

30 let výzkumu šumavských jezer. Regenerace z okyselení a vliv gradace lýkožrouta

Skutečnost, že jsou šumavská jezera okyselená vysokou deposicí síry a dusíku z druhé poloviny 20. stol., a proto v nich nežijí ryby a paradoxně z téhož důvodu byla jejich voda průzračně čistá, se stala předmětem již mnoha publikací (také články v *Živě* 2002, 6: 265–269 a 2003, 1: 25–29). Když v r. 1984 geochemik Josef Veselý (1943–2007) i přes těžkosti spojené s tím, že Šumava byla železnou opnou na hranici dvou světů, odebral vzorky vody ze všech pěti jezer, zahájil dodnes trvající systematické novodobé sledování těchto unikátů české přírody. Pozorování započala v době, kdy byla jezera silně okyselená, a acidifikace je hlavním tématem zkoumání jezer dodnes (viz seriál *Účinky kyselého deště na lesní a vodní ekosystémy v Živě* 2009, 2–4). V novém tisíciletí se ale přidal ještě jeden faktor, kterým je gradace (přemnožení) lýkožrouta smrkového (*Ips typographus*) v okolních lesích. S tím spojené odumírání stromů totiž stav jezer v posledních letech ovlivňuje podobně jako dlouhodobé změny kyselé depozice. Vliv kombinace těchto dvou faktorů popíšeme v následujících odstavcích.

Charakteristika jezer a jejich povodí

Všechna šumavská jezera (Černé jezero, Čertovo j., Laka, Plešné j. a Prášílské jezero) vznikla činností lokálních ledovců a leží v podobné nadmořské výšce mezi 1 008 a 1 087 m n. m. (tab. 1 s charakterizací jezer najdete na webové stránce *Živy*). Všechna jsou v pásmu horských smrčín a jejich povodí pokrývají smrkové lesy, ať již přirozené (v karech jezer), nebo člověkem ovlivněné smrčiny v přístupnějších částech povodí. Podložní horniny tvoří křemence a rula, v případě Plešného a čás-

tečně i Prášílského jezera žula. Jezera jsou tak přirozeně náchylná k okyselení, protože se nacházejí na pomalu zvětrávajícím podloží, ve vysoké nadmořské výšce s nízkou teplotou a značnými srážkovými úhrny. Navíc v strmých jezerních karech je přítomno malé množství mělkých půd s nízkým obsahem bazických kationtů. Proto je přirozená neutralizační kapacita jezerních povodí velmi nízká. Kromě ledovcových jezer jsme do zkoumaného souboru zahrnuli i uměle vytvořené Žďárské jezírko (původně sloužilo jako záso-

bárna vody a obhospodařovaný rybník) mezi Knížecími pláněmi a Strážným, které v r. 1984 nebylo okyseleno, ale J. Veselý předpokládal, že postupně také dojde k jeho acidifikaci.

Na všech jezerech se od r. 1984 provádějí dvakrát ročně odběry, a to ve vrcholném létě (na přelomu července a srpna) a v době podzimní ztráty teplotní stratifikace – rozvrstvení vody (druhá polovina října). Na každém jezeře se na identických místech odebírají čtyři vzorky jezerní vody a vody hlavních přítoků. Z jezerních vzorků se vypočte aritmetický průměr měřených parametrů za každý odběr. Od r. 1997 se navíc odtoky a všechny přítoky Plešného a Čertova jezera sledují ve třítydenních intervalech pro zdokumentování sezonní dynamiky jejich chemického složení.

Změny lesních porostů v povodí jezer

Stav lesa v jednotlivých povodích jezer za 30 let sledování velmi dynamickou proměnou (obr. 2). Kůrovcová gradace (tedy přemnožení lýkožrouta smrkového; bližší viz články na str. 229–230 a 231–233), ale i pokusy o její zastavení kácením napadených stromů značně změnilo vlastnosti povodí důležité pro chemické složení jezerních vod. Nejvíce bylo kůrovcovým žírem ovlivněno povodí Plešného jezera, kde mu v průběhu let 2004–07 podlehl většina dospělých smrků. Gradace zde proběhla bez snahy ji umělymi zásahy brzdit, a tak je Plešné jezero ve stavu nejbližší přírodním podmínkám, protože les v povodí byl i před gradací součástí I. zóny národního parku (Trojmezský prales – přírodní památka Trojmezská hora). V současnosti jsou z velké části bez dospělých lesa i povodí Prášílského jezera a Laky. U jezera Laka byla zhruba polovina povodí vytěžena po orkánu Kyrill v r. 2007 a zbytek podlehl lýkožroutům. V povodí Prášílského jezera existovala holina (dnes uměle zalesněná) již od r. 1985, která byla zvětšena těžbou po Kyrillu. Ani ta ale nezabránila další kůrovcové gradaci a odumření prakticky všech stojících dospělých smrků v povodí.

1 Plešné jezero v r. 2003.

Foto J. Kopáček

2 Změny charakteru lesa v povodích šumavských jezer mezi lety 1984 a 2011 na základě analýzy leteckých snímků:

1 – zapojený les beze změny;

2 – zapojený les na bezlesých plochách existujících v r. 1984;

3 – přirozeně obnovený les po gradaci lýkožrouta smrkového (*Ips typographus*) před r. 1984;

4 – nezapojený les na bezlesých plochách existujících v r. 1984;

5 – nezapojený les po těžbách od r. 1984;

