

# Dlouhodobé trendy acidifikace tatranských jezer

J. KOPÁČEK<sup>1</sup> a E. STUHLÍK<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Hydrobiologický ústav AV ČR, Na sádkách 7, 370 05  
České Budějovice, Česká republika,

<sup>2</sup>Přírodovědecká fakulta UK, Viničná 7, 120 44 Praha  
2, Česká republika

**Abstract.** Historical development of emission trends and atmospheric deposition of sulphur (S) and nitrogen (N) strongly influenced chemical composition and quality of waters and biological communities in the glacial lake ecosystems. Concentration of  $\text{SO}_4^{2-}$  similarly increased in all glacial lakes, whereas concentrations of  $\text{NO}_3^-$  increased only in some lakes. Very high concentrations of  $\text{NO}_3^-$  were detected in the lakes located in the drainage areas covered by bare rocks (mean  $45 \mu\text{mol}^{-1}$ ), yet significantly lower values were found in the lakes sited in the drainage areas covered by grasslands (mean  $27 \mu\text{mol}^{-1}$ ). Close to zero values were detected in the lakes surrounded by forests. This is the effect of different soil substrates and vegetation covers that varied with the type of lake drainage area. Nitrogen consumption, and thus nitrogen saturation depends primarily on biological activity. Even though, there are no available long term data sets on detailed chemical composition of waters, based on biological indicators, the most dramatic changes in the chemical composition happened in the period 1973-78. In this period, species diversity of zooplankton very decreased. Also, the species structure of zooplankton communities turned to be more similar to the present communities of medium or highly acidified lakes. In the number of lakes zooplankton is gone totally. Moreover, similarly to patterns detected in other European and American lakes, the negative relationship between decreasing species diversity of phytoplankton and increasing acidification was described. Water quality and biocoenoses were the most negatively impacted in the second half of 1980's. In the beginning of 1990's, water quality again started to increase as the result of decline of emissions and atmospheric depositions of sulphur and nitrogen, so the concentration of  $\text{SO}_4^{2-}$  and  $\text{NO}_3^-$  also decreased. Decline of  $\text{SO}_4^{2-}$  concentrations was higher in the case of glacial lakes of the drainage area dominated by rock substrate in comparison to the lakes of the drainage areas with higher proportion of soil substrate. It is probably due to ongoing resorption process of sulfites caught in the soil substrates during the previous period. Here, the development of new equilibrium lasts longer time. Contrary to sulfites, nitride concentrations declined in all lakes with different

types of drainage areas. It is the result the nitrogen saturation in all ecosystem types. Exceeding nitrogen not used in biotic cycles is discharged down stream. Soil and vegetation coverage in the drainage area limits the concentration of nitrides. Decline of nitrides in the lake waters would continue to the point when increase of biotic processes in the ecosystem, lake-drainage area, starts to be limited by nitrogen. Consequently, the nitrogen concentration should jump down. The trend of sulfite decrease will probably slowly continue. In contrast, stagnation of nitride levels respectively their slight increase is expected due to expected economic growth in the central European region.

**Key words:** long term monitoring, zooplankton, glacial lakes, acidification,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ , the High Tatra Mts.

## Úvod

Ve druhé polovině 20. století se jedním z hlavních problémů sladkovodních ekosystémů v oblastech s nízkou pufrací kapacitou podloží půd stala jejich acidifikace dálkovými atmosferickými přenosy sloučenin síry a dusíku ( $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  a  $\text{NH}_3$ ). Nejpatrnějším výsledkem tohoto procesu byl úbytek a vymizení ryb v řadě skandinávských a severoamerických jezer a řek. Při podrobnějších průzkumech se ukázalo, že postižena je i celá řada nižších organismů planktonních a bentických společenstev. Všechny tyto změny byly důsledkem změn chemismu povrchových vod, zejména snížení koncentrace hydrogenuhličitanů a poklesu pH a rostoucích koncentrací síranů, dusičnanů, hliníku a těžkých kovů (např. Schindler 1988). Kontrola emisí S a výsledný pokles kyselých depozic se v současnosti v některých postižených oblastech pozitivně projevuje pozvolným zotavováním okyselených sladkovodních ekosystémů (Wright and Hauhs 1991). Podobný trend postupného okyselování a v současné době mírného zotavování jezer lze pozorovat i ve Vysokých Tatrách a na Šumavě (Kopáček *et al.* 1998). Cílem tohoto příspěvku je ukázat jak citlivě chemismus tatranských ples odráží jakékoliv změny v intenzitě střeoevropských emisí sloučení S a N a v jejich následné atmosférické depozici do horských ekosystémů povodí-jezero.

