. On the basis of these results we can conclude, that liming of mountain spruce forest tends markedly to decoupling the nitrogen cycle and has a substantial negative incidence on ecosystem stability.

Key words: Bohemian Forest, Boubín, liming, nitrification, nitrogen availability, *Picea abies*

Úvod

Aplikace dolomitických vápenců ve smrkových porostech byla ve střední Evropě extenzivně používána zejména v 80. letech jako účinný prostředek meliorace acidifikovaných půd (PODRÁZSKÝ 1991), přičemž byla často přehlížena nebo bagatelizována rizika s ní spojená. Dalším důvodem aplikace dolomitických vápenců byla snaha zlepšit výživu porostu na stanovišti s chudšími půdami, zejména v souvislosti s výskytem symptomu nedostatku hořčíku v porostech, kde se dříve nevyskytoval (ZECH & POPP 1983). V praxi však aplikace vápence nevedla vždy k očekávanému výraznému a dlouhodobému zlepšení a negativní následky byly větší než se připouštělo. Problematikou se zabývá řada prací, mj. GLATZEL & al. (1992). Podobně u nás je například letecká aplikace vápence ve vyšších polohách Beskyd hodnocena jako neúčelná a z hlediska dlouhodobého chemismu rhizosféry neopodstatněná (VAVRÍČEK 1998). Negativní vlivy vápnění jsou výraznější na stanovištích s vyšší depozicí NH_4^+ -N (MATZNER & MEIWES 1990), která zvětšuje nabídku substrátu pro nitrifikaci. Vzniklé NO_3^- ionty jsou z půdního profilu snadno vyplavovány, zvyšují aciditu půdy a mobilizují toxické ionty Al^{3+} , které mohou poškozovat kořeny stromů (GUNDERSEN & RASMUSSEN, 1990). Cílem této práce, vzniklé v rámci rozsáhlejšího projektu, bylo zjistit rychlost mineralizace dusíku

a nitrifikace v horizontech O_p , O_h a A_{oi} podzolované kambizemě horského smrkového lesa na Boubíně, vystaveného relativně nízké koncentraci SO_2 v ovzduší, a srovnat rychlost nitrifikace na ploše ošetřené vápencem s nitrifikací na ploše neošetřené.

Popis stanoviště

Trvalé výzkumné plochy (TVP) Ústavu ekologie krajiny AV ČR Boubín-sever (Boubín-N) a Boubín-jihozápad (Boubín-SW) se nacházejí v blízkosti vrcholu Boubína (1362 m n. m., Chráněná krajinná oblast Šumava) ve smrkovém vegetačním stupni. TVP byly vytyčeny ve vzájemné vzdálenosti přibližně 650 m, eliminující kontaminaci kontrolní plochy při letecké aplikaci vápence, současně však zajišťující srovnatelné podmínky pro měření. Průměrná roční teplota vzduchu (1901–1950) je 4,0 °C, průměrný roční srážkový úhrn přibližně 1000 až 1100 mm. Geologický podklad tvoří metamorfované horniny – biotitické granitizované ruly (migmatity) moldanubického stáří. Půdním typem je kambizem podzolovaná (Spododystric cambisol, FAO), půdy jsou hlinitopísčité, skeletovité, lehčí. V době odběru vzorků (1992) byl výskyt kůrovce na plochách ojedinělý. Porosty jsou vystaveny relativně nízké průměrné koncentraci SO_2 v ovzduší, jejíž roční průměr je nižší než 10 mg.m⁻³. Meteorologická stanice ČHMÚ Churáňov uvádí pro rok 1995 průměrnou roční koncentraci SO_2 v ovzduší 3,7 mg.m⁻³ při maximálním měsíčním průměru 13 mg.m⁻³ v prosinci (ČHMÚ 1996).

TVP Boubín-N

TVP se nachází 300 m S od vrcholu Boubína v nadmořské výšce 1300 m n. m. (48°59'38"N, 13°49'09"E, expozice NNE), v konkávním tvaru terénu na svahu závětrném pro převládající větry od Z a SZ, od J a Z zastíněná hřebenem Boubína, má svazitost 12 °. Půdním typem je kambizem podzolovaná, půda je kyprá a provzdušněná, s poměrně silnou (až 0,11 m) vrstvou nadložního humusu i minerálního humusového horizontu (0,10 m). V horizontu O_f

Tabulka 1. – Fytoocenologický snímek TVP Boubín-N, 28. 6. 1988, plocha 2 500 m² (LEPŠOVÁ 1988).

Table 1. – Phytocoenological relevée of the stand Boubín-N (LEPŠOVÁ 1988).

E_3 :	60%, <i>Picea abies</i> 4.
E_2 :	0%.
E_1 :	95%, <i>Calamagrostis villosa</i> 4, <i>Luzula sylvatica</i> 2, <i>Deschampsia flexuosa</i> 1, <i>Oxalis acetosella</i> 2, <i>Dryopteris carthusiana</i> 1, <i>Maianthemum bifolium</i> +, <i>Soldanella montana</i> +, <i>Polygonatum verticillatum</i> +, <i>Prenanthes purpurea</i> +, <i>Hieracium sylvaticum</i> r, <i>Sorbus aucuparia</i> juv. r, <i>Doronicum austriacum</i> (r), <i>Malachium aquaticum</i> (r), <i>Galium hircynicum</i> (r), <i>Homogyne alpina</i> (r).
E_0 :	5%, <i>Dicranum scoparium</i> 1, <i>Polytrichum</i> sp. +, další druhy +.