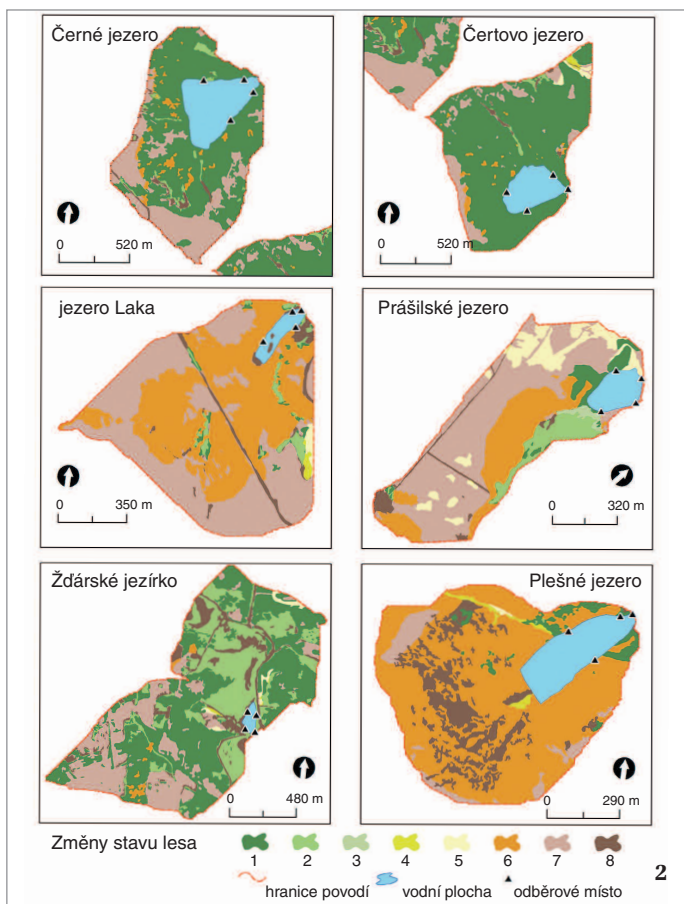
6 – les po gradaci lýkožrouta smrkového;

7 – vytěžený les; 8 – trvající bezlesí.

Černé body na březích jezer značí místa, kde se pravidelně odebírají vzorky vody pro analýzy.

3 Plešné jezero v r. 2013. Povodí Plešného jezera bylo v r. 2003, těsně před kůrovcovou gradací, porostlé dospělým smrkovým lesem. V r. 2013, 7 let po gradaci kůrovce, odumřelé dospělé smrky nahradilo vitální zmlazení smrku s příměsí jedle a buku. Foto J. Kopáček





Nejméně změn nastalo v povodích Čertova a Černého jezera, kde je dosud v jejich karech převážně dospělý smrkový les, ovšem ploché partie okolo Jezerní hory jsou z velké části odlesněny. Nejprve těžbou stromů napadených lýkožroutem (byť jde o národní přírodní rezervaci) a posléze rozsáhlými polomy po vichřicích, které rozvrátily nadměrně zředěný les. Vývraty byly oloupány a ponechány na místě. V povodí Černého jezera to bylo zhruba na 30 % území, v povodí Čertova jezera podleho vichřici asi 15 % porostů. V současné době ale lýkožrout zvolna postupuje zejména karem Černého jezera. Ani zde tedy těžba a loupaní kmenů jeho šíření nezabránilo.

Ploché povodí Žďárského jezírka, které leží převážně ve II. zóně národního parku, je mozaikou dospělého lesa, holin po těžbách a mlazin. Reprezentuje spíše tradiční lesnické hospodaření a jeho stav nebyl kůrovcovou gradací příliš ovlivněn, protože se nachází relativně daleko od zdrojů lýkožrouta v bezzásahových územích.

Atmosférická depozice

Od r. 1991 se měří atmosférická depozice síry a dusíku v povodí Černého jezera a od r. 1997 i v povodí Plešného jezera (obr. 1 na webu Živa). Přes tradovanou zchovalost a čistotu Šumavy zde depozice síry (okolo 50 kg/ha/rok) a dusíku (30 kg/ha/rok) dosahovala počátkem 90. let 20. stol. skoro stejných hodnot jako v tradičně znečištěných oblastech Krušných nebo Jizerských hor. Odsíření českých elektráren proběhlo mezi lety 1992–99 a v první dekádě nového tisíciletí i v Polsku. Elektrárny v západní Evropě byly postupně odsířovány již od konce 70. let a v bývalé NDR byla značná kapacita tepelných elektráren v Sasku na počátku 90. let zcela vypnuta. Depozice

síry proto na Šumavě poklesla až na dnešních 3–5 kg/ha/rok, tedy na méně než desetinu výchozího stavu, tzn. na hodnoty, kterých dosahovala před více než 100 lety. Depozice reaktivního dusíku (součet amoniakálního a dusičnanového) klesla v důsledku optimalizace spalovacích procesů a katalytického odstraňování oxidů dusíku ze stacionárních i mobilních zdrojů, ale zejména kvůli snížení emisí amoniaku ze zemědělství, danému dramatickým poklesem živočišné výroby. Proto již v polovině 90. let klesla depozice reaktivního dusíku na 15–20 kg/ha/rok a na této hodnotě se udržuje dodnes. Strmější pokles depozice síry (na 3 kg/ha/rok) i dusíku (na 10 kg/ha/rok) v povodí Plešného jezera byl způsoben odlesněním po kůrovcové gradaci v letech 2004–07. Ztráta jehlic totiž znamená značné snížení specifického povrchu lesního porostu, na kterém se mohou sloučeniny síry a dusíku z ovzduší zachycovat.

Chemismus jezer

Trendy v chemickém složení jezer lze rozdělit na dvě periody – období let 1984 až 2006, kdy naprosto dominantním řídicím mechanismem změn bylo snížení atmosférické depozice, a 2007–12, kdy do hry vstoupily změny v povodích vyvolané kůrovcovou gradací.

Již od r. 1984 je zaznamenáván pokles koncentrací většiny sloučenin přicházejících z atmosféry. Nejvýraznější je u síranů, kde je prakticky lineární a pokračuje až do současnosti. Přestože depozice po r. 2000 klesala již jen mírně, změna koncentrace je lineární vlivem postupného uvolňování síranů z půd, kde se v době vysoké depozice částečně fyzikálně-chemicky adsorbowały (zadržovaly). Toto zadržování v půdách

částečně bránilo ještě větší acidifikaci vod, nyní naopak jejich vyplavování prodlužuje regenerační fázi. K největšímu úbytku síranů došlo v Plešném a Prášílském jezeře (o 77 %). Zatímco mezi lety 1984 a 2006 klesaly sírany statisticky významně ve všech jezerech, v období 2007–12 je prokazatelné snížení pozorováno jen v Plešném jezeře (podrobněji viz tab. 2 na webu).