## Emise sloučenin S a N

Antropogenní emise  $\text{SO}_2$  a  $\text{NO}_x$  v se Evropě postupně zvyšují již od počátku průmyslové revoluce, ale jejich dramatický růst nastal až v posledních desetiletích. Od druhé světové války do počátku 80. let vzrostly emise  $\text{SO}_2$  třikrát (Mylona 1993) a  $\text{NO}_x$  téměř pětikrát (Pacyna *et al.* 1991). Intenzifikace zemědělské výroby způsobila ve stejném období

zdvojnásobení emisí  $\text{NH}_3$  (Asman *et al.* 1988). V průběhu 80. let se vzrůst evropských emisí N výrazně zpomalil u  $\text{NO}_x$  a stabilizoval v případě  $\text{NH}_3$ . Emise  $\text{SO}_2$  počaly dokonce klesat v důsledku odsířování a přechodu z tuhých na kapalná a plynná paliva v západoevropských zemích. Trend podobný 80. letům sledují emise S a N na většině evropského území i v 90. letech. Dosavadní vývoj emisí S a N na území bývalého Československa se však od tohoto trendu liší ve dvou bodech:

#### Povodi

Značná část srážkové vody přichází před svým vstupem do jezera do styku s půdami v povodí, které významně mění její složení. Kyselá atmosférická depozice představuje pro půdy externí zdroj aniontů (především  $\text{SO}_4^{2-}$  a  $\text{NO}_3^-$ ) i kationtů (především  $\text{H}^+$  a  $\text{NH}_4^+$ ). Pro neobdělávané půdy a lesy je N často limitujícím prvkem, protože bývá oproti ostatním živinám minimálně dostupný. Předindustriální množství N dodávané do těchto ekosystémů atmosférickou depozicí a vnitřními zdroji (mineralizace organické hmoty) tak bylo využito vegetací a mikroorganismy. V okamžiku, kdy zdroje N převyšují jeho potřebu danou původním rovnovážným stavem ekosystému, počne se ustavovat nová rovnováha mezi požadavky vegetace na živiny a jejich dostupností, která může vést až ke změně prvku limitujícího další růst ekosystému. Jakmile je vstupující množství N vyšší než jeho potřeba v ekosystému nastává tzv. saturace povodí dusíkem (Stoddard 1994), která je provázána zvýšeným odnosem  $\text{NO}_3^-$  do vod. Zvláště nebezpečnou z hlediska acidifikace ekosystému je atmosférická depozice  $\text{NH}_4^+$ . Zatímco asimilace  $\text{NO}_3^-$  iontů a jejich denitrifikace má alkalizační účinky, asimilace a nitrifikace  $\text{NH}_4^+$  iontů vede k další acidifikaci půd a vody produkcí  $\text{H}^+$  iontů (Reuss and Johnson 1986).

Biochemické procesy hrají jen omezenou roli v zadržování  $\text{SO}_4^{2-}$  v půdách, neboť požadavky biomasy na asimilaci S jsou zanedbatelné ve srovnání s úrovní její atmosférické depozice. Hlavním mechanismem, který ovlivňuje volný průchod  $\text{SO}_4^{2-}$  půdami je adsorpce na oxidy Al a Fe. Až do vyčerpání této adsorpční kapacity odtéká z půdního profilu méně  $\text{SO}_4^{2-}$  než do něj vstupuje. Naopak desorpce a vyplavování zadržovaných iontů  $\text{SO}_4^{2-}$  z půd po snížení atmosférické depozice může vést k vyšším odnosům  $\text{SO}_4^{2-}$  než odpovídá vstupní úrovni. Na rozdíl od N, který může být ve významném množství vázán do biomasy vegetace i půd nebo unikat do atmosféry, se však dlouhodobá bilance odtoku  $\text{SO}_4^{2-}$  z povodí rovná vstupu (van Miegroet 1994). Množství a kvalita půd tak ovlivňuje aktuální koncentrace síranů v povrchových vodách, nikoliv jejich dlouhodobý látkový tok.

Rozloha a mocnost půd a množství vegetace v povodí jezer tak ve značné míře rozhoduje o rychlosti, s jakou se při jinak stejné úrovni atmosférické depozice sloučenin S a N zvýší koncentrace aniontů silných kyselin ( $\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^-$ ) v půdním roztoku a povrchových vodách, i o výši jejich aktuálních koncentrací.