Tabulka 2. – Fytoocenologický snímek TVP Boubín-SW, 28. 6. 1988, plocha 2 500 m² (LEPŠOVÁ 1988).

Table 2. – Phytocoenological relevée of the stand Boubín-SW (LEPŠOVÁ 1988).

E_3 :	40%, <i>Picea abies</i> 3.
E_2 :	0%.
E_1 :	80%, <i>Calamagrostis villosa</i> 3, <i>Deschampsia flexuosa</i> 1-2, <i>Oxalis acetosella</i> ±1, <i>Dryopteris carthusiana</i> 1, <i>Luzula sylvatica</i> +, <i>Maianthemum bifolium</i> +, <i>Soldanella montana</i> +, <i>Polygonatum verticillatum</i> +, <i>Prenanthes purpurea</i> r, <i>Picea abies</i> r, <i>Hieracium sylvaticum</i> r, <i>Sorbus aucuparia</i> juv. r, <i>Silene dioica</i> r, <i>Fagus sylvatica</i> juv. r.
E_0 :	0 %

Tabulka 3. – Základní charakteristika půdních horizontů na TVP Boubín-N.**Table 3.** – Basic characteristics of soil horizons in Boubín-N stand.

Horizont	popis	pH		C	N	C/N	Q _{465/665}	A ₄₆₅ ^{0.01m} kg ⁻¹ .m ³
		H ₂ O	1 M KCl	%				
O ₁	opadanka – jehličí, kůra, ap.	5,11	4,10	48,6	1,78	27	7,4	73
O ₁₁	částečně rozložená dř	4,02	3,09	47,6	1,89	25	7,1	218
O ₁₂	více rozložená dř s vyšším podílem amorfní organické hmoty	3,89	2,83	47,5	1,72	27	8,1	311
O _h	humifikační horizont	3,72	2,63	46,6	1,79	26	8,0	394
A _{ol}	ochricko-melanický povrchový horizont	3,96	3,10	19,4	1,11	18	7,4	512

Tabulka 4. – Základní charakteristika půdních horizontů na TVP Boubín-SW.**Table 4.** – Basic characteristics of soil horizons in Boubín-SW stand.

Horizont	popis	pH		C	N	C/N	Q _{465/665}	A ₄₆₅ ^{0.01m} kg ⁻¹ .m ³
		H ₂ O	1 M KCl	%				
O ₁	opadanka – jehličí, kůra, ap.	4,21	3,00	49,6	2,10	24	6,7	155
O ₁₁	částečně rozložená dř	4,07	2,69	47,3	2,14	22	6,9	139
O ₁₂	více rozložená dř s vyšším podílem amorfní organické hmoty	3,65	2,54	48,1	2,00	24	7,2	323
O _h	humifikační horizont	3,51	2,54	46,7	2,03	24	7,7	551
A _{ol}	ochricko-melanický povrchový horizont	3,77	2,80	24,3	1,21	20	6,7	526

(a méně v O_h) je soustředěna biomasa jemných kořenů smrku a mykorrhiz, hrubé kořeny se vyskytují zejména v horizontu O_h (LEPŠOVÁ 1988). Vegetační pokryv tvoří vzrostlý smrkový les (145 let) asociace *Calamagrostio villosae* – *Piceetum* (Tüxen 1937) Hartmann 1953, v jehož podrostu bylo pozorováno několik druhů, indikujících smrkovo-bukový porost (Tabulka 1). Korunový zápoj je 45 % (CUDLÍN, nepubl.). V září roku 1988 byla TVP letecky ošetřena dolomitickým vápencem (3 000 kg.ha⁻¹, zrnitost 0–2 mm, 28 % CaO a 18 % MgO). Fytcenologický snímek pořízený před vápněním TVP je uveden v Tabulce 1, základní půdní charakteristiky v Tabulce 3. Pásmo ohrožení bylo na počátku 90. let C, stupeň poškození 1.

TVP Boubín-SW

TVP se nachází asi 600 m západně od vrcholu Boubína na mírném svahu (3 °) v plochem terénu otevřeném k západu a jihozápadu v nadmořské výšce přibližně 1320 m (48°59'28"N, 13°48'40"E, expozice WSW). Půdním typem je kambizem podzolovaná, půda je lehčí, se 30 % skeletu, směrem do hloubky se skeletovitost zvětšuje. Vlastnosti povrchové vrstvy humusu (barevný kvocient a stupeň humifikace, Tabulka 3 a 4) jsou srovnatelné s TVP Boubín-N. Vegetační pokryv tvoří horský smrkový porost *Calamagrostio villosae* – *Piceetum* (Tüxen 1937) Hartmann 1953, stáří porostu je 120 let (1992), stupeň poškození 1. Korunový zápoj je 50 % (CUDLÍN, nepubl.). Porost nebyl ošetřen dolomitickým vápencem. Fytcenologický snímek uvádí Tabulka 2, základní půdní charakteristiky Tabulka 4.