Velmi podobný trend mají i koncentrace chloridů, jejichž částečným zdrojem (kromě mořského aerosolu) je také spalování uhlí a chemický průmysl. Koncentrace chloridů poklesly o 31–55 %.

Poněkud jiný trend mají koncentrace dusičnanů (obr. 4). Jejich množství nejprve klesalo, stejně jako u aniontů ostatních silných kyselin. Důvodem bylo snížení atmosférické depozice dusíku, ale i postupná regenerace povodí z acidifikace, kde zejména půdní mikroorganismy začaly spotřebovávat větší množství dusíku a fixovat ho v půdách více než v období vysoké acidifikace. Přítoky se tak do jezer dostávalo méně dusičnanů. Tento trend trval zhruba do poloviny dekády 2000–10. Od r. 2007 ale opět stoupají – v Černém a Prášílském jezeře a v Laci statisticky významně, a to po odlesnění povodí (detailněji viz dále).

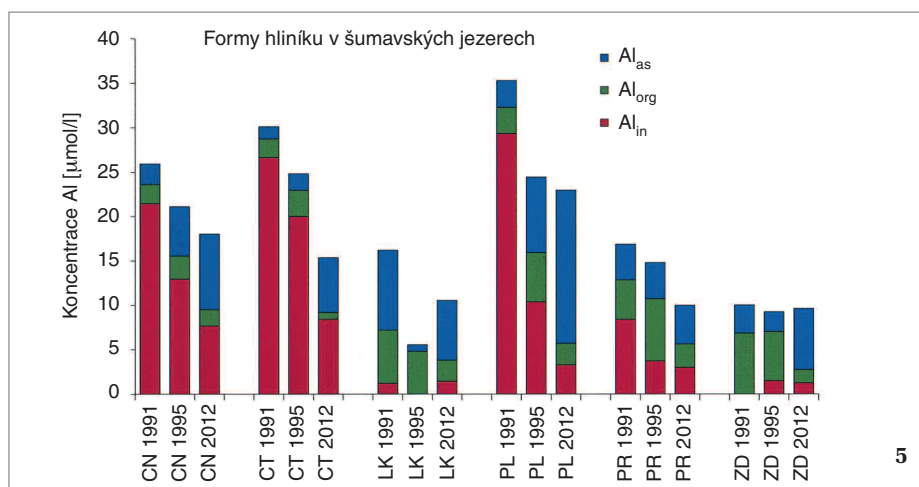
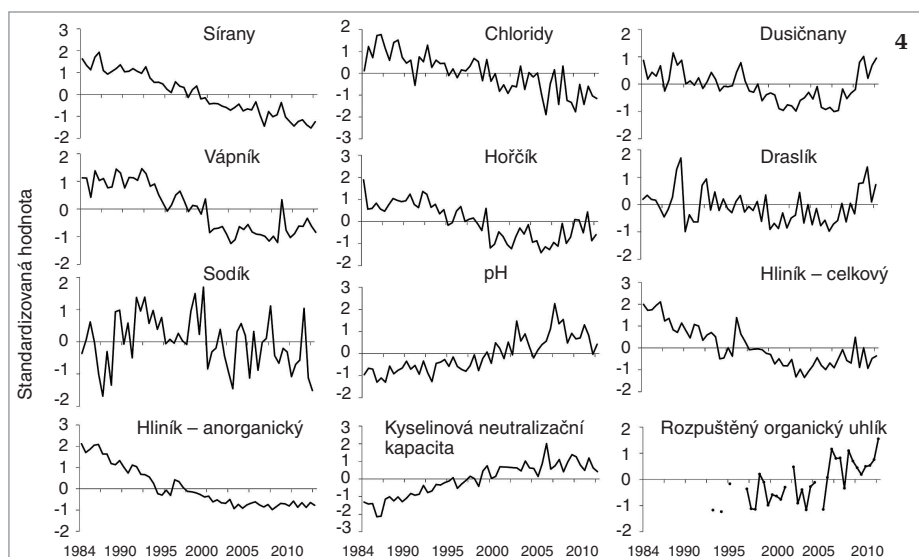
Bazické kationty (vápník – Ca, hořčík – Mg, sodík – Na, draslík – K) jsou důležitými makroprvky, které mají jednak funkci živin (mimo sodík), ale současně jsou i hlavními kationty bránícími acidifikaci půd a vod silnými kyselinami z atmosférické depozice. Hlavním zdrojem je zvětvávání hornin a atmosférická depozice. Na obsah bazických kationtů v půdách má značný vliv také jejich vnitřní koloběh mezi půdou a vegetací, tedy akumulace v rostlinách během jejich růstu a následně

uvolňování při rozkladu odumřelé biomasy. Hlavním mobilizovatelným zásobníkem bazických kationtů v půdě jsou výměnná místa iontově-výměnného komplexu půd, kde se vyskytují ve formě kladně nabitých iontů. Odtud je silné kyseliny z kyselého deště vymývají za současné náhrady jinými kationty, především vodíkovými a hliníkovými. Proto vývoj koncentrací dvojmocných kationtů vápníku a hořčíku (Ca^{2+} a Mg^{2+}) do značné míry kopíruje trendy silných kyselin (síranů, chloridů a dusičnanů) a dosáhly společně maximálních hodnot v polovině 80. let. V letech 2007–12 se ale v důsledku nárůstu koncentrací dusičnanů trend úbytku vápníku a hořčíku zvrátil a jejich vymývání z půd se opět zvýšilo (obr. 4 a tab. 2 na webu).

Méně výrazně na pokles silných kyselin reagují jednomocné kationty – sodík (Na^+) a draslík (K^+). Oba mají nižší afinitu k iontově-výměnným místům na půdních částicích a jejich dynamika je tak více řízena primárními zdroji v ekosystému. Sodík, který se významně nehromadí v biomase rostlin, se z půd rychle vyplavuje do povrchové vody a jeho koncentrace se během celých 30 let prakticky nemění (obr. 4). Draslík je významnou živinou pro vegetaci a jeho důležitým zdrojem je rozkládající se rostlinná biomasa (hlavně jehličí). Jeho koncentrace proto mezi lety 1984–2006 velmi mírně klesaly, avšak v letech 2007–12 rostly následkem změn v povodích jezer (viz dále).