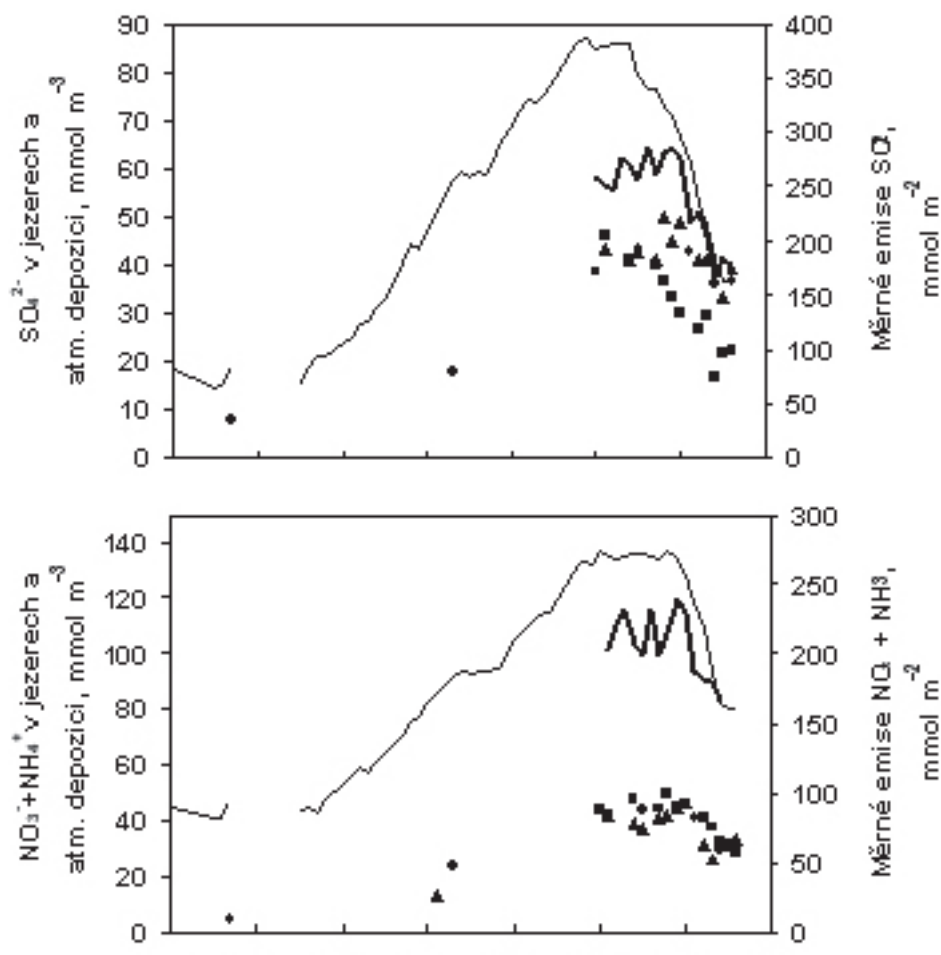
#### Chemismus ples

Historické změny v emisích a atmosférické depozici sloučenin S a N výrazně ovlivnily chemické složení a biologické oživení lidskou činností relativně nedotčených tatranských ples. Bohužel neexistují ucelená empirická data, dokumentující postup okyselování ples, t.j. pokles jejich kyselinové neutralizační kapacity (KNK) popř. i pH. V 80. letech však již byla větší-