Materiál a metody

Půdní vzorky byly odebrány na obou TVP z jednotlivých genetických horizontů počátkem vegetační sezóny v místech bez bylinného patra, kde byl srovnatelný povrchový humus. Vzorek hrabanky z horizontu O_1 byl odebrán ze dvou subhorizontů, lišících se stupněm rozkladu, označených O_{f1} a O_{f2} . Průměrný vzorek použitý pro inkubace byl vytvořen homogenizací půdních vzorků z pěti sond. Vzhledem k narušení stanoviště Boubín-N mechanickou výšivací buřicí v pruzích pro podpору přirozené obnovy smrku v roce 1994 byly použity výsledky inkubačních testů vzorků odebraných 26. května 1992; vzorky pro pedologické rozborby byly odebrány v červenci 1995.

Obsah C_{ox} v půdě byl stanoven oxidací chromsírovou směsí a titrací nadbytečného CrO_4^{2-} síranem železato-diamonným, pH bylo stanoveno potenciometricky ve vodném a 1 M KCl výluhu (1:5). Barevný kvocient $Q_{465/665} = A_{465}/A_{665}$ byl vypočítán jako podíl absorbancí 0,1 M pyrofosfátového extraktu půdy (pH 12, poměr sušina/roztok 1:50) při vlnových délkách 465 a 665 nm. Stupeň humifikace je vyjádřen měrnou absorbancí [$kg^{-1} \cdot m^3$] téhož výluhu, měřenou v kyvetě délky 0,01 m při 445 nm a vztaženou na extrakt 1 kg sušiny půdního vzorku v jednotkovém objemu roztoku. Obsah C a N v půdních vzorcích byl stanoven na analyzátoru Carlo Erba CHNS 1108, obsah NH_4^+-N a NO_3^-N byl měřen ve filtrátu 1% výluhu K_2SO_4

Tabulka 5. – Rychlost mineralizace N a nitrifikace v půdě vybraných horizontů vápněného smrkového lesa na lokalitě Boubín-N.

Table 5. – Nitrogen mineralization and nitrification rates in selected soil horizons of limed spruce forest in Boubín-N stand.

Horizont	O_{f1}		O_{f2}		O_h		A	
	miner. N	nitrifikace	miner. N	nitrifikace	miner. N	nitrifikace	miner. N	nitrifikace
t_l /dny	13	77	30	73	41	24	76	73
t_{max} /dny	117	157	121	173	126	129	169	183
v_{max} /mg.kg ⁻¹ .den ⁻¹	5,2	3,2	4,3	1,7	3,5	0,5	2,4	1,2
N_0 /mg.kg ⁻¹	73,6	11,0	30,3	10,9	20,6	3,1	13,7	1,7
N_{max} /mg.kg ⁻¹	1236	592	870	359	650	99	449	240

N_0 – obsah NO_3^-N nebo N_{min} v půdě na počátku inkubace; N_{max} – maximální obsah NO_3^-N nebo N_{min} v inkubovaném vzorku; t_l – délka lag-fáze; t_{max} – čas odpovídající maximální rychlosti mineralizace N nebo nitrifikace; v_{max} – maximální rychlost mineralizace N nebo nitrifikace

Tabulka 6. – Rychlost mineralizace N a nitrifikace v půdě vybraných horizontů smrkového lesa na lokalitě Boubín-SW. Význam jednotlivých symbolů viz předchozí tabulka.

Table 6. – Nitrogen mineralization and nitrification rates in selected soil horizons of unlimed spruce forest in Boubín-SW stand.

Horizont	O_{f1}		O_{f2}		O_h		A	
	miner. N	nitrifikace	miner. N	nitrifikace	miner. N	nitrifikace	miner. N	nitrifikace
t_l /dny	0	49	0	34	5	12	32	46
t_{max} /dny	56	176	38	159	117	127	181	144
v_{max} /mg.kg ⁻¹ .den ⁻¹	4,0	0,2	3,2	0,2	3,5	0,1	1,7	0,2
N_0 /mg.kg ⁻¹	74,8	1,9	54,7	3,9	55,3	2,3	22,8	1,2
N_{max} /mg.kg ⁻¹	898	49	835	53	940	27	457	34

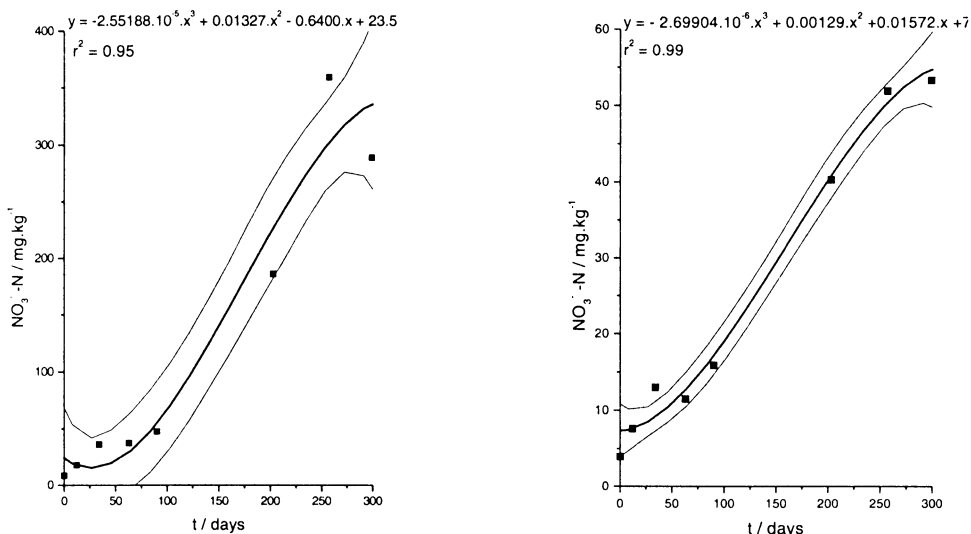
(20 g půdy na 150 ml roztoku, 1 hodina třepání na horizontální třepačce) pomocí amonné a Šenkýřovy iontové selektivní elektrody na pH/ionmetru Radelkis OP a přepočten na sušinu.