Po regeneraci z acidifikace se v letech 1984–2006 snížila kyselost jezer – pH stoupalo pozvolna od počátku monitorování v r. 1984 a nejrychlejší regenerace proběhla na přelomu tisíciletí (obr. 4). Nejkyselejší bylo a i dnes zůstává Čertovo jezero, kde pH mezi lety 1984–86 a 2010–12 vzrostlo z 4,32 na 4,70. Po něm následují Prášílské (z 4,49 na 5,08), Černé (z 4,56 na 4,93) a Plešné (z 4,64 na 5,18). Jezero Laka bylo relativně málo acidifikováno již v r. 1984 (pH 5,22) a dnes má pH 5,43. Žďárské jezírko nebylo kyselé (pH 6,32) a dnes je jeho pH 6,23. Nedošlo zde tedy k acidifikaci, kterou v počátcích sledování očekával Josef Veselý, protože mezitím nastoupilo značné snižování kyselých depozic. Rychlý pokles kyselosti jezer se ale významně zpomalil a některá se dokonce začala opět okyselovat po kůrovcových gradacích a následných těžbách lesa od r. 2007 po orkánu Kyrill (v Plešném jezeře už od r. 2004, viz dále). Tento trend je patrný zejména v Prášílském, Plešném a v jezeře Laka, tedy tam, kde došlo k největšímu úbytku vzrostlých stromů (obr. 2).

S kyselostí jezer je úzce spjat obsah hliníku, jehož některé formy jsou toxické pro řadu vodních organismů i kořenové systémy stromů. Tento prvek se rozpouští z půdních minerálů při nízkém pH a je hlavní příčinou, proč v jezerech dodnes nemohou žít ryby (byly zde v minulosti v případě pstruha obecného – *Salmo trutta* pravděpodobně a u nepůvodního siveňá amerického – *Salvelinus fontinalis* určité vysazeny lidmi, viz dále) a je omezený také výskyt mnoha druhů bezobratlých živočichů a rostlin. S poklesem kyselosti půdních a posléze jezerních vod tak koncentrace hliníku rovněž klesá a inverzně kopíruje hodnoty pH. Nejvyšší kon-



centrace hliníku jsou proto naměřeny v Čertově jezeře a nejnižší v jezeře Laka a ve Žďárském jezírku. U hliníku je však třeba rozlišovat mezi jeho chemickými formami. Celkový hliník je mírou okyselení systému, ale není vždy mírou toxicity vůči rostlinám a živočichům. Toxicitu způsobují pouze jeho iontové formy (obr. 5), které se souhrnně nazývají anorganický hliník (Al_{in}). Ostatní formy – organicky vázaný hliník s huminovými a fulvokyselinami (Al_{org}) a suspendovaná směs hydroxidu hlinitého a koloidů, nazývaná v kyselině rozpustný hliník (Al_{as}), nejsou přímo toxické. Při zvyšování pH obsah toxické formy klesá rychleji než celkový hliník. Proto se situace šumavských jezer z hlediska toxicity zlepšuje, a to zejména v menších nádržích. Nejvyšší koncentrace Al_{in} jsou stále v Čertově a Černém jezeře a zde není předpoklad, že by se tento stav v příštím desetiletí mohl zlepšit na úrovni umožňující např. život ryb. Také Plešné a Prášílské jezero není dosud vhodné pro rybí populaci, situaci zde navíc komplikuje mírné zvýšení kyselosti v posledních letech. Jezero Laka v tuto chvíli krátkodobě může zřejmě z pohledu chemismu vody vyhovět a Žďárské jezírko je zarybněno pstruhem obecným, střevlí potochní (*Phoxinus phoxinus*) a dalšími druhy již dlouhodobě. Situace je složitější, protože o toxicitě nerozhoduje jen samotný obsah Al_{in} , ale i další faktory, jako koncentrace vápníku a hořčíku ve vodě. Čím je jich ve vodě méně, tím nižší koncentrace Al_{in} je

pro ryby toxická. Významná pro přežití ryb jsou i přechodná prudká okyselení jezerních vod v období tání sněhu, kdy se hodnoty pH a koncentrací Al_{in} v jezeře Laka blíží těm, které po většinu roku pozorujeme v Černém a Čertově jezeře.

Toxicita a kyselost vod závisí do značné míry i na obsahu rozpuštěného organického uhlíku (DOC – Dissolved Organic Carbon). DOC reprezentuje množství huminových kyselin a fulvokyselin, které jsou přirozeného původu, jsou poměrně kyselé, komplexotvorné a barví vodu dohněda. DOC (měřený systematicky až od poloviny 90. let) stoupá ve všech jezerech, mimo Žďárského jezírka. Je to způsobeno poklesem okyselení půd, kdy se při vyšším pH a nižší iontové síle půdních vod huminové kyseliny a fulvokyseliny lépe rozpouštějí a jejich transport z půd do povrchových vod stoupá. Protože jsou tyto látky poměrně kyselé, zpomalují regeneraci jezer z acidifikace (měřeno hodnotami pH), ale na druhou stranu převádějí do netoxické formy více hliníku a pomáhají tak snižovat toxicitu vody. Obecně jsou koncentrace DOC v šumavských jezerech velmi nízké – od 2,2 mg/l v Černém jezeře do 6,7 mg/l v Plešném.