na těchto unikátních ekosystémů acidifikací vážně postižena; 86% ples bylo středně acidifikovaných s KNK (stanovenou podle Grana) nižší než  $100 \mu\text{mol}^{-1}$  a 42% ples bylo dokonce silně acidifikováno s hodnotami  $\text{KNK} < 20 \mu\text{mol}^{-1}$  (Stuchlík *et al.* 1985). Hodnota  $\text{KNK} = 20 \mu\text{mol}^{-1}$  je přitom považována za nejnižší hranici, ještě umožňující přežívání ryb (Psenner and Catalan 1994). Oproti předindustriálnímu období byla na konci 80. let tohoto století průměrná hodnota  $\text{KNK}$  tatranských ples o  $\sim 100 \mu\text{mol}^{-1}$  nižší (vypočteno podle Wrighta 1983 in Kopáček and Stuchlík 1994) a původní  $\text{HCO}_3^-$  ionty byly v jejich vodách částečně či zcela nahrazeny síraný a dusičnany. V roce 1993 byly koncentrace  $\text{SO}_4^{2-}$  v průměru o  $33 \mu\text{mol}^{-1}$  a koncentrace  $\text{NO}_3^-$  o  $30 \text{mmol l}^{-1}$  vyšší (Kopáček *et al.* 1998) než jejich „požadové“ hodnoty z roku 1937 ( $\text{SO}_4^{2-} \sim 7.5 \mu\text{mol}^{-1}$ ,  $\text{NO}_3^- \sim 1,5 \mu\text{mol}^{-1}$ ; Stangenberg 1938). Trendy zvyšování koncentrací  $\text{SO}_4^{2-}$  a  $\text{NO}_3^-$  v plesech se však lišily. Zatímco koncentrace  $\text{SO}_4^{2-}$  vzrostly přibližně stejně ve všech plesech, koncentrace  $\text{NO}_3^-$  jen v některých. Značně vysokých hodnot dosáhly  $\text{NO}_3^-$  v plesech s povodími pokrytými holými skalami (v průměru  $45 \mu\text{mol}^{-1}$ ), výrazně nižší byly v plesech s lučnými povodími (v průměru  $27 \mu\text{mol}^{-1}$ ) a téměř nulové byly v lesních povodích (Kopáček *et al.* 1995). Příčinou tohoto rozdílu je různé množství půd a vegetace v jednotlivých typech povodí, které vede k různé úrovni spotřeby N a tím i k různé míře jejich saturace dusíkem.

Přestože neexistují podrobná chemická data, dokumentující postupně změny složení ples, lze na základě biologických ukazatelů předpokládat, že nejprudší změny jejich chemismu nastaly mezi roky 1973 a 1978 (Fott *et al.* 1994). V tomto období se totiž výrazně snížila druhová rozmanitost zooplanktonu a změnilo jeho se druhové zastoupení v plesech, které se dnes nachází ve stadiu středně či silně acidifikovaných; v řadě z těchto ples vymizel zooplankton zcela (Stuchlík *et al.* 1985, Fott *et al.* 1994). Nalezena byla i závislost klesajícího počtu druhů fytoplanktonu na rostoucí acidifikaci jezerní vody (Lukavský 1994), známá též z jiných evropských a amerických oblastí postižených acidifikací (Schindler 1988). Chemismus a oživení tatranských ples byly acidifikací nejhůře postiženy ve druhé polovině 80. let. Na začátku 90. let se tato situace začala lepší. V důsledku poklesu emisí a atmosférické depozice sloučenin S a N se v tatranských plesech počaly snižovat koncentrace  $\text{SO}_4^{2-}$  a  $\text{NO}_3^-$  (Fig. 1). Toto snížení koncentrací aniontů silných kyselin bylo částečně vyrovnáno poklesem koncentrací  $\text{Ca}^{2+}$  a  $\text{Mg}^{2+}$  a v některých plesech částečně též vzrůstem  $\text{HCO}_3^-$  (Table 1). Pokles koncentrací  $\text{Ca}^{2+}$  a  $\text{Mg}^{2+}$  v jezerní vodě patrně odráží snížení rychlosti zvětvávání podloží a nižší vyplavování bazických kationtů z půd při nižší úrovni kyselé depozice na počátku 90. let (Kopáček *et al.* 1997).

Z Fig. 1 je patrné, že pokles koncentrací  $\text{SO}_4^{2-}$  byl větší u ples se skalnatými povodími (Vyšné Wahlenbergovo pleso) než u ples s větším množstvím půd v povodí (Velké Hincovo pleso a Morské Oko), kde v současnosti pravděpodobně probíhá desorpce  $\text{SO}_4^{2-}$  zadržovaných na půdním komplexu během předchozího období a utváření nového rovnovážného stavu trvá déle. Oproti síranům se koncentrace  $\text{NO}_3^-$  snížily ve všech třech plesech podobně bez ohledu na rozdílné množství půd v jejich povodích (Fig. 1). Tento zdánlivý rozpor je způsoben tím, že všechna tři povodí jsou dosud saturována dusíkem. Nadbytečný N, který nemůže být využit vegetací a mikrobiálními pochody, odtéká s vodou. Množství půd a vegetace v povodí tak v současné době rozhoduje především o