Mineralizace N a nitrifikace

Čistá bazální nitrifikace byla stanovena dlouhodobou inkubací půdních vzorků o vlhkosti odpovídající 60 % maximální kapilární kapacity bez přidavku amonné soli při teplotě 20 °C. V průběhu inkubace byly vzorky postupně odebírány pro stanovení obsahu amoného a dusičnanového dusíku. Analýza časové závislosti obsahu a byla provedena aproximací dat polynomicou funkcí třetího stupně (DONALDSON & HENDERSON 1990, NOVÁK 1993). Směrnice tečny vedené inflexním bodem udává maximální rychlost nitrifikace nebo mineralizace N. Průsečík této tečny s přímkou rovnoběžnou s časovou osou a procházející bodem zobrazujícím počáteční obsah dusičnanů v půdě, určuje lag-fázi nitrifikace, příp. mineralizace N. Jestliže polynomická funkce nemá v intervalu odpovídajícím době inkubace inflexní bod, vede se tečna bodem odpovídajícím maximálnímu obsahu NO_3^- -N nebo NH_4^+ -N. Obsah dusičnanů je vyjádřen jako mg.kg^{-1} NO_3^- -N v sušině, obsah minerálního N (N_{min}), odpovídajícího součtu obsahu dusičnanového a amoniakálního dusíku, jako mg.kg^{-1} N_{min} v sušině.

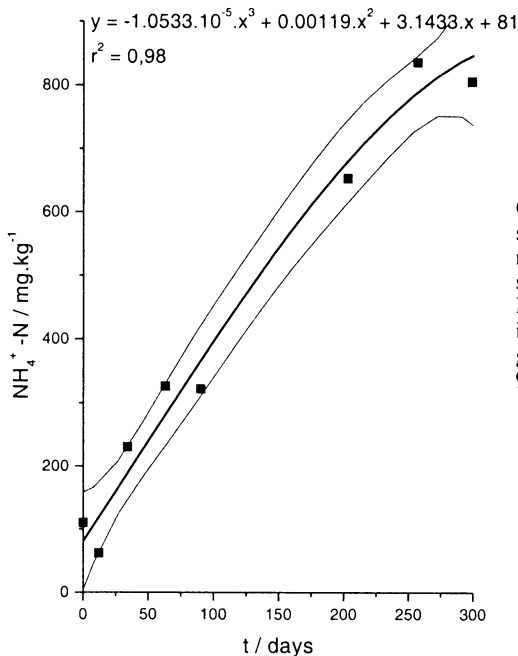
Výsledky a diskuse

Průběh bazální nitrifikace a mineralizace dusíku v zemině vybraných horizontů obou TVP na Boubíně je znázorněn na Obr.1–3, hlavní výsledky zjištěné analýzou mineralizačních a ni-



Obr. 1. – Nitrifikace v zemině horizontu O_2 na stanovištích Boubín-N (vlevo) a Boubín-SW (vpravo). Polynomická regrese 3. stupně s vyznačenými experimentálními hodnotami a pásem spolehlivosti na hladině významnosti 95 %. Poněkud větší rozptyl dat na ploše Boubín-N je patrně způsoben nerovnoměrnou aplikací vápence v terénních podmínkách.

Fig. 1. – Time dependence of NO_3^- -N content in O_2 soil horizons in the Boubín-N (left) and Boubín-SW (right) stands during long-term soil incubation. Third-order polynomial regression with confidence bands (confidence level 95 %).



Obr. 2. – Mineralizace N v zemině horizontu O_{12} na stanovišti Boubín-SW. Polynomická regrese 3. stupně s vyznačenými experimentálními hodnotami a pásem spolehlivosti na hladině významnosti 95 %.