V jezerech od r. 1984 také roste kyselinová neutralizační kapacita (ANC – Acid Neutralizing Capacity), vypočtená zde jako rozdíl mezi sumou bazických kationtů a sumou aniontů silných kyselin. Hodnota ANC je záporná u okyselené vody a když je v ní více aniontů silných kyselin,



4 Dlouhodobé (1984–2012) standardizované hodnoty (průměr hodnot nula a jednotková variance) koncentrací chemických prvků a sloučenin v šumavských jezerech

5 Různé formy hliníku ve vodách šumavských jezer mezi lety 1991, 1995 a 2012. Al_{as} – v kyselině rozpustný hliník, Al_{org} – organické komplexy hliníku s huminovými a fulvokyselinami, Al_{in} – anorganické komplexy hliníku a volný Al^{3+} . CN – Černé jezero, CT – Čertovo j., LK – Laka, PL – Plešné j., PR – Prášílské jezero a ZD – Žďárské jezírko

6 Odběr zooplanktonu z Plešného jezera. Foto P. J. Juračka

7 Počet druhů jepic, pošvatek, chrostíků a vodních ploštíc nalezených v šumavských jezerech v letech 1991–94, 2000–02, 2007–08 a 2010–11

(* – nedostatečně vzorkovaná skupina). Upraveno podle: T. Soldán a kol. (2012)

8 Vývoj velikosti jezerních populací šídlatky jezerní (*Isoëtes lacustris*) a š. ostnovýtrusé (*I. echinospora*). Všechny orig. autoři článku

a kladná, pokud převažují bazické kationty. ANC šumavských jezer rostla statisticky významně v období let 1984–2006, poté až do r. 2012 stagnovala (obr. 4).

Vliv odlesnění na chemismus vod

Absence dospělých smrků v povodí jezer má nezanedbatelný vliv na chemismus vody. Detaily dokumentující tuto situaci byly získány v povodí Plešného jezera. V letech 1997–2004 bylo celé povodí zalesněno převážně dospělou horskou smrčínou, která je součástí I. zóny NP Šumava Trojmezenský prales. Mezi lety

1997–2003 probíhala pozvolná regenerace jezera, jak ukazuje zejména pokles síranů a vzrůst pH. Koncentrace dusičnanů sezonně kolísaly zhruba mezi 20–80 $\mu\text{eq/l}$ a byly výrazně nižší než obsah síranů (viz obr. II na webu Živy). V zimě mají mikroorganismy omezený metabolismus a vegetace neroste, proto jsou zimní koncentrace dusičnanů vyšší než letní, kdy je větší podíl dostupného dusíku spotřebován. Celoroční přítomnost dusičnanů dokládala, že jezero a jeho povodí jsou nasyceny dusíkem – kombinovaný vstup dusíku z atmosféry a z rozkladu organické hmoty v půdách převyšoval možnosti ekosystému ho opětovně spotřebovat – a tak částečně odtekal do povrchových vod ve formě dusičnanů. Jejich vyplavování přispívalo k okselování systému, ale protože byl tento příspěvek nižší než u trvale klesajících síranů, jezero se v období 1997–2003 zotavovalo z acidifikace.

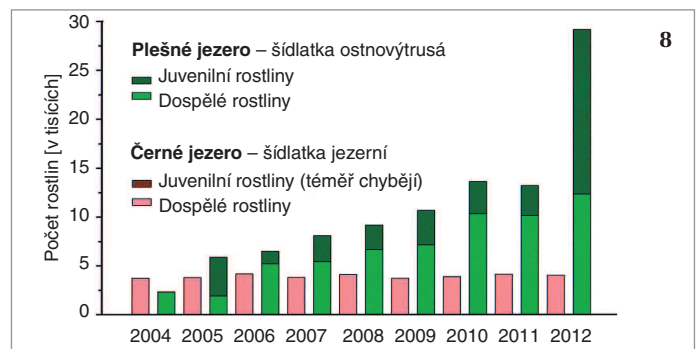
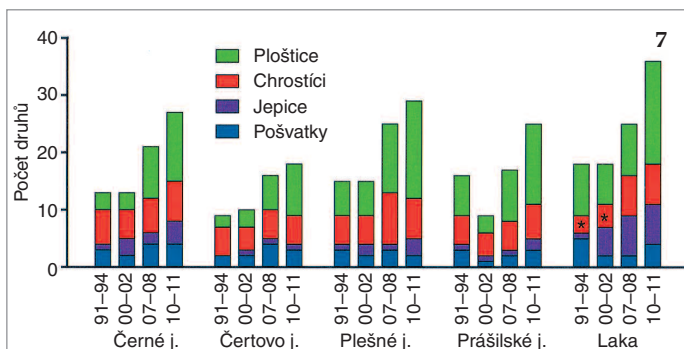
Po extrémně suchém létě r. 2003 se do povodí jezera začala šířit kůrovcová gradace z hlavního komplexu Trojmezenského pralesa, která v povodí tohoto hlavního přítoku zahubila v letech 2004–05 většinu dospělých smrků (obr. 2 a 3). Po jejich odumření se téměř okamžitě začaly zvyšovat koncentrace dusičnanů (obr. II na webu Živy). Důvodem byl snížený odběr dusíku stromovým patrem, zvýšená mineralizace organických půd v povodí a také jednorázový rozklad opadaného jehličí. Míra mineralizace vzrostla především stoupáním teploty v odumřelém dospělém lese. V rámci mineralizace byl organický dusík vázaný v půdě oxidován na dusičnany, a protože kapacita ekosystému vázat dusík byla vyčerpána ještě před gradací, koncentrace v povrchové vodě se zhruba ztrojná-

sobila a v zimních epizodách stoupla téměř na pětinasobek. Vstup silné kyseliny dusičné do půd a vod se okamžitě projevila snížením pH a zvýšením toxické anorganické frakce hliníku. Dusičnany se tak staly řídicím faktorem okyselení vod. Jejich koncentrace dosáhly maxima asi 3–5 let po začátku gradace (obr. II na webu Živy) a v současné době již klesají, protože se postupně vyčerpává zásoba rozložitelné organické hmoty v půdách. V povodí se také poměrně rychle objevuje nová vegetace, která jednak zastíní půdy, jež začnou znovu vázat uhlík a dusík do půdní biomasy, a také mladé semenáčky dřevin spotřebovávají dusík pro svůj růst. Podle zahraničních zkušeností z podobných ekosystémů trvá období zvýšených koncentrací dusičnanů zhruba 7 let. V případě klimaticky extrémního karu Plešného jezera to bude pravděpodobně poněkud déle. Ekosystém ale z úhynu dospělých jedinců smrku i profitoval – poklesem suché depozice (zachycení na jehlicích) v korunách smrků se ještě více snížily celkové vstupy síry i dusíku z atmosféry do půd. Obsah síranů v jezeře tak nadále zřetelně klesá. V době kratší než 10 let lze očekávat, že dávka dusičnanů z povodí do jezera poklesne dokonce pod původní hodnoty z let 1997–2003, a to zotavením půd a zlepšenou fixací dusíku půdními mikroorganismy a také díky rozvoji obnovujícího se lesního porostu. Navíc v povodí zůstala veškerá dřevní hmota, která postupně bude tlít a uvolňovat do půd nemalé zásoby bazických kationtů, jež budou k dispozici pro růst nového lesa i k neutralizaci acidifikačních projevů. Lze tedy očekávat, že jezero v dlouhodobé perspektivě z kůrovcové gradace spíše získá, byť je to vykoupeno krátkodobou acidifikací.