**Fig. 1.** Historické trendy měrných emisí sloučenin S a N a jejich koncentrací v atmosférické depozici a v tatranských plesech: slabá čára - emise SO<sub>2</sub> a anorganického N (NO<sub>x</sub> + NH<sub>3</sub>) na území bývalého Československa; silná čára - koncentrace SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> a anorganického N (NO<sub>3</sub> + NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) v atmosférické depozici na stanici Chopok; body - koncentrace SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> a NO<sub>3</sub><sup>-</sup> v tatranských plesech (kolečka - Morskie Oko, trojúhelníky - Velké Hincovo, čtverečky - Vyšné Wahlenbergovo). Emisní trendy jsou převzaty z Kopáček *et al.* (1998); data o atmosférické depozici jsou z databanky SHMÚ, Bratislava; data o chemismu slovenských ples od roku 1980 a jezera Morskie Oko od roku 1993 jsou z databanky autorů; starší data jsou z literatury (Stangenberg 1938, Bombówna 1965, Bombówna and Wojtan 1996) kromě dusičnanů ve Velkém Hincově plese z roku 1961 (Procházková, unpub.).

		Strážky-Chopok		Ladové pleso		Vyšné Wahlenbergovo pleso	
		1985-89	1992-94	1986-90	1993-95	1986-90	1993-95
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	μmol <sup>-1</sup>	62	45	35	25	34	23
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	μmol <sup>-1</sup>	39	34	45	32	47	34
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	μmol <sup>-1</sup>	69	54	0.7	0.2	0.8	0.5
Ca <sup>2+</sup>	μmol <sup>-1</sup>	15	20	75	62	47	41
Mg <sup>2+</sup>	μmol <sup>-1</sup>	3.5	4	5	3.5	5.5	3.5
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	μmol <sup>-1</sup>	0	0	54	56	0	12
H <sup>+</sup>	μmol <sup>-1</sup>	49	21	0.5	0.5	5	2

**Table 1.** Průměrné hodnoty koncentrací hlavních iontů ve dvou tatranských plesech (Ladové ve Velké Studené dolině a Vyšné Wahlenbergovo) v letech 1986-1990 a 1993-1995 a ve srážkách na stanici Chopok. Upraveno z Kopáček *et al.* (1998); data z Chopku pochází z databanky SHMÚ, Bratislava.

výši koncentrace NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Ta je z uvedených jezer nejvyšší ve Vyšném Wahlenbergově plese, které má nižší množství půd a tím i nižší spotřebou N oproti ostatním dvěma. Postupný pokles NO<sub>3</sub><sup>-</sup> v jezerní vodě by v případě pokračujícího snižování emisí N trval až do okamžiku, kdy další růst vegetace ekosystému povodí-jezero začne být opět limitován N. Koncentrace NO<sub>3</sub><sup>-</sup> by pak měly klesnout skokově.

## Závěr

Příznivé snížení emisí S i N v první polovině 90. let, následné snížení kyselých depozice a částečné ozdravení okyselených tatranských ples bylo způsobeno především poklesem průmyslové a zemědělské výroby v postkomunistických zemích. Bez technologických opatření, vedoucích k výrazným úsporám

energie, optimalizaci spalovacích procesů a dokonalejšímu čištění spalin u hlavních emisních zdrojů však nelze do budoucna počítat s pokračováním tohoto příznivého trendu. Emise N se pravděpodobně budou znovu zvyšovat v souvislosti s předpokládaným ekonomickým rozvojem středoevropského regionu, s rostoucí hustotou automobilové dopravy a s opětovnou intenzifikací zemědělské výroby. Další pokles emisí lze naopak předpokládat v případě  $\text{SO}_2$  v důsledku probíhajícího odsířování spalin tepelných elektráren a pokračující plynofikace. V chemismu tatranských ples tak v následujících letech nedojde k zásadním změnám v porovnání se současným stavem. Trend poklesu síranů bude patrně nadále mírně pokračovat, naopak lze očekávat stagnaci poklesu dusičnanů, popř. jejich mírný vzrůst. Protože koncentrace aniontů silných kyselin bude víceméně stabilní, nebudou se měnit ani koncentrace vápníku, hořčíku a hydrogenuhlíčanů. Tatranská plesa tak zůstanou silně postižena acidifikací i na počátku příštího století.