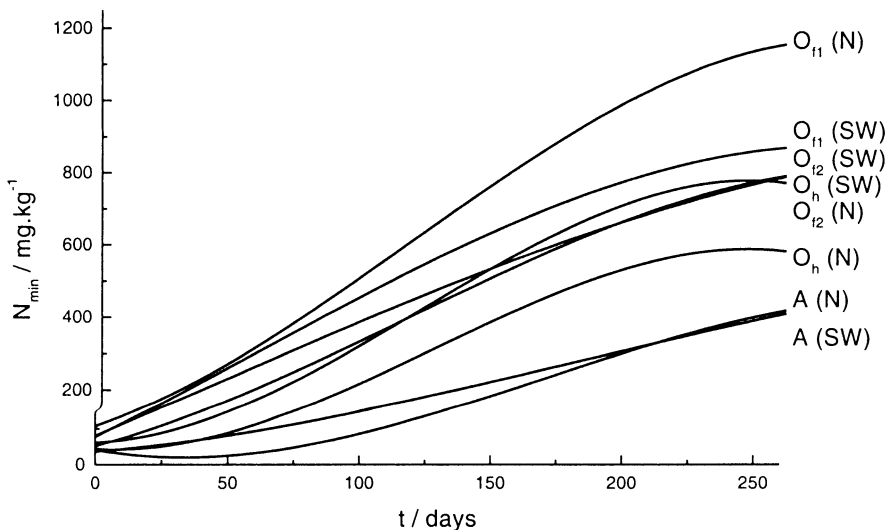
Fig. 2. – Nitrogen mineralization in O_{12} soil horizon in the Boubín-SW stand. Third-order polynomial regression with confidence bands (confidence level 95 %).

trifikačních křivek shrnují Tabulky 5 a 6. Srovnání průběhu mineralizace N a nitrifikace je na Obr. 4 a 5.

Podobně jako na Trojmezí (Novák 1999a) probíhala nitrifikace s poměrně dlouhou lag-fází (Tabulky 5 a 6). Při zvoleném uspořádání experimentu tak bylo pro charakterizaci počáteční fáze k dispozici více experimentálních bodů než v závěru a lag-fáze, stanovená z nerovnoměrně rozložených bodů zejména při větším rozptylu dat na vápněné ploše, je zatížena větší chybou. Zjištěné hodnoty tak mohou sloužit jako semikvantitativní indikátor pro srovnání v rámci jedné plochy, nelze však přímo srovnávat lag – fáze nitrifikace na obou TVP. Vliv těchto nepravidelností lze potlačit zvýšením počtu inkubovaných vzorků, které však při daném experimentu nepřicházelo vzhledem k technickým možnostem v úvahu. Pro srovnání lze uvést lag-fázi nitrifikace v humusové vrstvě zdravého 40-letého smrkového lesa ve Švédsku 100 dnů (PERSSON 1988).

Lag-fáze mineralizace dusíku je (s výjimkou horizontů O_h a A_{ol} u vápněné varianty) podstatně kratší než lag-fáze nitrifikace; s hloubkou se zvyšuje (Tabulky 5 a 6). Znamená to, že mineralizace N probíhá v půdě smrkového lesa snadněji než nitrifikace, což je dáno širším spektrem půdních mikroorganismů, podílejících se na procesu mineralizace dusíku, a odpovídá řazení smrkových lesů mírného pásu k ekosystémům s převažující amonnou formou dusíkaté výživy (ELLENBERG 1977). Tomu odpovídá i fakt, že převažující formou anorganického N po celou dobu inkubace byl ve všech horizontech NH_4^+ -N. Delší lag-fáze mineralizace N u horizontu O_h vápněné varianty je zřejmě dána nižším obsahem mineralizovatelného N v půdě čtyři roky po aplikaci vápence (650 mg.kg^{-1} ve srovnání s 940 mg.kg^{-1} u kontrolní plochy). Nepravidelnosti u některých horizontů jsou patrně způsobeny větším rozptylem měřených hodnot, který se projevuje deformací počátku inkubační křivky (Obr. 3).

Maximální rychlost nitrifikace byla zjištěna ve svrchním O_{11} horizontu lokality ošetřené vápencem ($3,2 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$), v horizontu O_{12} byla přibližně poloviční (Tabulka 5). V půdě

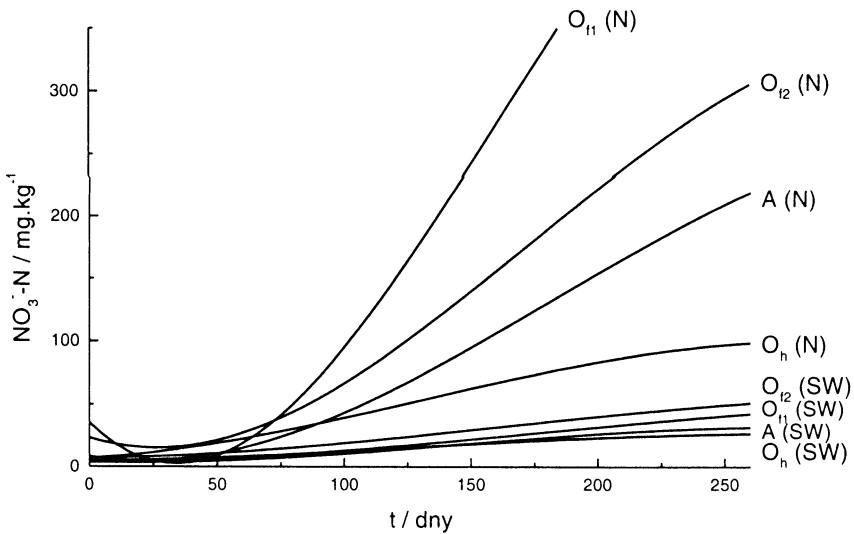


Obr. 3. – Závislost obsahu N_{\min} (mg.kg^{-1} sušiny) v jednotlivých horizontech podzolované kambizemě na lokalitách Boubín-N (N) a Boubín-SW (SW) na čase při dlouhodobé inkubaci. Polynomičká regrese 3. stupně.
Fig. 3. – Time dependence of N_{\min} content in individual soil horizons of Boubín-N (N) and Boubín-SW (SW) stands during long-term soil incubation (mg.kg^{-1} dry matter).