Podobnou situaci způsobenou zvýšením obsahu dusičnanů pozorujeme po r. 2007 i u dalších jezer, kde došlo k odlесnění povodí, a to jak z důvodů ponechání gradace, nebo naopak kácením kvůli zastavení postupu lýkožrouta. Okyselení způsobené koncentrací dusičnanů postihlo i jezero Laka, Prášílské jezero a v r. 2012 také Černé jezero, kde se projevila počínající kůrovcová gradace v Jezerním stěně.

Je důležité zdůraznit, že ponecháním stromů v povodí jezer (ať už stojících nebo pokácených) došlo k účinné částečné neutralizaci dusičnanů bazickými kationty uvolněnými rozkladem jehličí a dřeva (hořčík a draslík). Bez ponechání této biomasy v povodí by opětovná acidifikace jezerních vod byla mnohem výraznější.

Že změny lesa v povodí zřetelně ovlivňují ekologický stav jezer, lze dobře dokumentovat na změně ANC jezer (viz obr. III



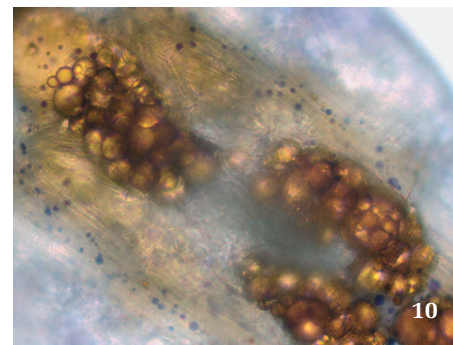
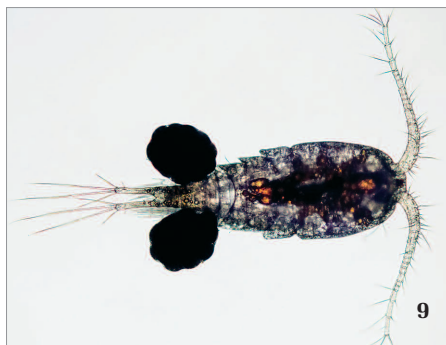
na webu Živy). Hodnota 0 $\mu\text{eq/l}$ se považuje za kritickou pro přežití ryb v jezerech a 50 $\mu\text{eq/l}$ bezpečnou biologickou hranicí. Během čtvrt století regenerace má Čertovo a Černé jezero hodnotu ANC stále zápornou, Plešné a Prášílské se blíží hranici tolerance a jezero Laka se pohybuje v intervalu 0–50 $\mu\text{eq/l}$. Všechna jezera se zlepšila zejména v období let 1984–2006 a od té doby se jejich zotavování dočasně zpomalilo nebo zastavilo změnami vegetace v povodí.

Oživení a biologické zotavování jezer

Negativní důsledky okyselení šumavských jezer pro jejich oživení jsme v Živě již opakovaně podrobně popsali (2002, 6: 265–269; 2003, 1: 25–29; 2009, 4: 189–192). Osud všech jezer byl velmi podobný – po okyselení došlo postupně ke snížení jejich biologické rozmanitosti, a to ve většině taxonomických skupin, pro něž máme dostatek informací z období před nástupem acidifikace.

Výskyt ryb v první polovině minulého stol. můžeme s určitou nejistotou předpokládat ve všech pěti jezerech, kdy jen do Černého a Laky se zřejmě mohl pstruh obecný dostat přirozeně (v Černém a Plešném jezeře se vyskytoval v jezerní formě dosahující značné velikosti; doloženo exempláři v Národním muzeu v Praze), do ostatních byl nejspíš občas vysazován, stejně jako nepřímým siven americký; chybějí ale důkazy. S naprostou jistotou však víme, že po okyselení vody ryby vyhynuly již někdy v 60. letech 20. stol. Nejdéle přežíval siven americký v Černém jezeře, kde byli poslední zubožený jedinci pozorováni počátkem 70. let. Hlavní příčinou vyhynutí ryb jistě byl nepříznivý chemismus a zejména toxicita hliníku, a to jak přímá toxicita Al_{in} (způsobující např. poškození jiker a plůdku nebo nekrozy žaber), tak nepřímé působení povlaků hydroxyoxidů hliníku (Al_{as}). Ty vznikají srážením iontového hliníku při zvýšení pH na povrchu žaber, kde následný povlak amorfní sraženiny hydroxidu hlinitého brání výměně plynů a ryby se udusí. Stejný efekt postihuje i vodní larvy hmyzu, které mají vnější žábry. Kromě toxicity hliníku ovšem živořící populace ryb určitě trpěly výrazným úbytkem potravních zdrojů, který provázel okyselení jezer.