## Literatúra

- Asman, W.A.H., Drukker, B. and Janssen, A.J. 1988: Modelled historical concentrations and depositions of ammonia and ammonium in Europe. *Atmos. Envir.*, **22**: 725-735.
- Barrett, K. and Berge, E. (eds.) 1996: Transboundary air pollution in Europe. EMEP/MSC-W, Report 1/96, Norwegian Meteorological Institute, Res. Rep. No. 32, Oslo.
- Bombówna, M. 1965: Hydrochemical investigations of the Morskie Oko lake and the Czarny staw lake above the Morskie Oko in the Tatra Mountains. In *Limnological Investigations in the Tatra Mountains and Dunajec River Basin* (ed. K. Starmach), Zeszyt No **11**: 7-11. Komitet Zagospodarowania Ziemi Górskich, Polish Academy of Sciences, Kraków.
- Bombówna, M. and Wojtan, K. 1996: Zmiany składu chemicznego wody jezior tatrzańskich przestrzeni lat. In *Przyroda Tatrzańskiego Parku Narodowego a Człowiek* (ed. Z. Krzan), pp. 56-59. TPN, Kraków-Zakopane.
- Fott, J., Pražáková, M., Stuchlík, E. and Stuchlíková, Z. 1994: Acidification of lakes in Šumava (Bohemia) and in the High Tatra Mountains (Slovakia). *Hydrobiologia*, **274**: 37-47.
- Kopáček J. a Stuchlík E. 1994: Chemical characteristic of lakes in the High Tatra Mountains, Slovakia. *Hydrobiologia*, **274**: 49-56.
- Kopáček, J., Procházková, L., Stuchlík, E. and Blažka, P. 1995: The nitrogen-phosphorus relationship in mountain lakes: Influence of atmospheric input, watershed, and pH. *Limnol. Oceanogr.*, **40**: 930-937.
- Kopáček, J., Procházková, L., Hejzlar, J. and Blažka, P. 1997: Trends and seasonal patterns of bulk deposition of nutrients in the Czech Republic. *Atmos. Envir.*, **31**: 797-808.
- Kopáček, J., Hejzlar, J., Stuchlík, E., Fott, J. and Veselý, J. 1998: Reversibility of acidification of mountain lakes after reduction in nitrogen and sulphur emissions in Central Europe. *Limnol. Oceanogr.*, **43**: 357-361.
- Lukavský, J. 1994: Algal flora of lakes in the High Tatra Mountains (Slovakia). *Hydrobiologia*, **274**: 65-74.
- Mylona, S. 1993: Trends of sulphur dioxide emissions, air concentrations and depositions of sulphur in Europe since 1880. EMEP/MSC-W Report 2/93, Norwegian Meteorological Institute, Oslo.
- Pacyna, J.M., Larssen, S. and Semb, A. 1991: European survey for NOx emissions with emphasis on Eastern Europe. *Atmos. Envir.*, **25A**: 425-439.
- Psenner, R. and Catalan, J. 1994: Chemical composition of lakes in crystalline basins: a combination of atmospheric deposition, geologic background, biological activity and human action. In *Limnology Now: A Paradigm of Planetary Problems* (ed. R. Margalef), pp. 255-314. Elsevier, Amsterdam.
- Reuss, J.O. and Johnson, D.W. 1986: Acid deposition and the acidification of soils and water. Springer-Verlag, New York.
- Schindler, D.W. 1988: Effects of acid rain on freshwater ecosystems. *Science*, **239**: 149-157.
- Stangenberg, M. 1938: Zur Hydrochemie der Tatrseen. *Verh. int. Ver. Limnol.*, **8**: 211-220.
- Stoddard, J.L. 1994: Long-term changes in watershed retention of nitrogen. In *Environmental Chemistry of lakes and reservoirs* (ed. L.A. Baker), pp. 223-284. Advances in Chemistry No. 237, Am. Chem. Soc. Washington.
- Stuchlík, E., Stuchlíková, Z., Fott, J., Růžička, L. and Vrba, J. 1985: Vliv kyselých srážek na vody na území Tatranského národního parku. *Zborník prác o TANAP-e*, **26**: 173-212.
- Van Miegroet, H. 1994: The relative importance of sulfur and nitrogen compounds in the acidification of fresh water. In *Acidification of freshwater ecosystems: Implications for the future* (eds. C.E.W. Steinberg and R.F. Wright), pp. 33-49. Wiley.
- Wright, R.F. 1983: Predicting acidification of North American lakes. Acid Rain Res. Rept. 4/83. Norwegian Institute for Water Research, Oslo.
- Wright, R.F. and Hauhs, M. 1991: Reversibility of acidification: soils and surface waters. *P. Roy. Soc. Edinb.*, **97B**: 169-191.