O_h horizontu dosáhla pouze $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$, což je patrně dáno vyčerpáním části dostupného N v tomto horizontu čtyři roky po vápnění; v horizontu A_{oi} byla maximální rychlost nitrifikace $1,2 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$. Uvedené výsledky odpovídají výsledkům laboratorní inkubace humusu (mor) 40 letého porostu *Picea abies* s přidavkem mletého vápence (PERSSON 1988). Při přidavcích 10, 20 a 30 mg CaCO_3 na gram půdy se rychlost nitrifikace zvýšila z 1,0 na 2,5 až 7,9 mg N.den^{-1} , přičemž se lag-fáze zkrátila ze 100 na 40 až 10 dnů. Takto výrazné zvýšení rychlosti nitrifikace a zejména zkrácení doby lag-fáze lze snadno demonstrovat v laboratorních podmínkách při přidavku jemně mletého vápence ke vzorku zeminy a následné homogenizaci, které snižují rozptyl dat a zvyšují tak koeficient determinace křivek i přesnost vypočítaných parametrů, již nelze dosáhnout homogenizací vzorků z lokality ošetřené letecky vápencem o velikosti zrn 0–2 mm.

Na zvýšení rychlosti nitrifikace se nepochybně podílí vyšší pH v mikrozónách půdy bezprostředně ovlivněných částicemi aplikovaného vápence, kde jsou změny pH výraznější než odpovídá pH vodného výluhu (Tabulky 3 a 4). U vodného výluhu není změna pH ve srovnání s nevápěnou plochou příliš výrazná (cca 0,2 jednotky pH), v horizontu O_{f1} je $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ dokonce nepatrně nižší než u odpovídajícího horizontu kontrolní plochy, což je patrně důsledek intenzivnější humifikace opadu v O_{f1} horizontu vápěné plochy.

Ve vzorcích půdy odebrané z horizontů O_{f1} , O_{t2} , O_h a A_{oi} na ploše neošetřené vápencem byla maximální rychlost nitrifikace několiknásobně nižší ($0,1\text{--}0,2 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$) než na vápěné ploše (Tabulka 6). Zvýšení maximální rychlosti mineralizace N po vápnění představovalo na lokalitě Boubín-N asi 33 %; v zemině horizontu O_h byla rychlost stejná. Lag-fáze mineralizace N se u obou variant s hloubkou horizontu zvyšuje, což je zřejmě dáno vyšším zastoupením hůře rozložitelných dusíkatých látek v hlubších horizontech. Delší lag-fáze u vápěné varianty mohou odrážet vyčerpání části snadno dostupného N v době od vápnění



Obř. 4. – Závíslost obsahu $\text{NO}_3\text{-N}$ (mg.kg^{-1} sušiny) v jednotlivých horizontech podzolované kambizemě na lokalitách Boubín-N (N) a Boubín-SW (SW) na čase při dlouhodobé inkubaci. Polynomická regrese 3. stupně.

Fig. 4. – Time dependence of $\text{NO}_3\text{-N}$ content in individual soil horizons of Boubín-N (N) and Boubín-SW (SW) stands during long-term soil incubation (mg.kg^{-1} dry matter).

porostu, nelze však vyloučit ani vliv většího rozptylu dat na stanovení tohoto parametru, diskutovaný výše.

Zvýšení rychlosti nitrifikace po vápnění smrkového porostu popsali mezi jinými KREUTZER & al. (1989). RUDEBECK & PERSSON (1998) zjistili v průběhu až 180denní inkubace půdních vzorků ze smrkových lesů v jižním Švédsku, že nitrifikace v nadložním horizontu je převážně chemoautotrofní a značně závislá na pH. Vyšší rychlost nitrifikace jsme pozorovali v půdě silně imisně exponovaného smrkového porostu na Kykulce (Beskydy), kde po opakované letecké aplikaci vyšších dávek vápence dosáhla maximální rychlost nitrifikace v horizontu O_r+O_h $4,0 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$ (NOVÁK 1999).

Důležitou charakteristikou je celkový obsah mineralizovatelného N, který (po přepočtu na g.m^{-2}) odpovídá dostupnosti N na daném stanovišti. V laboratorním experimentu stanovil PERSSON (1988) obsah mineralizovatelného N ve vrstvě moru smrkového porostu okolo 1100 mg.kg^{-1} , nezávisle na přidavku vápence. Na Trojmezí jsme zjistili podobný obsah 1071 mg.kg^{-1} mineralizovatelného N v O_r horizontu podzolu (NOVÁK 1999a). V podzolované kambizemi na Boubíně-SW byl obsah mineralizovatelného N v holoorganických horizontech nižší, okolo 900 mg.kg^{-1} (Tabulka 6). Na vápněné ploše byl ve svrchním O_{11} horizontu po čtyřech letech zjištěn poměrně vysoký obsah 1236 mg.kg^{-1} mineralizovatelného N, patrně jako důsledek dočasně zlepšené dusíkaté výživy porostu, který před opadem jehlic translokuje méně N. Naproti tomu humifikační horizont O_h obsahoval čtyři roky po vápnění $650 \text{ mg.kg}^{-1} \text{N}_{\text{min}}$, což je o 31 % méně než na kontrolní ploše (Tabulka 6). Zřejmě se jedná o důsledek rychlejší mineralizace N po aplikaci vápence, většího příjmu N porostem a v neposlední řadě vylavení části N do spodních vod.