Snížená úživnost jezer vedla k výraznému ústupu biomasy fytoplanktonu, zooplanktonu i makrozoobentosu a k úplnému vyhynutí mnoha druhů planktonních korýšů, jepic (*Ephemeroptera*), pošvatek (*Plecoptera*) a chrostíků (*Trichoptera*). Na přelomu 70. a 80. let přežívaly ve většině jezer jen odolné acidotolerantní druhy – v litorálu drobné perloočky z čeledi *Chydoridae*, jepice podvečerní (*Leptophlebia vespertina*) a pošvatky z čeledi *Nemouridae* a *Leuctridae*. V zooplanktonu pak ojedinelí vířníci (např. krunýřenka *Brachionus sericus*, hrotěnka *Keratella serrulata*, kuželovka *Microcodon clavus*, mečovka *Polyarthra remata*) a v Plešném jezeře ještě skákavka rybníční (*Heterocope saliens*). Výjimku tvořilo Prášílské jezero, v němž vrcholnou acidifikaci přečkaly tři druhy planktonních korýšů – buchanka hlubinná (*Cyclops abyssorum*) a perloočka hrotnatka průsvitná (*Daphnia longispina*)



a velkoočka slatinná (*Polyphemus pediculus*), kteří v ostatních jezerech vyhynuli. Jejich přežití v Prášílském jezeře umožnily poloviční koncentrace hliníku oproti ostatním jezerech, navíc s vysokým podílem organicky vázané formy (Al_{org}), a tedy nižší obsah toxického Al_{in} v jezerní vodě.

Pro všechny přežívající organismy byla charakteristická nízká početnost ještě začátkem 90. let 20. stol. Přestože v té době již docházelo díky poklesu depozice síry a dusíku k postupnému zlepšování jezerní vody, trvalo prakticky desetiletí, než se objevily známky biologického zotavování. Mezi první patřil postupný nárůst biomasy fytoplanktonu v mezotrofním Plešném jezeře, provázený několikařádkovým nárůstem početnosti vířníků během 90. let. Dalším důkazem lepších se poměrů byl postupný návrat břičhatky jezerní (*Ceriodaphnia quadrangula*) do Černého (1997), Prášílského (2002) a Čertova jezera (2007), anebo nálezy mírně acidotolerantního vířníka *Keratella hiemalis* v jezerech Černém a Čertově (se souhlasem ochrany přírody) navráceny dva druhy původních korýšů (buchanka hlubinná a hrotnatka průsvitná) do Plešného jezera, a to přenesením jejich populací z Prášílského jezera. Zatímco buchanky vytvořily v Plešném jezeře prosperující populaci (obr. 9 a 10), perloočky se zde přes zdánlivý dostatek potravy vůbec neuchytily.

Zotavování jezerních ekosystémů potvrzují také dlouhodobá data o početnosti larev vodního hmyzu a především výskyt nových druhů jepic, pošvatek, vážek, chrostíků a dalších skupin, resp. jejich návrat odrážející nižší toxicitu vodního prostředí a lepší potravní nabídku. To se týká především zvýšení počtu dravých druhů vodních ploštic (obr. 7), které jinak snázejí nízké pH velmi dobře.

Okyselení jezer těžce postihlo i vzácné glaciální relikty a ochranné klenoty šumavských jezer – šídlatku jezerní (*Isoëtes lacustris*) v Černém a šídlatku ostnovýtrusou (*I. echinospora*) v Plešném jezeře. Obě populace těchto vodních rostlin po desetiletí živořily pod hladinou a teprve nedávný výzkum nám umožnil pochopit jejich životní strategii. Dospělé šídlatky jsou překvapivě dlouhověké a mohutné kořeny jim zajišťují přežití v okyselené vodě, zato jejich rozmnožování bylo dlouhodobě neúspěšné. Klíčení spor až po zakořenění je totiž velmi citlivé k nízkému pH a toxicitě hliníku. Zatímco šídlatka ostnovýtrusá stihne vyklíčit během jediné vegetační sezony, takže se od r. 2005 úspěšně rozmnožuje, rostliny šídlatky jezerní klíčí v zimě dosud téměř nepřežívají vysoké

zimní a jarní koncentrace Al_{in} v Černém jezeře (obr. 8). Pro mnohé návštěvníky Šumavy je měřítkem dobrého stavu jezer skutečnost, zda v nich žijí, nebo nežijí ryby. Nejnější stav by už zřejmě umožnil krátkodobé přežití sivena amerického, který je vůči toxicitě hliníku odolnější než pstruh, ovšem ryby by nejspíš zahynuly v jarním období, kdy do jezer proudí stále silně kyselá voda z přítoků. Navíc nová introdukce nepřímého druhu je zcela nežádoucí. Původní pstruh obecný by asi dnešní podmínky nevydržel ani krátkodobě, a každopádně by se nemohl rozmnožovat – zimní inkubace jiker v prostředí zvýšených koncentrací Al_{in} pro něj představuje stejně kritickou fází jako pro šídlatku jezerní. Nejpříznivější podmínky pro návrat pstruha má nejmenší jezero Laka (pH v letním a podzimním období vyšší než 5,2), ale i zde by zřejmě kyselá voda z jarního tání během několika let pstruha vyhubila. V jezerním potoce, který z Laky odtéká, žije populace pstruha obecného, která okyselení přežila díky přítoku neutrálních vod asi 0,5 km pod jezerem. V době tření byly zaznamenány dospělé ryby téměř pod jezerem, takže je asi jen otázkou času a příznivé shody okolností, kdy se pstruzi do Laky vrátí. Všechna ostatní jezera navíc mají bariéry pro migraci ryb – hráze byly zvýšeny v 19. stol., kdy se jezerní voda využívala ke zvyšování průtoků v kanálech a potocích kvůli plavení dřeva. Ryby se tak do většiny z nich nemohou přirozeně dostat, ani v případě

akutní toxicity vody uniknout. A jakékoli umělé zarybňování nepřichází v I. zóně národního parku nebo v národní přírodní rezervaci v úvahu.

Další vývoj

V dlouhodobé perspektivě jezera ovlivňuje zejména kyselá depozice, k níž se v poslední dekádě připojila těžba nebo odumírání dospělého lesa gradací lýkožrouta. Zatímco působení kyselé depozice bude i při jejím současném příznivém trendu odeznívat ještě desítky let, vliv poškozujícího stromového patra pravděpodobně odezní během další dekády. V krátkodobé perspektivě zatím naše výsledky naznačují relativně malý rozdíl mezi dopadem umělého odlesnění, nebo bezzásahové kůrovcové gradace. V dlouhodobé perspektivě ale lesnický zásah a odvoz biomasy z povodí vytváří předpoklady k horšímu průběhu regenerace – půdy jsou více vystaveny světlému a teplotním extrémům, více narušeny pojezdem těžké techniky a ochuzeny o odvezené živiny, včetně bazických kationtů nezbytných pro další růst lesa i k neutralizaci kyselých půdních vod; regenerace lesa bude určitě pomalejší.