Vápnění a koloběh N

K hlavním transformacím N v lesních ekosystémech patří mineralizace N, nitrifikace, imobilizace N půdní mikroflórou a příjem dusíku rostlinami. Nezanedbatelnými položkami celkové bilance N jsou atmosférická depozice N a zejména v narušených lesních ekosystémech vyplavování dusičnanů z prokořeněné vrstvy půdy, neboť ionty NO_3^- na rozdíl od iontu NH_4^+ nejsou v půdním profilu zadržovány (EMMETT & al. 1997). Odběry a analýza složení lyzimetrických vod na Boubíně však nebyly v rámci projektu prováděny, spolehlivé údaje o depozici N a S na Boubíně rovněž chybí. Vzhledem k tomu, že se na depozici v této oblasti podílí především dálkový přenos, lze na základě srovnání s dostupnými údaji (viz NOVÁK 1999a) provést kvalifikovaný odhad. Celkovou roční depozici síry lze odhadnout v závislosti na ročním srážkovém úhrnu na 10–20 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, roční depozici dusíku asi 10 až maximálně 15 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Nižší odhad ve srovnání s Trojmezím (tamtéž) plyne ze specifické polohy osamoceného vrcholu Boubína mimo hlavní masív Šumavy, který se projevuje rovněž v nižším odhadu ročního srážkového úhrnu.

Z hlediska koloběhu látek v lesním ekosystému je vápnění výrazným zásahem do přírodního prostředí. Vápnění vede k urychlení rozkladu opadu a mineralizace humusu a ke snížení jeho zásob (KREUTZER 1995). Nitrifikace, již zdravý porost omezuje, protože ve silně eluviálních podmínkách je pro lesní ekosystém nevýhodná, se vápněním zrychluje podobně jako mineralizace N, což přispívá k nerovnováze příjmu živin, například omezení příjmu fosforu. Zrychlená mineralizace N a nitrifikace zvyšují obsah anorganického dusíku v půdním roztoku a dusičnany jsou vyplavovány z prokořeněných horizontů. Tím přispívají k acidifikaci půdy, eutrofizaci povrchových toků a jezer, zhoršují kvalitu vody v pramenných oblastech a v důsledku vyplavení N z prokořeněných půdních horizontů mohou v porostu vyvolat deficit dusíku (HUETTL & ZOETTL 1993). Uvedené změny jsou vyvolány výraznými (a v literatuře popsávanými) změnami v půdní mikroflóře. Významně přitom může spolupůsobit rozpad stromového patra a snižování zápoje korun, jež umožňuje rozvoj bylinného podrostu a nepřímou tak urychluje mikrobiální procesy v půdě (NOVÁK & PLACEROVÁ 1998, NOVÁK 1999). Poblíž plochy Boubín-N byl po vápnění pozorován výskyt smetánky lékařské *Taraxacum officinale* Weber in Wiggers (LEPŠOVÁ, nepubl.), vysokou dostupnost dusíku na ploše indikoval výskyt kopřivy dvoudomé *Urtica dioica* L. Velké změny zoocenóz lesních půd po vápnění popisuje KREUTZER (1995). Vápnění působí negativně rovněž na mykorrhizní houby a kořeny (QIAN & al. 1998), což ve svých důsledcích může porost ohrozit. V horských oblastech, kde spolupůsobí další negativní faktory (zejména drsnější klima, výrazný eluviální režim, případně vyšší depozice N) jsou uvedená rizika a jejich následky podstatně větší.

Závěr

Byla změřena rychlost mineralizace N a bazální nitrifikace v půdách O_{f1} , O_{f2} , O_h a A_{ol} horizontů podzolované kambizemě horského smrkového porostu na Boubíně-N čtyři roky po letecké aplikaci vápence a v půdách kontrolního porostu Boubín-SW (bez aplikace vápence). Získané výsledky prokázaly zejména enormní zvýšení rychlosti nitrifikace na vápněné ploše (5 až 16-krát) ve srovnání s plochou kontrolní, vyšší rychlost mineralizace N (asi o 33 %), vyšší obsah mineralizovatelného N ve svrchním O_{f1} horizontu a pokles jeho obsahu v humifikačním horizontu asi o 31 %. Na základě těchto výsledků a při srovnání s údaji ze smrkových porostů z Moravskoslezských Beskyd (NOVÁK 1999) je zřejmé, že vápnění výrazně přispívá k otevření cyklu N (ULRICH 1994) a může tak mít značný negativní dopad na stabilitu horských lesních ekosystémů.

Poděkování. Tato práce vznikla v rámci projektu č. 206/94/0832, podporovaného Grantovou agenturou České republiky.

Literatura

- ČHMÚ, 1996: Znečištění ovzduší a chemické složení srážek na území České republiky včetně doprovodných meteorologických dat. Souhrnný tabelární roční přehled 1995. [Atmospheric pollution and chemical composition of precipitation at the territory of the Czech Republic including meteorological data. Annual report for 1995.] ČHMÚ Praha.
- DONALDSON J.M. & HENDERSON G.S., 1990: Nitrification potential of secondary-succession upland oak forests: I. Mineralization and nitrification during laboratory incubations. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 54: 892–897.
- ELLENBERG H., 1977: Stickstoff als Standortfaktor, insbesondere für mitteleuropäische Pflanzengesellschaften. *Oecologia Plantarum*, 12: 1–22.
- EMMETT B.A., COSBY B.J., FERRIER R.C., JENKINS A., TIETEMA A. & WRIGHT R.F., 1997: Modelling the ecosystem effects of nitrogen deposition: Simulation of nitrogen saturation in a Sitka spruce forest, Aber, Wales, UK. *Biogeochemistry*, 38: 129–148.
- GUNDERSEN P. & RASMUSSEN L., 1990: Nitrification in Forest Soils: Effects from Nitrogen Deposition on Soil Acidification and Aluminium Release. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, Springer-Verlag New York*, 113: 1–45.
- GLATZEL G., TANDL R., SIEGHARDT M. & HAGER H. (eds.), 1992: Magnesiummangel im mitteleuropäischen Waldökosystemen. *Forstliche Schriftenreihe vol. 5, University of Bodenkultur, Wien*.
- HUETTL R.F. & ZOETTL H.W., 1993: Liming as a Mitigation Tool in Germany Declining Forests – Reviewing Results from former and recent trials. *Forest Ecol Management*, 61: 325–338.
- KREUTZER K., REITER H., SCHIERL R. & GÖTTLEIN A., 1989: Effect of acid irrigation and liming in a Norway spruce stand (*Picea abies*). *Water Air Soil Pollution*, 48: 111–125.
- KREUTZER K., 1995: Effect of forest liming on soil processes. *Plant Soil*, 168/169: 447–470.
- LEPŠOVÁ A., 1988: Význam studia plodnic makromycetů pro biomonitorování změn v lesním ekosystému. [Significance of macrofungal fruiting bodies studies for biomonitoring of forest ecosystem changes.] *Ms, Dissertation, Institute of Landscape Ecology, České Budějovice*, 152 pp. (In Czech).
- MATZNER E. & MEIWEIS K.J., 1990: Effects of liming and fertilization on soil solution chemistry in northern German forest ecosystems. *Water Air Soil Pollution*, 54: 77–89.
- NOVÁK F., 1993: Analýza průběhu nitrifikace [Analysis of the nitrification course]. In: *Metody studia přeměn dusíku v půdě [Methods of soil nitrogen transformation study]*, ŠIMEK M., NOVÁK F. & ŠANTRŮČKOVÁ H. (eds.), ÚPB AV ČR, České Budějovice, pp. 121–130 (In Czech).
- NOVÁK F., 1999: Nitrification in mountain spruce forest soils in Beskydy Mts. In: *Zpravodaj Beskydy*, TESAR V. & KULA E. (eds.), MZLU Brno, 12: 23–28. (In Czech).
- NOVÁK F., 1999a: Nitrogen transformation in Norway spruce forest soil in Trojmezna hora (Bohemian Forest). *Silva Gabreta*, 3: 183–194. (In Czech).
- NOVÁK F. & PLACEROVÁ K., 1998: Cellulose decomposition in spruce forest stands in Beskydy Mts. *Lesnictví-Forestry*, 44: 65–76.
- PERSSON T., 1988: Effect of acidification and liming on soil biology. In: *Liming as a Measure to improve soil and tree condition in areas affected by air pollution*, ANDERSSON F. & PERSSON T. (eds), National Swedish Environm. Protection Board, Report 3518, Solna, Sweden, pp. 53–70.
- PODRÁZSKÝ V., 1991: Vliv vápnění na vlastnosti lesních půd a na odolnost lesních dřevin vůči působení imisí. Referát [Influence of liming on forest soil properties and on resistance of forest trees towards immision stress. A Review]. *Lesnictví*, 37: 161–182. (In Czech).
- QIAN X.M., KOTTKE I. & OBERWINKLER F., 1998: Influence of liming and acidification on the activity of the mycorrhizal communities in a *Picea abies* (L.) Karst. stand. *Plant Soil*, 199: 99–109.
- RUDEBECK A. & PERSSON T., 1998: Nitrification in organic and mineral soil layers in coniferous forests in response to acidity. *Environmental Pollution*, 102 S1: 377–383.
- ULRICH B., 1994: Nutrient and acid-base budget of Central European Forest ecosystems. In: *Effects of Acid Rain on Forest Processes*, GODBOLD D. L. & HÜTTERMANN A. (eds.), Wiley-Liss Inc., New York, pp. 1–50.
- VAVRÍČEK D., 1998: Možnosti využití mletých bazických horninových mouček v lesnictví. [Possibility of using ground basic rock flours in forestry.] *Zpravodaj Beskydy*, MZLU Brno, 11: 89–96. (In Czech).
- ZECH W. & POPP E., 1983: Magnesiummangel, einer der Gründe für Fichten- und Tannensterben in NO-Bayern. *Forstw. Centralbl.*, 102: 50–55.