Atmosférická depozice síry je dnes velmi nízká, hodnoty mezi 3–5 kg/ha/rok se zřejmě nebudou nadále snižovat, protože to technicky již téměř není možné. Hodnoty u dusíku nejspíš také příliš neklesnou, protože dva nejdůležitější zdroje – doprava a zemědělství – jsou na setrvalé úrovni a snahy o další snížení emisí narážejí na omezování současného způsobu života evropské společnosti. I politická ochota je v tomto poměrně nízká, protože současná situace nezpůsobuje žádné celospolečensky problematické a viditelné důsledky, jakými bylo odumírání lesů a acidifikace jezer zapříčiněné imisemi síry v 60. až 90. letech 20. stol. Dusík vyvolává pomalejší a pro laiky méně viditelné změny ekosystémů, které se projevují především změnou biodiverzity a jen v extrémních případech (a těmi jsou šumavská jezera) se depozice dusíku odrazí i v acidifikaci vod. Šumavská jezera tedy zřejmě čeká pozvolná regenerace, která by se postupně více než změnou chemických vlastností měla projevit alespoň v částečném návratu některých vymizelých druhů živočichů a rostlin. Je ale obtížné v tuto chvíli dělat konkrétní prognózy, kdy se

který druh znovu objeví. Významnou překážkou je rovněž omezená schopnost šíření některých druhů na poměrně velké vzdálenosti, jaké mezi jezery existují. Je možné, že se ryby vrátí do některého z menších jezer (nejnadějněji vypadá Laka) nejdříve v příštím desetiletí. Návrat bentosu a zooplanktonu je ale pravděpodobnější i v kratším čase.

Dlouhodobé monitorování se provádí v rámci výzkumného záměru České geologické služby (MŽP 0002579801), Centra excellence EU CzechGlobe – Centrum pro studium dopadů globální změny klimatu, Reg. No. CZ.1.05/1.1.00/02.0073 a projektu GA ČR č. P504–12–1218.

Kompletní obrazová příloha (grafy a tabulky nezařazené z prostorových důvodů do textu) je uvedena na webové stránce Živy.

Kolektiv spoluautorů: Filip Oulehle, Tomáš Chuman, Jiří Kopáček, Jaroslav Vrba, Martina Čtvrtlíková a Vladimír Majer

Petr Doležal

Jak se žije v lese (smrkovém) – kapitoly ze života lýkožrouta smrkového

Lýkožrout smrkový (*Ips typographus*) je v současnosti jedním z ekonomicky nejvýznamnějších „škůdců“ produkčních smrkových porostů v Eurasii a následky kůrovcových gradací jsou v krajině patrné po desetiletí. Bez ohledu na ohlas, kterého se mu v posledních letech dostává v souvislosti s přemnožením na území NP Šumava, je však přirozenou součástí lesních ekosystémů (o gradacích lýkožrouta a o dynamice a obnově horských smrčin bližší v člancích na str. 231–233, 213–216 a 216–219 tohoto čísla Živy). Některé aspekty biologie druhu jsou navíc nesmírně zajímavé a navzdory pozornosti, která je mu věnována, nejsou dostatečně prostudovány.

Taxonomie a zoogeografie

Lýkožrout smrkový je jedním ze 110 skupin podčeledi kůrovcovitých (*Scolytinae*), s nimiž se můžeme setkat v České republice. Původně byli kůrovci řazeni do samostatné čeledi, nyní se však považují za vysoce specializované „nosatce bez nosu“ a řadí se tedy do čeledi nosatcovitých (*Curculionidae*). Rod *Ips*, do něhož lýkožrout smrkový náleží, je u nás zastoupen dalšími pěti druhy: lýkožrout vrcholkový (*I. acuminatus*) a l. borový (*I. sexdentatus*) na borovici (*Pinus*), l. modřínový (*I. cembrae*) na modřínu (*Larix*), l. menší (*I. amitinus*) a l. severský (*I. duplicatus*) na

smrku (*Picea*). Vesměs jde o velmi běžné druhy. Ve starší literatuře se můžeme setkat s odlišným označením rodu jako např. *Dermestes*, *Bostrichus*, případně *Tomicus*, od konce 19. stol. se však ustálilo používání jména *Ips*. Obdobně i v českém jazyce se vyvíjelo od nejstaršího korovec, kůrovec a lýkohub až ke dnes používanému názvu lýkožrout.

Tento druh patří v Eurasii mezi nejvýznamnější hospodářské „škůdce“ kulturních porostů s převahou smrku, zejména pro svou schopnost rychle se namnožit v příhodných potravních a klimatických podmínkách. Geografický areál vymezuje



1 Dospělec lýkožrouta smrkového (*Ips typographus*) – jeho průměrná velikost je 4–5 mm

na západě Francie, severní hranice rozšíření zasahuje do Norska, Švédska a Finska (až přibližně do 66° severní šířky), na jihu sahá do severní Itálie, Bulharska a země bývalé Jugoslávie, na východě pak přes Kavkaz a Sibiř až do Číny. V Evropě je hlavní hostitelskou dřevinou smrk ztepilý (*Picea abies*), i když jsou zdokumentovány případy, kdy žir a vývoj lýkožrouta probíhal v jedlích (*Abies*), borovicích a modříněch. V severovýchodní části areálu napadá rovněž smrk sibiřský (*P. obovata*) a smrk východní (*P. orientalis*). Geograficky izolovaná asijská forma *I. typographus* f. *japonicus* (popsaná jako samostatný druh, ale často považovaná jen za synonymum lýkožrouta smrkového) se zaměřuje na smrk ajanský (*P. jezoensis*).

Životní cyklus

Jako první nalétávají na stromy samečci. Teprve po 2–4 dnech, během nichž vyhledávají tzv. snubní komůrku, přilétají samičky.